

# Guías para la calidad del agua potable

PRIMER APÉNDICE A LA TERCERA EDICIÓN

**Volumen 1**

**Recomendaciones**

**Organización Mundial de la Salud**

Catalogación por la Biblioteca de la OMS

**Organización Mundial de la Salud.**

**Guías para la calidad del agua potable [recurso electrónico]: incluye el primer apéndice. Vol. 1: Recomendaciones. Tercera edición.**

Versión electrónica para la Web.

1. Normas sobre el agua potable. 2. Normas sobre el agua. 3. Normas sobre la  
calidad del agua. 4. Directrices. I. Título.

ISBN 92 4 154696 4

(Clasificación de la NLM: WA 675)

© Organización Mundial de la Salud, 2006

Se reservan todos los derechos. Las publicaciones de la Organización Mundial de la Salud pueden solicitarse a Ediciones de la OMS, Organización Mundial de la Salud, 20 Avenue Appia, 1211 Genève 27, Suiza (tel.: +41 22 791 3264; fax: +41 22 791 4857; dirección electrónica: [bookorders@who.int](mailto:bookorders@who.int)). Las solicitudes de autorización para reproducir o traducir las publicaciones de la OMS —ya sea para la venta o para la distribución sin fines comerciales— deben dirigirse a Ediciones de la OMS, a la dirección precitada (fax: +41 22 791 4806; dirección electrónica: [permissions@who.int](mailto:permissions@who.int)).

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización Mundial de la Salud, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto del trazado de sus fronteras o límites. Las líneas discontinuas en los mapas representan de manera aproximada fronteras respecto de las cuales puede que no haya pleno acuerdo.

La mención de determinadas sociedades mercantiles o de nombres comerciales de ciertos productos no implica que la Organización Mundial de la Salud los apruebe o recomiende con preferencia a otros análogos. Salvo error u omisión, las denominaciones de productos patentados llevan letra inicial mayúscula.

La OMS ha adoptado todas las precauciones razonables para verificar la información que figura en la presente publicación, no obstante lo cual, el material publicado se distribuye sin garantía de ningún tipo, ni explícita ni implícita. El lector es responsable de la interpretación y el uso que haga de ese material, y en ningún caso la Organización Mundial de la Salud podrá ser considerada responsable de daño alguno causado por su utilización.

# Índice de contenido

Prólogo	1
Nota de agradecimiento	4
Acrónimos y abreviaturas utilizados en el texto	6
<b>1. Introducción</b>	<b>11</b>
1.1 Consideraciones y principios generales	11
1.1.1 Aspectos microbiológicos	12
1.1.2 Desinfección	14
1.1.3 Aspectos químicos	14
1.1.4 Aspectos radiológicos	15
1.1.5 Aspectos relativos a la aceptabilidad	16
1.2 Funciones y responsabilidades en la gestión de la seguridad del agua de consumo	16
1.2.1 Vigilancia y control de la calidad	16
1.2.2 Autoridades de salud pública	17
1.2.3 Autoridades locales	19
1.2.4 Gestión de los recursos hídricos	20
1.2.5 Organismos proveedores de agua de consumo	21
1.2.6 Gestión por comunidades	21
1.2.7 Venta ambulante de agua	22
1.2.8 Consumidores individuales	22
1.2.9 Organismos de certificación	23
1.2.10 Instalaciones de fontanería	23
1.3 Documentación complementaria de las Guías	24
<b>2. Las Guías: un marco para la seguridad del agua de consumo</b>	<b>27</b>
2.1 Marco para la seguridad del agua de consumo: requisitos	27
2.1.1 Metas de protección de la salud	28
2.1.2 Evaluación y diseño del sistema	30
2.1.3 Monitoreo operativo	30
2.1.4 Planes de gestión, documentación y comunicación	31
2.1.5 Vigilancia de la calidad del agua de consumo	32
2.2 Directrices para la verificación	32
2.2.1 Calidad microbiológica del agua	32
2.2.2 Calidad química del agua	33
2.3 Políticas nacionales relativas al agua de consumo	34

2.3.1	Leyes, reglamentos y normas	34
2.3.2	Establecimiento de normas nacionales	35
2.4	Determinación de prioridades relativas a los problemas de calidad del agua de consumo	36
2.4.1	Evaluación de las prioridades relativas a los riesgos microbianos	37
2.4.2	Evaluación de las prioridades relativas a los riesgos químicos	37
<b>3.</b>	<b>Metas de protección de la salud</b>	<b>39</b>
3.1	Función y finalidad de las metas de protección de la salud	39
3.2	Tipos de metas de protección de la salud	40
3.2.1	Metas relativas a técnicas especificadas	43
3.2.2	Metas relativas a la eficacia	43
3.2.3	Metas relativas a la calidad del agua	43
3.2.4	Metas sanitarias	44
3.3	Consideraciones generales sobre la formulación de metas de protección de la salud	44
3.3.1	Evaluación del riesgo en el marco para la seguridad del agua de consumo	45
3.3.2	Nivel de riesgo de referencia	45
3.3.3	Años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD)	46
<b>4.</b>	<b>Planes de seguridad del agua</b>	<b>49</b>
4.1	Evaluación y diseño del sistema	51
4.1.1	Sistemas nuevos	52
4.1.2	Recopilación y evaluación de datos disponibles	53
4.1.3	Protección de los recursos y de la fuente	55
4.1.4	Tratamiento	58
4.1.5	Sistemas de distribución de agua por tuberías	59
4.1.6	Sistemas comunitarios y domésticos de abastecimiento sin tuberías	61
4.1.7	Validación	63
4.1.8	Ampliación y mejora	64
4.2	Monitoreo operativo y mantenimiento bajo control	64
4.2.1	Determinación de las medidas de control del sistema	64
4.2.2	Selección de parámetros para el monitoreo operativo	65
4.2.3	Fijación de límites operativos y críticos	66
4.2.4	Sistemas comunitarios y domésticos de abastecimiento sin tuberías	67
4.3	Verificación	67
4.3.1	Verificación de la calidad microbiológica	67
4.3.2	Verificación de la calidad química	68
4.3.3	Fuentes de agua	68
4.3.4	Sistemas de distribución de agua por tuberías	69
4.3.5	Verificación en sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades	69
4.3.6	Garantía y control de la calidad	70
4.4	Procedimientos de gestión para sistemas de distribución de agua por tuberías	71
4.4.1	Incidentes previsible («desviaciones»)	72

4.4.2	Sucesos imprevistos	72
4.4.3	Situaciones de emergencia	72
[4.4.4	Eliminado en el primer apéndice a la tercera edición]	
4.4.5	Elaboración de un plan de monitoreo	73
4.4.6	Programas complementarios	73
4.5	Gestión de sistemas de abastecimiento de agua comunitarios y domésticos	74
4.6	Documentación y comunicación	75
<b>5.</b>	<b>Vigilancia</b>	<b>77</b>
5.1	Tipos de enfoques	78
5.1.1	Auditoría	78
5.1.2	Evaluación directa	79
5.2	Adaptación del enfoque a las circunstancias específicas	79
5.2.1	Zonas urbanas en países en desarrollo	79
5.2.2	Vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios	80
5.2.3	Vigilancia de los sistemas domésticos de tratamiento y almacenamiento de agua	81
5.3	Idoneidad del sistema de abastecimiento	81
5.3.1	Cantidad (nivel de servicio)	81
5.3.2	Accesibilidad	82
5.3.3	Asequibilidad	83
5.3.4	Continuidad	83
5.4	Planificación y ejecución	84
5.5	Notificación y comunicación	85
5.5.1	Relación con las comunidades y los consumidores	86
5.5.2	Uso de los datos en el ámbito regional	86
<b>6.</b>	<b>Aplicación de las Guías en circunstancias concretas</b>	<b>89</b>
6.1	Grandes edificios	89
6.1.1	Evaluación de los riesgos para la salud	89
6.1.2	Evaluación del sistema	90
6.1.3	Gestión	90
6.1.4	Monitoreo	91
6.1.5	Vigilancia independiente y programas complementarios	91
6.1.6	Calidad del agua de consumo en centros de atención de salud	91
6.1.7	Calidad del agua de consumo en escuelas y guarderías	92
6.2	Situaciones de emergencia y catástrofes	92
6.2.1	Consideraciones prácticas	93
6.2.2	Monitoreo	94
6.2.3	Directrices microbiológicas	94
6.2.4	Inspecciones sanitarias y cartografía de la cuenca de captación	95
6.2.5	Directrices químicas y radiológicas	96

6.2.6	Equipos y laboratorios de análisis	96
6.3	Agua inocua para viajeros	96
6.4	Sistemas de desalinización	97
6.5	Agua envasada	99
6.5.1	Seguridad del agua envasada	99
6.5.2	Posibles efectos saludables del agua embotellada	99
6.5.3	Normas internacionales relativas al agua embotellada	100
6.6	Producción y procesado de alimentos	100
6.7	Aeronaves y aeropuertos	101
6.7.1	Riesgos para la salud	101
6.7.2	Evaluación de los riesgos del sistema	101
6.7.3	Monitoreo operativo	101
6.7.4	Gestión	101
6.7.5	Vigilancia	102
6.8	Barcos	102
6.8.1	Riesgos para la salud	102
6.8.2	Evaluación de los riesgos del sistema	103
6.8.3	Monitoreo operativo	103
6.8.4	Gestión	103
6.8.5	Vigilancia	104
<b>7.</b>	<b>Aspectos microbiológicos</b>	<b>105</b>
7.1	Peligros microbianos relacionados con el agua de consumo	105
7.1.1	Infecciones transmitidas por el agua	105
7.1.2	Persistencia y proliferación en el agua	108
7.1.3	Aspectos relativos a la salud pública	108
7.2	Formulación de metas de protección de la salud	109
7.2.1	Metas de protección de la salud aplicadas a los peligros microbianos	109
7.2.2	Método de evaluación de riesgos	109
7.2.3	Formulación de metas relativas a la eficacia basadas en la evaluación de riesgos	113
7.2.4	Presentación del resultado de la determinación de metas relativas a la eficacia	114
7.2.5	Problemas que plantea la adaptación a las circunstancias nacionales o locales de la formulación de metas de eficacia basadas en la evaluación de riesgos	115
7.2.6	Metas sanitarias	116
7.3	Presencia de agentes patógenos en el agua y su tratamiento	117
7.3.1	Presencia de agentes patógenos	117
7.3.2	Tratamiento	118
7.4	Verificación de la inocuidad y calidad microbiológicas	121

7.5	Métodos de detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal	123
7.6	Determinación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad microbiológica del agua	124
7.6.1	Recomendaciones de hervir el agua o de evitar su consumo	124
7.6.2	Medidas tras un incidente	126
<b>8.</b>	<b>Aspectos químicos</b>	127
8.1	Peligros de tipo químico en el agua de consumo	127
8.2	Cálculo de valores de referencia para sustancias químicas	129
8.2.1	Métodos utilizados	129
8.2.2	Sustancias químicas con umbral de toxicidad	130
8.2.3	Otros métodos	132
8.2.4	Sustancias químicas sin umbral de toxicidad	133
8.2.5	Calidad de los datos	133
8.2.6	Valores de referencia provisionales	134
8.2.7	Sustancias químicas que afectan a la aceptabilidad	134
8.2.8	Sustancias químicas sin valor de referencia	134
8.2.9	Mezclas	134
8.3	Aspectos analíticos	135
8.3.1	Capacidad de detección analítica	135
8.3.2	Métodos analíticos	141
8.4	Tratamiento	143
8.4.1	Concentración alcanzable mediante tratamiento	143
8.4.2	Cloración	147
8.4.3	Ozonización	148
8.4.4	Otros procesos de desinfección	148
8.4.5	Filtración	149
8.4.6	Aeración	150
8.4.7	Coagulación química	150
8.4.8	Adsorción sobre carbón activado	151
8.4.9	Intercambio de iones	151
8.4.10	Procesos de membrana	152
8.4.11	Otros tratamientos	152
8.4.12	Subproductos de la desinfección: medidas de control del proceso	152
8.4.13	Tratamiento para el control de la corrosión	154
8.5	Valores de referencia correspondientes a sustancias individuales, clasificadas por tipo de fuente	156
8.5.1	Sustancias químicas de origen natural	156
8.5.2	Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados	158
8.5.3	Sustancias químicas de actividades agropecuarias	160
8.5.4	Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua	

	de consumo o procedentes de materiales en contacto con el agua	162
8.5.5	Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública	165
8.5.6	Cianotoxinas	166
8.6	Determinación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad química del agua	167
8.6.1	Situaciones que desencadenan la adopción de medidas	167
8.6.2	Investigación de la situación	168
8.6.3	Consulta a las personas pertinentes	168
8.6.4	Información a la población	169
8.6.5	Evaluación de la importancia para la salud pública y para las personas	169
8.6.6	Determinación de las medidas pertinentes	170
8.6.7	Aceptabilidad para los consumidores	171
8.6.8	Garantía de la adopción de medidas correctoras, prevención de la repetición de incidentes y actualización del plan de seguridad del agua	171
8.6.9	Mezclas	171
8.6.10	Recomendaciones de evitar el consumo de agua	171
<b>9.</b>	<b>Aspectos radiológicos</b>	<b>173</b>
9.1	Fuentes y efectos sobre la salud de la exposición a la radiación	173
9.1.1	Exposición a la radiación por el agua de consumo	175
9.1.2	Efectos sobre la salud de la exposición a radiación por el agua de consumo	175
9.2	Unidades de radioactividad y dosis de radiación	176
9.3	Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua de consumo	177
9.4	Monitoreo y evaluación de radionúclidos disueltos	178
9.4.1	Análisis de aguas de consumo	178
9.4.2	Estrategia para evaluar el agua de consumo	178
9.4.3	Medidas correctoras	179
9.5	Radón	180
9.5.1	Presencia de radón en el aire y en el agua	180
9.5.2	Riesgos	181
9.5.3	Orientación relativa a la presencia de radón en el agua de consumo	181
9.6	Toma de muestras, análisis y elaboración de informes	181
9.6.1	Medición de las concentraciones de radioactividad alfa total y beta total	181
[9.6.2	Eliminado en el primer apéndice a la tercera edición]	
9.6.3	Medición del radón	182
9.6.4	Toma de muestras	182
9.6.5	Notificación de los resultados	182
<b>10.</b>	<b>Aspectos relativos a la aceptabilidad</b>	<b>183</b>
10.1	Sabor, olor y aspecto	183
10.1.1	Contaminantes de origen biológico	184



10.1.2	Contaminantes de origen químico	185
10.1.3	Tratamiento de los problemas de sabor, olor y aspecto	189
10.2	Temperatura	189
<b>11.</b>	<b>Hojas de información microbiológica</b>	<b>191</b>
11.1	Bacterias patógenas	191
11.1.1	<i>Acinetobacter</i>	191
11.1.2	<i>Aeromonas</i>	193
11.1.3	<i>Bacillus</i>	194
11.1.4	<i>Burkholderia pseudomallei</i>	194
11.1.5	<i>Campylobacter</i>	195
11.1.6	<i>Cepas patógenas de Escherichia coli</i>	196
11.1.7	<i>Helicobacter pylori</i>	197
11.1.8	<i>Klebsiella</i>	198
11.1.9	<i>Legionella</i>	199
11.1.10	<i>Mycobacterium</i>	200
11.1.11	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	202
11.1.12	<i>Salmonella</i>	203
11.1.13	<i>Shigella</i>	204
11.1.14	<i>Staphylococcus aureus</i>	205
11.1.15	<i>Tsukamurella</i>	206
11.1.16	<i>Vibrio</i>	206
11.1.17	<i>Yersinia</i>	208
11.2	Virus patógenos	209
11.2.1	Adenovirus	209
11.2.2	Astrovirus	210
11.2.3	Calicivirus	211
11.2.4	Enterovirus	212
11.2.5	Virus de la hepatitis A	213
11.2.6	Virus de la hepatitis E	214
11.2.7	Rotavirus y ortorreovirus	215
11.3	Protozoos patógenos	216
11.3.1	<i>Acanthamoeba</i>	217
11.3.2	<i>Balantidium coli</i>	218
11.3.3	<i>Cryptosporidium</i>	218
11.3.4	<i>Cyclospora cayetanensis</i>	220
11.3.5	<i>Entamoeba histolytica</i>	221
11.3.6	<i>Giardia intestinalis</i>	221
11.3.7	<i>Isospora belli</i>	223
11.3.8	Microsporidios	224
11.3.9	<i>Naegleria fowleri</i>	225

11.3.10	<i>Toxoplasma gondii</i>	226
11.4	Helmintos patógenos	227
11.4.1	<i>Dracunculus medinensis</i>	227
11.4.2	<i>Fasciola</i> spp.	229
11.5	Cianobacterias tóxicas	230
11.6	Microorganismos indicadores e índices	231
11.6.1	Total de bacterias coliformes	232
11.6.2	<i>Escherichia coli</i> y bacterias coliformes termotolerantes	233
11.6.3	Recuentos de heterótrofos en placa	234
11.6.4	Enterococos intestinales	235
11.6.5	<i>Clostridium perfringens</i>	236
11.6.6	Colifagos	237
11.6.7	Bacteriófagos de <i>Bacteroides fragilis</i>	239
11.6.8	Virus entéricos	240
<b>12.</b>	<b>Hojas de información sobre sustancias químicas</b>	<b>243</b>
12.1	Acrilamida	243
12.2	Alacloro	244
12.3	Aldicarb	244
12.4	Aldrín y dieldrín	245
12.5	Aluminio	246
12.6	Amoniaco	248
12.7	Antimonio	249
12.8	Arsénico	250
12.9	Amianto (asbesto)	251
12.10	Atrazina	251
12.11	Bario	252
12.12	Bentazona	253
12.13	Benceno	254
12.14	Boro	255
12.15	Bromato	256
12.16	Ácidos bromoacéticos	257
12.17	Cadmio	258
12.18	Carbofurán	259
12.19	Tetracloruro de carbono	260
12.20	Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	261
12.21	Clordano	262
12.22	Cloruro	263
12.23	Cloro	263
12.24	Clorito y clorato	264
12.25	Cloroacetonas	266

12.26	Clorofenoles (2-clorofenol, 2,4-diclorofenol, 2,4,6-triclorofenol)	266
12.27	Cloropicrina	267
12.28	Clorotolurón	268
12.29	Clorpirifós	269
12.30	Cromo	270
12.31	Cobre	270
12.32	Cianazina	272
12.33	Cianuro	273
12.34	Cloruro de cianógeno	274
12.35	2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)	274
12.36	2,4-DB	275
12.37	DDT y sus metabolitos	276
12.38	Dialquilos de estaño	277
12.39	1,2-Dibromo-3-cloropropano (DBCP)	278
12.40	1,2-Dibromoetano (dibromuro de etileno)	279
12.41	Ácido dicloroacético	280
12.42	Diclorobencenos (1,2-diclorobenceno, 1,3-diclorobenceno, 1,4-diclorobenceno)	281
12.43	1,1-Dicloroetano	282
12.44	1,2-Dicloroetano	283
12.45	1,1-Dicloroetano	284
12.46	1,2-Dicloroetano	284
12.47	Diclorometano	286
12.48	1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)	286
12.49	1,3-Dicloropropano	287
12.50	1,3-Dicloropropeno	288
12.51	Diclorprop (2,4-DP)	289
12.52	Di(2-etilhexil)adipato	290
12.53	Di(2-etilhexil)ftalato	290
12.54	Dimetoato	291
12.54(a)	1,4-Dioxano	292
12.55	Dicuat	293
12.56	Ácido edético (EDTA)	294
12.57	Endosulfán	295
12.58	Endrín	295
12.59	Epiclorhidrina	296
12.60	Etilbenceno	297
12.61	Fenitrotión	298
12.62	Fenoprop o ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxi)propiónico	299
12.63	Fluoruro	300
12.64	Formaldehído	302

12.65	Glifosato y AMPA	302
12.66	Haloacetoniros (dicloroacetoniros, dibromoacetoniros, bromocloroacetoniros, tricloroacetoniros)	303
12.67	Dureza	305
12.68	Heptacloro y epóxido de heptacloro	306
12.69	Hexaclorobenceno (HCB)	306
12.70	Hexaclorobutadieno (HCBD)	307
12.71	Sulfuro de hidrógeno	308
12.72	Estaño inorgánico	309
12.73	Yodo	309
12.74	Hierro	310
12.75	Isoproturón	311
12.76	Plomo	312
12.77	Lindano	313
12.78	Malatión	314
12.79	Manganeso	315
12.80	MCPA [ácido 4-(2-metil-4-clorofenoxi)acético]	317
12.81	Mecoprop (MCP; ácido 2-(4-cloro-2-metilfenoxi)propiónico)]	317
12.82	Mercurio	318
12.83	Metoxicloro	319
12.84	Metil paratión	320
12.84(a)	Metil- <i>terc</i> -butil-éter (MTBE)	321
12.85	Metolacloro	322
12.86	Microcistina-LR	323
12.87	Molinato	324
12.88	Molibdeno	325
12.89	Monocloramina	326
12.90	Ácido monocloroacético	327
12.91	Monoclorobenceno	327
12.92	MX	328
12.93	Níquel	329
12.94	Nitrato y nitrito	330
12.95	Ácido nitrilotriacético (ANT)	332
12.96	Paratión	333
12.97	Pendimetalina	334
12.98	Pentaclorofenol	335
12.99	Permetrina	336
12.99(a)	Productos derivados del petróleo	337
12.100	pH	338
12.101	2-Fenilfenol y su sal sódica	338

12.102	Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)	339
12.103	Propanil	341
12.104	Piriproxifeno	341
12.105	Selenio	342
12.106	Plata	343
12.107	Simazina	344
12.108	Sodio	345
12.109	Estireno	345
12.110	Sulfato	346
12.111	2,4,5-T (ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético)	347
12.112	Terbutilazina (TBA)	348
12.113	Tetracloroetano	349
12.114	Tolueno	350
12.115	Sólidos disueltos totales (SDT)	351
12.116	Ácido tricloroacético	352
12.117	Triclorobencenos (total)	352
12.118	1,1,1-Tricloroetano	353
12.119	Tricloroetano	354
12.120	Trifluralina	355
12.121	Trihalometanos (bromoforno, bromodichlorometano, dibromoclorometano, cloroformo)	356
12.122	Uranio	359
12.123	Cloruro de vinilo	360
12.124	Xilenos	361
12.125	Cinc	362
<b>Anexo 1</b>	<b>Bibliografía</b>	365
<b>Anexo 2</b>	<b>Contribuidores a la elaboración de la tercera edición de las <i>Guías para la calidad del agua potable y sus apéndices</i></b>	370
<b>[Anexo 3</b>	<b>Eliminado en el primer apéndice a la tercera edición]</b>	392
<b>Anexo 4</b>	<b>Cuadros de información resumida sobre sustancias químicas</b>	393

# Prólogo

El acceso al agua potable es fundamental para la salud, uno de los derechos humanos básicos y un componente de las políticas eficaces de protección de la salud.

La importancia del agua, el saneamiento y la higiene para la salud y el desarrollo han quedado reflejados en los documentos finales de diversos foros internacionales sobre políticas, entre los que cabe mencionar conferencias relativas a la salud, como la Conferencia Internacional sobre Atención Primaria de Salud que tuvo lugar en Alma Ata, Kazajstán (ex Unión Soviética) en 1978, conferencias sobre el agua, como la Conferencia Mundial sobre el Agua de Mar del Plata (Argentina) de 1977, que dio inicio al Decenio Internacional del Agua Potable y del Saneamiento Ambiental, así como los Objetivos de Desarrollo del Milenio aprobados por la Asamblea General de las Naciones Unidas (ONU) en 2000 y el documento final de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible de Johannesburgo de 2002. Más recientemente, la Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el periodo de 2005 a 2015 como Decenio Internacional para la Acción «El agua, fuente de vida».

El acceso al agua potable es una cuestión importante en materia de salud y desarrollo en los ámbitos nacional, regional y local. En algunas regiones, se ha comprobado que las inversiones en sistemas de abastecimiento de agua y de saneamiento pueden ser rentables desde un punto de vista económico, ya que la disminución de los efectos adversos para la salud y la consiguiente reducción de los costos de asistencia sanitaria es superior al costo de las intervenciones. Dicha afirmación es válida para diversos tipos de inversiones, desde las grandes infraestructuras de abastecimiento de agua al tratamiento del agua en los hogares. La experiencia ha demostrado asimismo que las medidas destinadas a mejorar el acceso al agua potable favorecen en particular a los pobres, tanto de zonas rurales como urbanas, y pueden ser un componente eficaz de las estrategias de mitigación de la pobreza.

En los periodos 1983-1984 y 1993-1997, la Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó las ediciones primera y segunda de las *Guías para la calidad del agua potable*, en tres volúmenes, basadas en normas internacionales anteriores de la OMS. En 1995, se decidió iniciar un proceso de desarrollo adicional de las Guías mediante su revisión continuada. Este proceso condujo a la publicación, en 1998, 1999 y 2002, de apéndices a la segunda edición de las Guías, relativos a aspectos químicos y microbiológicos; a la publicación de un texto acerca de las *Cianobacterias tóxicas en el agua*, y a la elaboración de exámenes de expertos sobre cuestiones clave, en preparación para la elaboración de una tercera edición de las Guías.

En 2000, se acordó un plan pormenorizado para la elaboración de la tercera edición de las Guías. Como en las ediciones anteriores, la labor ha sido compartida por la Sede de la OMS y la Oficina Regional de la OMS para Europa (EURO). Han dirigido el proceso de desarrollo de la tercera edición el Programa de Agua, Saneamiento y Salud, en la Sede de la OMS en Ginebra, y el Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud, de la EURO, con sede en Roma. En la Sede de la OMS, el Programa de Fomento de la Seguridad Química colaboró en aspectos relativos a los peligros de tipo químico, y el Programa de Fomento de la Seguridad Radiológica ayudó a redactar la sección sobre aspectos radiológicos. Las seis Oficinas Regionales de la OMS participaron en el proceso.

El presente Volumen 1 revisado de las Guías se complementa con una serie de publicaciones que informan sobre la evaluación y la gestión de los riesgos asociados a los peligros de tipo microbiano y con evaluaciones cotejadas por expertos internacionales de los riesgos asociados a determinados productos químicos. Estas publicaciones sustituyen a las partes correspondientes del Volumen 2 anterior. El Volumen 3 proporciona orientación sobre prácticas correctas de vigilancia, monitoreo y evaluación de la calidad del agua de consumo en sistemas de abastecimiento comunitarios. Complementan también a las Guías otras publicaciones que explican los fundamentos científicos en los que se basa su elaboración y orientan sobre prácticas correctas para su aplicación.

El presente volumen de las *Guías para la calidad del agua potable* explica los requisitos necesarios para garantizar la inocuidad del agua, incluidos los procedimientos mínimos y valores de referencia específicos, y el modo en que deben aplicarse tales requisitos. Describe asimismo los métodos utilizados para calcular los valores de referencia, e incluye hojas de información sobre peligros microbianos y químicos significativos. La elaboración de la presente tercera edición de las *Guías para la calidad del agua potable* incluye una revisión en profundidad de los métodos utilizados para garantizar la inocuidad microbiana. Esta revisión tiene en cuenta importantes novedades en la evaluación de los riesgos

microbianos y el modo en que afectan a la gestión de los riesgos. La elaboración de esta orientación y contenidos fue dirigida, durante un periodo prolongado, por el Dr. Arie Havelaar (RIVM, Países Bajos) y el Dr. Jamie Bartram (OMS).

Desde la publicación de la segunda edición de las *Guías para la calidad del agua potable* de la OMS, se han producido varios acontecimientos que han permitido conocer mejor diversos aspectos relativos a la calidad del agua de consumo y la salud, y han puesto de manifiesto su importancia. Estos acontecimientos quedan reflejados en la presente tercera edición de las Guías.

El presente documento sustituye a las ediciones anteriores de las Guías (1983–1984, 1993–1997 y apéndices de 1998, 1999 y 2002) y a las normas internacionales anteriores (1958, 1963 y 1971). Las Guías se consideran reflejo de la opinión oficial del sistema de las Naciones Unidas sobre cuestiones relativas a la calidad del agua y la salud, así como el de ONU-Agua, el organismo que coordina a los 24 organismos y programas de las Naciones Unidas interesados en cuestiones relativas al agua. Esta edición de las Guías profundiza en los conceptos, métodos e información presentados en ediciones anteriores:

- La experiencia ha demostrado que los peligros microbianos continúan siendo la principal preocupación tanto de los países desarrollados como de los países en desarrollo. La experiencia ha demostrado asimismo el valor de la aplicación de un método sistemático para garantizar la inocuidad microbiana. La presente edición comprende una ampliación significativa de la orientación sobre el modo de garantizar la inocuidad microbiana del agua de consumo, que desarrolla los principios —como el sistema de barreras múltiples y la importancia de la protección de las fuentes— ya considerados en ediciones anteriores. Las Guías se complementan con documentos que describen métodos para cumplir los requisitos de inocuidad microbiana del agua y proporcionan orientación sobre prácticas correctas para garantizar su inocuidad.
- Se ha actualizado la información sobre numerosas sustancias químicas. Se ha incluido información sobre sustancias químicas que no se habían considerado previamente, se han introducido correcciones basadas en información científica nueva y, en algunos casos, se ha recortado la información sobre sustancias consideradas de menor prioridad a tenor de información nueva.
- La experiencia ha demostrado asimismo la necesidad de reconocer las importantes funciones que desempeñan numerosas partes interesadas diferentes en la garantía de la inocuidad del agua de consumo. En la presente edición se describen las funciones y responsabilidades de los principales interesados en la garantía de la inocuidad del agua de consumo.
- Continúa siendo necesario aplicar instrumentos y métodos diferentes para apoyar la gestión segura de los grandes sistemas de abastecimiento de agua entubada (por tuberías) que para la gestión de los pequeños sistemas de abastecimiento comunitarios; la presente edición describe las características principales de los diferentes métodos.
- Se reconoce cada vez más que la exposición por medio del agua de consumo a unas pocas sustancias químicas, como el fluoruro, el arsénico y el nitrato, produce grandes efectos sobre la salud, y otras sustancias, como el plomo, el selenio y el uranio, pueden producir también efectos significativos en determinadas condiciones. El interés por los peligros derivados de la presencia de sustancias químicas en el agua de consumo aumentó como consecuencia del reconocimiento de la magnitud de la exposición al arsénico presente en el agua de consumo en Bangladesh y en otros lugares. La versión actualizada de las Guías y las publicaciones asociadas proporcionan orientación para la determinación de las prioridades locales y para la gestión de las sustancias químicas asociadas con efectos a gran escala.
- La OMS recibe con frecuencia solicitudes de orientación acerca de la aplicación de las *Guías para la calidad del agua potable* en situaciones diferentes de las de los sistemas de abastecimiento comunitarios o los servicios gestionados por entidades públicas. Esta edición actualizada incluye información sobre la aplicación de las Guías en varias circunstancias específicas y se complementa con documentos que profundizan en algunos de estos aspectos.

Las *Guías para la calidad del agua potable* se mantienen actualizadas mediante un proceso de revisión continuado que conlleva la publicación periódica de documentos que pueden ampliar o reemplazar la información del presente volumen. La presente versión de las Guías integra la tercera edición, publicada en 2004, con el primer apéndice a la tercera edición, publicado en 2005.

Las Guías se dirigen principalmente a los responsables de la elaboración y gestión de políticas en materia de agua y salud, y a sus asesores, para orientarles en la elaboración de normas nacionales. Muchas otras

personas utilizan las Guías y los documentos asociados como fuente de información acerca de la calidad del agua y la salud, así como sobre métodos de gestión eficaces.



# Nota de agradecimiento

En la elaboración de la edición actual de las *Guías para la calidad del agua potable* y los documentos complementarios han intervenido, a lo largo de un periodo de ocho años, más de 490 expertos de 90 países en desarrollo y desarrollados. Agradecemos sinceramente las contribuciones de todas las personas que han participado en la elaboración y finalización de las *Guías para la calidad del agua potable*, incluidas las mencionadas en el anexo 2.

En el desarrollo de la tercera edición de las *Guías para la calidad del agua potable* ha sido fundamental la contribución de los siguientes grupos de trabajo:

## **Grupo de trabajo sobre aspectos microbiológicos**

Sra. T. Boonyakarnkul, Department of Health (ministerio de salud), Tailandia (*Vigilancia y control*)

Dr. D. Cunliffe, SA Department of Human Services (ministerio de asuntos sociales de Australia del Sur), Australia (*Salud pública*)

Prof. W. Grabow, University of Pretoria, Sudáfrica (*Información sobre patógenos concretos*)

Dr. A. Havelaar, RIVM, Países Bajos (Coordinador del grupo de trabajo; *Evaluación de riesgos*)

Prof. M. Sobsey, University of North Carolina, EE. UU. (*Evaluación de riesgos*)

## **Grupo de trabajo sobre aspectos químicos**

Sr. J.K. Fawell, Reino Unido (*Componentes orgánicos e inorgánicos*)

Sra. M. Giddings, Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá) (*Desinfectantes y subproductos de la desinfección*)

Prof. Y. Magara, universidad de Hokkaido, Japón (*Capacidad de detección analítica*)

Dr. E. Ohanian, Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los EE. UU. (*Desinfectantes y subproductos de la desinfección*)

Dr. P. Toft, Canadá (*Plaguicidas*)

## **Grupo de trabajo sobre protección y control**

Dra. I. Chorus, Umweltbundesamt (oficina federal alemana de medio ambiente) (*Protección de recursos y fuentes*)

Dr. J. Cotruvo, EE. UU. (*Materiales y aditivos*)

Dr. G. Howard, DfID (Departamento de desarrollo internacional de Bangladesh), anteriormente adscrito a Loughborough University, Reino Unido (*Monitoreo y evaluación*)

Sr. P. Jackson, WRC-NSF, Reino Unido (*Reducción de la concentración alcanzable mediante tratamiento*)

Los coordinadores de la OMS fueron:

— Dr. J. Coordinador del Programa de Agua, Saneamiento y Salud (Sede de la OMS), anteriormente adscrito al Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud de la OMS.

— Sr. P. Callan, Programa de Agua, Saneamiento y Salud (Sede de la OMS), en comisión de servicio, adscrito al National Health and Medical Research Council (consejo nacional para la salud y la investigación médica), Australia

La Sra. C. Vickers sirvió de enlace entre los grupos de trabajo y el Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Sede de la OMS).

La Sra. Marla Sheffer, de Ottawa (Canadá), fue la responsable de la labor de corrección de las Guías. El Sr. Hiroki Hashizume prestó apoyo al Grupo de trabajo sobre aspectos químicos. Mary-Ann Lundby, Grazia Motturi y Penny Ward realizaron labores secretariales y administrativas durante el proceso y en reuniones determinadas.

La elaboración de las presentes Guías no hubiera sido posible sin el apoyo generoso de los siguientes organismos, que agradecemos sinceramente: el Ministerio de Salud de Italia; el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar del Japón; el consejo nacional australiano para la salud y la investigación médica (National Health and Medical Research Council); el organismo sueco de cooperación para el desarrollo internacional (Swedish International Development Cooperation Agency), y la Agencia de Protección del Medio Ambiente (Environmental Protection Agency) de los Estados Unidos.

# Acrónimos y abreviaturas utilizados en el texto

AAS	espectrometría de absorción atómica (del inglés <i>atomic absorption spectrometry</i> )
ADCA	ácido dicloroacético
adH	adenovirus humano
ADN	ácido desoxirribonucleico
AES	espectrometría de emisión atómica (del inglés <i>atomic emission spectrometry</i> )
AMPA	ácido aminometilfosfónico
ANT	ácido nitrilotriacético
APPCC	análisis de peligros y de puntos críticos de control
ARN	ácido ribonucleico
astVH	astrovirus humano
AVAD	años de vida ajustados en función de la discapacidad
AVD	años de vida con salud perdidos por padecer un estado de salud subóptimo; es decir, con discapacidad
AVP	años de vida perdidos por muerte prematura
BaP	benzo[ <i>a</i> ]pireno
BDCM	bromodichlorometano
CAC	Comisión FAO/OMS del Codex Alimentarius ( <i>Codex Alimentarius Commission</i> )
CAG	carbón activado granular
CAS	Chemical Abstracts Service (servicio de resúmenes de publicaciones científicas sobre química de la American Chemical Society)
CAP	carbón activado en polvo
CDI	criterio de dosis individual
CICAD	Concise International Chemical Assessment Documents (documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas)
CIIC	Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer
CIPR	Comisión Internacional de Protección Radiológica
CSA	monografía de la serie Criterios de Salud Ambiental
Ct	producto de la concentración de desinfectante y el tiempo de contacto
CVH	calicivirus humano
DBCM	dibromoclorometano
DBCP	1,2-dibromo-3-cloropropano
DCB	diclorobenceno

DCP	dicloropropano
DDT	diclorodifeniltricloroetano
DEHA	di(2-etilhexil)adipato
DEHP	di(2-etilhexil)ftalato
DMEAO	dosis mínima con efecto adverso observado
DR	dosis de referencia
DSEAO	dosis sin efecto adverso observado
DSEO	dosis sin efecto observado
EAAS	espectrometría de absorción atómica electrotérmica (del inglés <i>electrothermal atomic absorption spectrometry</i> )
EAG	encefalitis granulomatosa amebiana
ECAD	<i>E. coli</i> de adherencia difusa
ECEA	<i>E. coli</i> enteroagregativa
ECEH	<i>E. coli</i> enterohemorrágica
ECEI	<i>E. coli</i> enteroinvasiva
ECEP	<i>E. coli</i> enteropatógena
ECET	<i>E. coli</i> enterotoxígena
ECD	detector de captura de electrones (del inglés <i>electron capture detector</i> )
EDTA	ácido edético; ácido etilendiaminotetraacético
EE. UU.	Estados Unidos de América
ELISA	enzimoinmunoanálisis de adsorción ( <i>enzyme-linked immunosorbent assay</i> )
EURO	Oficina Regional de la OMS para Europa
FAAS	espectrometría de absorción atómica de llama (del inglés <i>flame atomic absorption spectrometry</i> )
FAO	Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas
FD	detector de fluorescencia (del inglés <i>fluorescence detector</i> )
FI	factor de incertidumbre
FID	detector de ionización de llama (del inglés <i>flame ionization detector</i> )
FPD	detector fotométrico de llama (del inglés <i>flame photodiode detector</i> )
GC	cromatografía de gases (del inglés <i>gas chromatography</i> )
GC/EC	cromatografía de gases con captura de electrones (del inglés <i>gas chromatography/electron capture</i> )
GC/FID	cromatografía de gases con detector de ionización de llama (del inglés <i>gas chromatography/flame ionization detector</i> )
GC/FPD	cromatografía de gases con detector fotométrico de llama (del inglés <i>gas chromatography/flame photodiode detector</i> )
GC/MS	cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (del inglés <i>gas chromatography/mass spectrometry</i> )
GC/PD	cromatografía de gases con detector de fotoionización (del inglés <i>gas chromatography/photoionization detector</i> )

GC/TID cromatografía de gases con detector de ionización térmica (del inglés *gas chromatography/thermal ionization detector*)

HAP hidrocarburo aromático policíclico (o polinuclear)

HCB hexaclorobenceno

HCBD hexaclorobutadieno

HCH hexaclorociclohexano

HPLC cromatografía líquida de alta resolución (*high-performance liquid chromatography*)

HTP hidrocarburos totales de petróleo

IC cromatografía iónica (del inglés *ion chromatography*)

ICP plasma acoplado por inducción (del inglés *inductively coupled plasma*)

IDA ingesta diaria admisible

IDT ingesta diaria tolerable

IDTP ingesta diaria tolerable provisional

IL índice de Langelier

IPCS *International Programme on Chemical Safety* (Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas)

ISO *International Organization for Standardization* (Organización Internacional de Normalización)

ISTP ingesta semanal tolerable provisional

JECFA Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios

JMPR Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas

$K_{ow}$  coeficiente de reparto octanol/agua

MAP meningoencefalitis amebiana primaria

MCB monoclorobenceno

MCPA ácido 4-(2-metil-4-clorofenoxi)acético

MCPP ácido 2(2-metil-clorofenoxi)propiónico; mecoprop

MIDTP máxima ingesta diaria tolerable provisional (PMTDI, *provisional maximum tolerable daily intake*, en inglés)

MMT tricarbonil (metilciclopentadienil) manganeso

MS espectrometría de masas (del inglés *mass spectrometry*)

MTBE metil-*terc*-butil-éter

MX 3-cloro-4-diclorometil-5-hidroxi-2(5H)-furanona

NAS National Academy of Sciences (academia nacional de las ciencias de los EE. UU.)

NTP National Toxicology Program (programa nacional de toxicología de los EE. UU.)

NR nivel de referencia (para radionúclidos en agua de consumo)

OIEA	Organismo Internacional de Energía Atómica
OMS	Organización Mundial de la Salud
P/A	presencia/ausencia
PCF	pentaclorofenol
PD	detector de fotoionización (del inglés <i>photoionization detector</i> )
PSA	plan(es) de seguridad del agua
PT	purga y atrapamiento, o purga y trampa (del inglés <i>purge and trap</i> )
PT-GC/MS	cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (del inglés <i>purge-and-trap gas chromatography/mass spectrometry</i> )
PVC	poli(cloruro de vinilo)
RCP	reacción en cadena de la polimerasa
RHP	recuento de heterótrofos en placa
RIVM	<i>Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu</i> (Instituto nacional neerlandés de salud pública y protección del medio ambiente)
RVH	rotavirus humano
SDT	sólidos disueltos totales
SHU	síndrome hemolítico urémico
SI	Sistema internacional de unidades
SIDA	síndrome de inmunodeficiencia adquirida
SPD	subproducto(s) de la desinfección
TBA	terbutilazina
TCB	triclorobenceno
TD <sub>05</sub>	dosis oncogena <sub>05</sub> , la ingesta o exposición asociada con un incremento del 5% de la incidencia de tumores en estudios experimentales con animales
THM	trihalometano(s)
TID	detector de ionización térmica (del inglés <i>thermal ionization detector</i> )
UCV	unidad de color verdadero
UNICEF	Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia
UNSCEAR	Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas
UNT	unidad nefelométrica de turbidez
US EPA	United States Environmental Protection Agency (Agencia de protección del medio ambiente de los Estados Unidos)
UV	ultravioleta(s)
UVPAD	detector de ultravioleta de serie de fotodiodos (del inglés <i>ultraviolet photodiode array detector</i> )

VHA virus de la hepatitis A  
VHE virus de la hepatitis E  
VIH virus de la inmunodeficiencia humana  
VR valor de referencia

WHOPES plan de evaluación de plaguicidas de la Organización Mundial de la Salud (*World Health Organization Pesticide Evaluation Scheme*)

# 1

## Introducción

### 1.1 Consideraciones y principios generales

La finalidad principal de las *Guías para la calidad del agua potable* es la protección de la salud pública.

Las enfermedades relacionadas con la contaminación del agua de consumo tienen una gran repercusión en la salud de las personas. Las medidas destinadas a mejorar la calidad del agua de consumo proporcionan beneficios significativos para la salud.

El agua es esencial para la vida y todas las personas deben disponer de un suministro satisfactorio (suficiente, inocuo y accesible). La mejora del acceso al agua potable puede proporcionar beneficios tangibles para la salud. Debe realizarse el máximo esfuerzo para lograr que la inocuidad del agua de consumo sea la mayor posible.

El agua de consumo inocua (agua potable), según se define en las Guías, no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume durante toda una vida, teniendo en cuenta las diferentes vulnerabilidades que pueden presentar las personas en las distintas etapas de su vida. Las personas que presentan mayor riesgo de contraer enfermedades transmitidas por el agua son los lactantes y los niños de corta edad, las personas debilitadas o que viven en condiciones antihigiénicas y los ancianos. El agua potable es adecuada para todos los usos domésticos habituales, incluida la higiene personal. Las Guías son aplicables al agua envasada y al hielo destinado al consumo humano. No obstante, puede necesitarse agua de mayor calidad para algunos fines especiales, como la diálisis renal y la limpieza de lentes de contacto, y para determinados usos farmacéuticos y de producción de alimentos. Las personas con inmunodeficiencia grave posiblemente deban tomar precauciones adicionales, como hervir el agua, debido a su sensibilidad a microorganismos cuya presencia en el agua de consumo normalmente no sería preocupante. Las Guías pueden no ser adecuadas para la protección de la vida acuática o para algunas industrias.

La finalidad de las Guías es apoyar el desarrollo y la ejecución de estrategias de gestión de riesgos que garanticen la inocuidad del abastecimiento de agua por medio del control de los componentes peligrosos del agua. Estas estrategias pueden incluir normas nacionales o regionales desarrolladas basándose en la información científica que proporcionan las Guías. Las Guías describen los requisitos mínimos razonables que deben cumplir las prácticas seguras para proteger la salud de los consumidores, y determinan «valores de referencia» numéricos de los componentes del agua o los indicadores de la calidad del agua. Para definir límites obligatorios es preferible considerar los valores de referencia en el contexto de las condiciones locales o nacionales de tipo medioambiental, social, económico y cultural.

El motivo principal para no promover la adopción de normas internacionales sobre la calidad del agua de consumo es que es preferible crear normas y reglamentos nacionales basados en un método de análisis de riesgos y beneficios (de tipo cualitativo o cuantitativo). Además, el mejor modo de aplicar las Guías es por medio de un marco integrado de gestión preventiva de la seguridad, aplicado desde la cuenca de captación hasta el consumidor. Las Guías proporcionan una base científica que pueden utilizar las autoridades nacionales como punto de partida para el desarrollo de reglamentos y normas sobre el agua de consumo adecuadas para la situación de su país. En el desarrollo de normas y reglamentos, debe procurarse evitar desviar innecesariamente recursos escasos al desarrollo de normas y el monitoreo de sustancias cuya importancia para la salud pública es relativamente menor. El método que aplican estas Guías tiene por finalidad generar normas y reglamentos nacionales que puedan aplicarse y hacerse cumplir fácilmente y que protejan la salud pública.



Las normas sobre el agua de consumo pueden diferir, en naturaleza y forma, de unos países o regiones a otros. No hay un método único que pueda aplicarse de forma universal. En la elaboración y la aplicación de normas, es fundamental tener en cuenta las leyes vigentes y en proyecto relativas al agua, a la salud y al gobierno local, así como evaluar la capacidad para desarrollar y aplicar reglamentos de cada país. Los métodos que pueden funcionar en un país o región no necesariamente podrán transferirse a otros países o regiones. Para desarrollar un marco reglamentario, es fundamental que cada país examine sus necesidades y capacidades.

La determinación de la seguridad, o de qué riesgo se considera aceptable en circunstancias concretas, es un asunto que concierne al conjunto de la sociedad. En último término, es responsabilidad de cada país decidir si las ventajas de adoptar como norma nacional o local alguna de las directrices o valores de referencia justifican su costo.

Aunque las Guías describen una calidad del agua tal que sea aceptable su consumo a lo largo de toda la vida, no debe considerarse que la aplicación de estas Guías, incluidos los valores de referencia, implique que la calidad del agua de consumo pueda degradarse hasta el nivel recomendado. De hecho, debe realizarse un esfuerzo continuo por mantener la calidad del agua de consumo en su nivel más alto posible.

Un concepto importante en la asignación de recursos para mejorar la seguridad del agua de consumo es la realización de mejoras progresivas conducentes a la consecución de objetivos a largo plazo. Las prioridades establecidas para remediar los problemas más urgentes (por ejemplo, la protección frente a microorganismos patógenos; véase el apartado 1.1.1) pueden vincularse a objetivos a largo plazo de mejora adicional de la calidad del agua (por ejemplo, mejoras en la aceptabilidad del agua de consumo; véase el apartado 1.1.5).

Los requisitos básicos y esenciales para garantizar la seguridad del agua de consumo son: un «marco» para la seguridad del agua que comprenda metas de protección de la salud establecidas por una autoridad con competencia en materia de salud, sistemas adecuados y gestionados correctamente (infraestructuras adecuadas, monitoreo correcto, y planificación y gestión eficaces), y un sistema de vigilancia independiente.

La aplicación de un enfoque integral a la evaluación y la gestión de los riesgos de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo aumenta la confianza en la inocuidad del agua. Este enfoque conlleva la evaluación sistemática de los riesgos en la totalidad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo —desde el agua de origen y la cuenca de captación al consumidor— y la determinación de las medidas que pueden aplicarse para gestionar estos riesgos, así como de métodos para garantizar el funcionamiento eficaz de las medidas de control. Incorpora estrategias para abordar la gestión cotidiana de la calidad del agua y hacer frente a las alteraciones y averías.

Las Guías pueden aplicarse a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo entubada, tanto de grandes ciudades como de pequeñas comunidades, y a los sistemas de abastecimiento de agua sin tuberías en comunidades y viviendas individuales. Se pueden aplicar asimismo al agua consumida en diversas circunstancias específicas, como en grandes edificios, en medios de transporte y por viajeros.

La gran mayoría de los problemas de salud relacionados de forma evidente con el agua se deben a la contaminación por microorganismos (bacterias, virus, protozoos u otros organismos). No obstante, existe un número considerable de problemas graves de salud que pueden producirse como consecuencia de la contaminación química del agua de consumo.

### **1.1.1 Aspectos microbiológicos**

La garantía de la inocuidad microbiana del abastecimiento de agua de consumo se basa en la aplicación, desde la cuenca de captación al consumidor, de barreras múltiples para evitar la contaminación del agua de consumo o para reducirla a niveles que no sean perjudiciales para la salud. La seguridad del agua se mejora mediante la implantación de barreras múltiples, como la protección de los recursos hídricos, la selección y aplicación correctas de una serie de operaciones de tratamiento, y la gestión de los sistemas de distribución (por tuberías o de otro tipo) para mantener y proteger la calidad del agua tratada. La estrategia preferida es un sistema de gestión que hace hincapié en la prevención o reducción de la entrada de patógenos a los recursos hídricos y que reduce la dependencia en las operaciones de tratamiento para la eliminación de patógenos.

Las posibles consecuencias para la salud de la contaminación microbiana son tales que su control debe ser siempre un objetivo de importancia primordial y nunca debe comprometerse.

En términos generales, los mayores riesgos microbianos son los derivados del consumo de agua contaminada con excrementos humanos o animales (incluidos los de las aves). Los excrementos pueden ser fuente de patógenos, como bacterias, virus, protozoos y helmintos.

Los patógenos fecales son los que más preocupan a la hora de fijar metas de protección de la salud relativas a la inocuidad microbiana. Se producen con frecuencia variaciones acusadas y bruscas de la calidad microbiológica del agua. Pueden producirse aumentos repentinos de la concentración de patógenos que pueden aumentar considerablemente el riesgo de enfermedades y pueden desencadenar brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Además, pueden exponerse a la enfermedad numerosas personas antes de que se detecte la contaminación microbiana. Por estos motivos, para garantizar la inocuidad microbiana del agua de consumo no puede confiarse únicamente en la realización de análisis del producto final, incluso si se realizan con frecuencia.

Para garantizar sistemáticamente la inocuidad del agua de consumo y proteger la salud pública, debe prestarse atención especial a la aplicación de un marco para la seguridad del agua y de planes de seguridad del agua (PSA) completos (véase el capítulo 4). Para gestionar la inocuidad microbiana del agua de consumo es preciso: a) evaluar el conjunto del sistema, para determinar los posibles peligros a los que puede estar expuesto (véase el apartado 4.1); b) determinar las medidas de control necesarias para reducir o eliminar los peligros y realizar un monitoreo operativo para garantizar la eficacia de las barreras del sistema (véase el apartado 4.2), y c) elaborar planes de gestión que describan las medidas que deben adoptarse en circunstancias normales y si se producen incidentes. Estos son los tres componentes de un PSA.

Si no se garantiza la seguridad del agua, la comunidad puede quedar expuesta al riesgo de brotes de enfermedades intestinales y otras enfermedades infecciosas. Es particularmente importante evitar los brotes de enfermedades transmitidas por el agua de consumo, dada su capacidad de infectar simultáneamente a un gran número de personas y, potencialmente, a una gran proporción de la comunidad.

Además de los patógenos fecales, pueden tener importancia para la salud pública en determinadas circunstancias otros peligros microbianos (por ejemplo, el dracunculo [*Dracunculus medinensis*], las cianobacterias tóxicas y las legionelas).

Las formas infecciosas de muchos helmintos, como los nematodos y platelmintos parásitos, pueden transmitirse a las personas por medio del agua de consumo. El agua de consumo no debe contener larvas maduras ni huevos fertilizados, ya que un único ejemplar puede ocasionar una infección. No obstante, el agua es una vía relativamente poco importante de infección por helmintos, con la excepción del dracunculo.

Las legionelas son bacterias ubicuas en el medio ambiente y pueden proliferar a las temperaturas elevadas existentes en ocasiones en los sistemas de distribución de agua de consumo entubada, sobre todo en los sistemas de distribución de agua caliente y templada. La exposición a las legionelas presentes en el agua de consumo se produce mediante inhalación y puede evitarse mediante la aplicación de medidas básicas de gestión de la calidad del agua en los edificios y mediante el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes en todo el sistema de distribución por tuberías.

El peligro para la salud pública de las cianobacterias deriva de su capacidad de producir diversas toxinas, conocidas como «cianotoxinas». Al contrario que las bacterias patógenas, las cianobacterias no se multiplican en el organismo humano tras su ingestión, sino únicamente en el agua antes de ser ingerida. Si bien los péptidos tóxicos (por ejemplo, las microcistinas) se encuentran habitualmente en el interior de las células y pueden, por consiguiente, eliminarse, en gran parte, por filtración, se liberan también al agua alcaloides tóxicos, como la cilindrospermopsina y las neurotoxinas, que pueden atravesar los sistemas de filtración.

Algunos microorganismos forman biopelículas sobre superficies que están en contacto con agua. La mayoría de estos microorganismos, con pocas excepciones, como las legionelas, no causan enfermedades en las personas sanas, pero pueden resultar molestos ya que generan sabores y olores o la coloración del agua de consumo. La proliferación que se produce después del tratamiento del agua de consumo se conoce con frecuencia como «reproliferación». Normalmente, se refleja en un aumento del

recuento de heterótrofos en placa (RHP) en muestras de agua. Los valores de RHP aumentan sobre todo en partes de los sistemas de distribución por tuberías donde se produce estancamiento de agua, en instalaciones de fontanería domésticas, en agua envasada, en algunos casos, y en dispositivos conectados a las instalaciones de fontanería, como descalcificadores, filtros de carbón y máquinas expendedoras automáticas.

Aunque el agua puede ser una fuente muy importante de microorganismos infecciosos, muchas de las enfermedades que pueden transmitirse por el agua pueden transmitirse también por otras vías, como el contacto entre personas, las gotículas y aerosoles, y la ingesta de alimentos. En determinadas circunstancias, en ausencia de brotes de origen acuático, estas vías pueden ser más importantes que la transmisión por el agua.

En el capítulo 7 se describen de forma más pormenorizada los aspectos microbiológicos de la calidad del agua, y en el capítulo 11 se proporcionan hojas de información sobre microorganismos específicos.

### **1.1.2 Desinfección**

La desinfección es una operación de importancia incuestionable para el suministro de agua potable. La destrucción de microorganismos patógenos es una operación fundamental que muy frecuentemente se realiza mediante productos químicos reactivos como el cloro.

La desinfección constituye una barrera eficaz para numerosos patógenos (especialmente las bacterias) durante el tratamiento del agua de consumo y debe utilizarse tanto en aguas superficiales como en aguas subterráneas expuestas a la contaminación fecal. La desinfección residual se utiliza como protección parcial contra la contaminación con concentraciones bajas de microorganismos y su proliferación en el sistema de distribución.

La desinfección química de un sistema de abastecimiento de agua de consumo que presenta contaminación fecal reducirá el riesgo general de enfermedades, pero no garantizará necesariamente la seguridad del suministro. Por ejemplo, la desinfección con cloro del agua de consumo tiene una eficacia limitada frente a los protozoos patógenos —en particular *Cryptosporidium*— y frente a algunos virus. La eficacia de la desinfección puede también ser insatisfactoria frente a patógenos presentes en flóculos o partículas que los protegen de la acción del desinfectante. Una turbidez elevada puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y generar una demanda significativa de cloro. Una estrategia general de gestión eficaz añade a la desinfección, para evitar o eliminar la contaminación microbiana, barreras múltiples, como la protección del agua de origen y operaciones de tratamiento adecuadas, así como la protección del agua durante su almacenamiento y distribución.

El uso de productos químicos desinfectantes en el tratamiento del agua genera habitualmente subproductos. No obstante, los riesgos para la salud que ocasionan estos subproductos son extremadamente pequeños en comparación con los asociados a una desinfección insuficiente, y es importante que el intento de controlar la concentración de estos subproductos no limite la eficacia de la desinfección.

El intento de controlar los subproductos de la desinfección (SPD) no debe poner en peligro la desinfección.

Puede medirse y controlarse fácilmente la concentración de algunos desinfectantes del agua de consumo, como el cloro, y se recomienda realizar análisis frecuentes si se practica la cloración del agua.

En el capítulo 8 se describe de forma más pormenorizada la desinfección del agua de consumo, y en el capítulo 12 se proporcionan hojas de información sobre desinfectantes y subproductos de la desinfección específicos.

### **1.1.3 Aspectos químicos**

Los riesgos para la salud asociados a los componentes químicos del agua de consumo son distintos de los asociados a la contaminación microbiana y se deben principalmente a la capacidad de los componentes químicos de producir efectos adversos sobre la salud tras periodos de exposición prolongados. Pocos componentes químicos del agua pueden ocasionar problemas de salud como resultado de una exposición única, excepto en el caso de una contaminación masiva accidental de una fuente de

abastecimiento de agua de consumo. Además, la experiencia demuestra que en muchos incidentes de este tipo, aunque no en todos, el agua se hace imbebible, por su gusto, olor o aspecto inaceptables.

En situaciones en las que no es probable que una exposición de corta duración perjudique la salud, suele ser más eficaz concentrar los recursos disponibles para medidas correctoras en la detección y eliminación de la fuente de contaminación que en instalar un sistema caro de tratamiento del agua de consumo para la eliminación del componente químico.

Puede haber numerosos productos químicos en el agua de consumo; sin embargo, sólo unos pocos suponen un peligro inmediato para la salud en cualquier circunstancia determinada. La prioridad asignada a las medidas de monitoreo y de corrección de la contaminación del agua de consumo debe gestionarse de tal modo que se evite utilizar innecesariamente recursos escasos para el control de contaminantes químicos cuya repercusión sobre la salud es pequeña o nula.

La exposición a concentraciones altas de fluoruro, de origen natural, puede generar manchas en los dientes y, en casos graves, fluorosis ósea incapacitante. De modo similar, el agua de consumo puede contener arsénico de origen natural y una exposición excesiva al mismo puede ocasionar un riesgo significativo de cáncer y lesiones cutáneas. Otras sustancias de origen natural, como el uranio y el selenio, pueden también ocasionar problemas de salud cuando su concentración es excesiva.

La presencia de nitratos y nitritos en el agua se ha asociado con la metahemoglobinemia, sobre todo en lactantes alimentados con biberón. La presencia de nitratos puede deberse a la aplicación excesiva de fertilizantes o a la filtración de aguas residuales u otros residuos orgánicos a las aguas superficiales y subterráneas.

Sobre todo en zonas con aguas corrosivas o ácidas, la utilización de cañerías y accesorios o soldaduras de plomo puede generar concentraciones altas de plomo en el agua de consumo, que ocasionan efectos neurológicos adversos.

Son pocas las sustancias cuya presencia en el agua de consumo suponga una contribución importante a la ingesta general en términos de prevención de enfermedades. Un ejemplo es el efecto potenciador de la prevención contra la caries dental del fluoruro del agua de consumo. Las Guías no pretenden definir concentraciones mínimas deseables de sustancias químicas en el agua de consumo.

Se han calculado valores de referencia para muchos componentes químicos del agua de consumo. Un valor de referencia representa normalmente la concentración de un componente que no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume durante toda una vida. Algunos valores de referencia se han fijado con carácter provisional basándose en la concentración alcanzable mediante tratamiento y la capacidad de detección analítica. En estos casos, el valor de referencia es mayor que el calculado basándose en efectos sobre la salud.

En el capítulo 8 se describen de forma más pormenorizada los aspectos químicos de la calidad del agua de consumo, y en el capítulo 12 se proporcionan hojas de información sobre contaminantes químicos específicos.

#### **1.1.4 Aspectos radiológicos**

También debe tenerse en cuenta el riesgo para la salud asociado a la presencia en el agua de consumo de radionúclidos de origen natural, aunque su contribución a la exposición total a radionúclidos es muy pequeña en circunstancias normales.

No se fijan valores de referencia formales para radionúclidos individuales en agua de consumo, sino que se utiliza un sistema basado en el análisis de la radiactividad alfa total y beta total en el agua de consumo. Aunque la detección de niveles de radiactividad superiores a los umbrales de selección no indica que exista un riesgo inmediato para la salud, debe impulsar una investigación adicional para determinar qué radionúclidos son responsables de la radiactividad y los posibles riesgos existentes, teniendo en cuenta las circunstancias locales.

Los niveles de referencia recomendados en esta publicación no son aplicables a sistemas de abastecimiento de agua de consumo contaminados durante situaciones de emergencia originadas por la liberación accidental de sustancias radiactivas al medio ambiente.

En el capítulo 9 se abordan de forma más pormenorizada los aspectos radiológicos de la calidad del agua de consumo.

### **1.1.5 Aspectos relativos a la aceptabilidad**

El agua no debe presentar sabores u olores que pudieran resultar desagradables para la mayoría de los consumidores.

Los consumidores evalúan la calidad del agua de consumo basándose principalmente en sus sentidos. Los componentes microbianos, químicos y físicos del agua pueden afectar a su aspecto, olor o sabor y el consumidor evaluará su calidad y aceptabilidad basándose en estos criterios. Aunque es posible que estas sustancias no produzcan ningún efecto directo sobre la salud, los consumidores pueden considerar que el agua muy turbia, con mucho color, o que tiene un sabor u olor desagradable es insalubre y rechazarla. En casos extremos, los consumidores pueden evitar consumir agua que es inocua pero inaceptable desde el punto de vista estético, y consumir en cambio agua de otras fuentes cuyo aspecto sea más agradable pero que puede ser insalubre. Es, por consiguiente, sensato conocer las percepciones del consumidor y tener en cuenta, además de los valores de referencia relacionados con efectos sobre la salud, criterios estéticos al evaluar sistemas de abastecimiento de agua de consumo y al elaborar reglamentos y normas.

Los cambios en el aspecto, olor y sabor del agua de consumo de un sistema de abastecimiento con respecto a sus características organolépticas normales pueden señalar cambios en la calidad del agua bruta o cruda (sin tratar) de la fuente o deficiencias en las operaciones de tratamiento, y deben investigarse.

En el capítulo 10 se abordan de forma más pormenorizada los aspectos de la calidad del agua de consumo relativos a su aceptabilidad.

## **1.2 Funciones y responsabilidades en la gestión de la seguridad del agua de consumo**

La gestión preventiva es el mejor sistema para garantizar la seguridad del agua de consumo y debe tener en cuenta las características del sistema de abastecimiento de agua, desde la cuenca de captación y la fuente hasta su utilización por los consumidores. Dado que muchos aspectos de la gestión de la calidad del agua de consumo no suelen ser responsabilidad directa del proveedor de agua, es fundamental adoptar un sistema de colaboración entre los múltiples organismos que tienen responsabilidades en aspectos específicos del ciclo del agua, para garantizar su participación en la gestión de la calidad del agua. Por ejemplo, dicha colaboración es importante cuando las cuencas de captación y las aguas de origen están fuera de la jurisdicción del proveedor del agua de consumo. Será generalmente necesario consultar con otras autoridades otros aspectos de la gestión de la calidad del agua de consumo, como los requisitos de monitoreo e información, los planes de respuesta a situaciones de emergencia y las estrategias de comunicación.

El mejor sistema para garantizar la seguridad del agua de consumo es una gestión integrada y preventiva en la que colaboren todos los organismos pertinentes.

Se debe impulsar a los principales interesados que pudieran afectar o verse afectados por las decisiones o actividades del proveedor del agua de consumo a que coordinen los aspectos pertinentes de sus actividades de planificación y gestión. Entre estos interesados pueden estar, por ejemplo, los organismos con competencias en materia de salud y de gestión de recursos, los consumidores, las industrias y los fontaneros. Deben crearse sistemas de documentación y mecanismos adecuados para facilitar el compromiso y la participación de los interesados.

### **1.2.1 Vigilancia y control de la calidad**

Se ha comprobado la eficacia, para proteger la salud pública, de un sistema dual en el que se diferencian las funciones y responsabilidades de los proveedores de servicios de las de una autoridad responsable de la supervisión independiente para proteger la salud pública (vigilancia del abastecimiento de agua de consumo).

Los planes de mantenimiento y mejora de los servicios de abastecimiento de agua de consumo deben tener en cuenta las funciones vitales y complementarias del organismo responsable de la vigilancia y del proveedor de agua. Es preferible que las dos funciones —vigilancia y control de la calidad— sean realizadas por entidades diferentes e independientes debido al conflicto de intereses que se produce cuando ambas funciones se combinan. Así:

- Los organismos nacionales proporcionan un marco de objetivos, normas y leyes para permitir y exigir a los proveedores el cumplimiento de obligaciones definidas.
- Debe exigirse a los organismos que intervienen en el abastecimiento de agua para el consumo por cualquier medio que garanticen y comprueben que los sistemas que administran son capaces de suministrar agua inocua y que lo hacen de forma sistemática.
- Un organismo de vigilancia es responsable de la vigilancia independiente (externa) mediante auditorías periódicas de todos los aspectos relativos a la seguridad, pruebas de verificación, o ambas.

En la práctica, es posible que no siempre exista una división clara de las responsabilidades de los organismos proveedores de agua de consumo y los responsables de la vigilancia. En algunos casos, puede haber una gama de instituciones profesionales, gubernamentales, no gubernamentales y privadas más extensa y compleja que la descrita. Sea cual sea el marco existente, es importante elaborar estrategias y estructuras claras para aplicar PSA y sistemas de vigilancia y control de la calidad, obtener información y resumirla, presentar informes y difundir las conclusiones, y adoptar medidas correctoras. Es fundamental que existan vías claras de rendición de cuentas y comunicación.

La vigilancia de la calidad del agua de consumo puede definirse como la «evaluación y examen, de forma continua y vigilante, desde el punto de vista de la salud pública, de la inocuidad y aceptabilidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo» (OMS, 1976).

La vigilancia es una actividad de investigación que se realiza para detectar y evaluar posibles riesgos para la salud asociados al agua de consumo. La vigilancia contribuye a proteger la salud pública fomentando la mejora de los llamados «indicadores de servicio» del abastecimiento de agua de consumo: calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura (poblaciones con acceso fiable), asequibilidad y continuidad. La autoridad de vigilancia debe tener competencia para determinar si un proveedor de agua está cumpliendo sus obligaciones.

En la mayoría de los países, el organismo responsable de la vigilancia de los servicios de abastecimiento de agua de consumo es el ministerio de salud (o de salud pública) y sus oficinas regionales o departamentales. En algunos países, la responsabilidad puede recaer en un organismo de protección del medio ambiente, mientras que en otros pueden tener cierta responsabilidad las oficinas de salud ambiental de los gobiernos locales.

La vigilancia requiere un programa sistemático de estudios, que pueden incluir auditorías, análisis, inspecciones sanitarias y, en su caso, aspectos institucionales y comunitarios. Debe abarcar la totalidad del sistema de agua de consumo, incluidas las fuentes y las actividades en la cuenca de captación, las infraestructuras de conducción, las plantas de tratamiento, los embalses de almacenamiento y los sistemas de distribución (con o sin tuberías).

Uno de los objetivos de un programa de vigilancia debe ser garantizar la pronta adopción de medidas para evitar los problemas y que se corrijan las averías. En ocasiones, puede ser preciso aplicar multas para fomentar y garantizar el cumplimiento de las normas. Por consiguiente, el organismo encargado de la vigilancia debe estar respaldado por leyes sólidas y aplicables. No obstante, es importante que dicho organismo desarrolle una relación positiva con los proveedores y les preste apoyo, recurriendo a la aplicación de multas como último recurso.

Los proveedores de agua de consumo son en todo momento responsables de la calidad y la inocuidad del agua que producen.

Las leyes deben facultar al organismo de vigilancia a obligar a los proveedores de agua a que recomienden que se hierva el agua o se apliquen otras medidas cuando se detecte la presencia de contaminación microbiana que pudiera poner en peligro la salud pública.

### **1.2.2 Autoridades de salud pública**

Para prestar un apoyo eficaz a la protección de la salud pública, una entidad nacional con responsabilidad en materia de salud pública actuará normalmente en los cuatro ámbitos siguientes:

- *Vigilancia del estado y la evolución de la salud pública*, incluida la detección e investigación de brotes, generalmente de forma directa, pero en algunos casos por medio de un organismo descentralizado.

- Elaboración directa de *reglamentos y normas* relativas al agua de consumo. Las autoridades nacionales de salud pública tienen con frecuencia la responsabilidad primaria de establecer normas relativas al abastecimiento de agua de consumo. Sus responsabilidades pueden incluir la fijación de metas relativas a la calidad del agua, metas relativas a la eficacia y a la inocuidad, y requisitos especificados directamente (por ejemplo, el tratamiento del agua). La actividad normativa no se limita a la calidad del agua, sino que incluye también, por ejemplo, la regulación y aprobación de materiales y sustancias utilizados en la producción y distribución del agua de consumo (véase el apartado 8.5.4) y la fijación de normas mínimas en ámbitos como la fontanería doméstica (véase el apartado 1.2.10). Tampoco es una actividad estática, porque conforme evolucionan las prácticas de abastecimiento de agua de consumo, en cuanto a técnicas y materiales disponibles (por ejemplo, los materiales de fontanería y las operaciones de tratamiento), también cambiarán las prioridades en materia de salud y las respuestas a estas prioridades.
- Plasmación de la preocupación por los peligros para la salud en el *desarrollo de políticas de mayor alcance*, en particular de políticas de salud y de gestión integrada de los recursos hídricos (véase el apartado 1.2.4). La preocupación por la salud sugerirá a menudo una función de apoyo a la asignación de recursos a quienes se ocupan de la ampliación y mejora del abastecimiento de agua de consumo; con frecuencia conllevará ejercer presión política para dar prioridad a la obligación primaria de satisfacer las necesidades de agua de consumo con respecto a otras necesidades; y puede acarrear la participación en la resolución de conflictos.
- *Intervención directa*, generalmente por medio de órganos subsidiarios (por ejemplo, administraciones de salud ambiental regionales y locales) o proporcionando orientación a otras entidades locales (por ejemplo, gobiernos locales) en cuestiones relativas a la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo. Estas responsabilidades varían en gran medida en función de las estructuras y responsabilidades nacionales y locales, y con frecuencia incluyen una función de apoyo a los proveedores de las comunidades, donde frecuentemente intervienen las autoridades locales directamente.

La vigilancia de la salud pública (es decir, la vigilancia de su estado y evolución) contribuye a la verificación de la inocuidad del agua de consumo. Toma en consideración la incidencia de enfermedades en el conjunto de la población, que puede estar expuesta a microorganismos patógenos procedentes de diversas fuentes, no sólo del agua de consumo. Las autoridades nacionales de salud pública pueden también realizar o dirigir investigaciones para evaluar la importancia del agua como factor de riesgo de enfermedades, por ejemplo, mediante estudios de casos y testigos, de cohortes o de intervención. Los equipos de vigilancia de la salud pública actúan normalmente en los ámbitos nacional, regional y local, así como en ciudades y en centros de salud rurales. La vigilancia sistemática de la salud pública incluye:

- el monitoreo permanente de las enfermedades de notificación obligatoria, muchas de las cuales pueden deberse a microorganismos patógenos transmitidos por el agua;
- la detección de brotes;
- el análisis de la evolución a largo plazo;
- el análisis geográfico y demográfico; y
- la información a las autoridades responsables del agua.

Existen diversas formas de mejorar la vigilancia de la salud pública para detectar posibles brotes de enfermedades transmitidas por el agua en respuesta a sospechas derivadas de una incidencia anormal de alguna enfermedad o tras el deterioro de la calidad del agua. Las investigaciones epidemiológicas incluyen:

- investigaciones de brotes;
- estudios de intervención para evaluar las opciones de intervención; y
- estudios de casos y testigos o de cohortes para evaluar la importancia del agua como factor de riesgo de enfermedades.

No obstante, no puede confiarse en la vigilancia de la salud pública como fuente de información en tiempo oportuno para permitir la adopción de medidas operativas a corto plazo para controlar enfermedades transmitidas por el agua, dado que presenta las siguientes limitaciones:

- brotes de enfermedades que no son de notificación obligatoria;
- tiempo transcurrido desde que se produce la exposición hasta que se manifiesta la enfermedad;

- tiempo transcurrido desde que se manifiesta la enfermedad hasta que se notifica;
- tasas bajas de notificación; y
- dificultades en la identificación de los patógenos causantes de las enfermedades y sus fuentes.

La autoridad de salud pública actúa de forma reactiva, además de proactiva, en el ámbito del conjunto de políticas de salud pública e interactuando con todos los interesados. En el contexto de la salud pública, se dará normalmente prioridad a los grupos desfavorecidos, lo que conllevará, por lo general, equilibrar la gestión y mejora de la seguridad del agua de consumo con la necesidad de garantizar el acceso a un suministro confiable de cantidades suficientes de agua potable.

Para comprender la situación del abastecimiento de agua de consumo en el ámbito nacional, la autoridad nacional de salud pública debe elaborar informes periódicos que describan la calidad del agua a nivel nacional y que destaquen las preocupaciones y prioridades en materia de salud pública en el contexto de las prioridades generales de salud pública. Para ello, es preciso un intercambio eficaz de información entre los organismos locales, regionales y nacionales.

Las autoridades de salud nacionales deben dirigir o participar en la formulación y ejecución de políticas destinadas a garantizar el acceso a algún tipo de sistema de abastecimiento de agua de consumo inocua y confiable. En los casos en que no se haya conseguido este objetivo, deberán disponerse los instrumentos y las medidas de educación pertinentes para poner en práctica tratamientos y sistemas de almacenamiento seguro del agua individuales o domésticos.

### **1.2.3 Autoridades locales**

Las autoridades locales de salud ambiental desempeñan con frecuencia una función importante en la gestión de los recursos hídricos y el abastecimiento de agua de consumo. Dicha función puede incluir la inspección de la cuenca de captación y la facultad para autorizar en la misma actividades que pudieran afectar a la calidad del agua de origen. Puede también incluir la comprobación y auditoría (vigilancia) de la gestión de los sistemas formales de abastecimiento de agua de consumo. Las autoridades locales de salud ambiental proporcionarán asimismo orientación específica a comunidades o a personas concretas sobre el diseño, la ejecución y la corrección de deficiencias de sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios y domésticos, y pueden ser también responsables de la vigilancia del abastecimiento comunitario y doméstico de agua de consumo. Tienen una importante responsabilidad de educación de los consumidores en los casos en que es preciso el tratamiento doméstico del agua.

La gestión del abastecimiento de agua de consumo a hogares y comunidades pequeñas generalmente conlleva la aplicación de programas educativos sobre dicho abastecimiento y la calidad del agua. Estos programas deberán incluir normalmente:

- concienciación en materia de higiene del agua;
- capacitación técnica básica y transferencia de tecnología en materia de abastecimiento y gestión del agua de consumo;
- consideración de las barreras socioculturales a la aceptación de las medidas relativas a la calidad del agua y de métodos para superarlas;
- actividades de motivación, movilización y mercadotecnia social; y
- un sistema continuado de apoyo, seguimiento y difusión del programa de calidad del agua para lograr su sostenibilidad y mantenerla.

Estos programas pueden administrarse en el ámbito comunitario, por las autoridades locales de salud o por otras entidades, como organizaciones no gubernamentales y el sector privado. Si el programa de educación y capacitación sobre la calidad del agua es iniciativa de otras entidades, se recomienda fuertemente la participación de la autoridad local de salud en su desarrollo y ejecución.

En otros documentos de la OMS (véanse Simpson-Hébert *et al.*, 1996; Sawyer *et al.*, 1998; Brikké, 2000) se describen programas participativos de educación y capacitación en materia de higiene y saneamiento.



#### 1.2.4 *Gestión de los recursos hídricos*

La gestión de los recursos hídricos es un componente integral de la gestión preventiva de la calidad del agua de consumo. La prevención de la contaminación microbiana y química del agua de origen es la primera barrera contra la contaminación del agua de consumo que supone un peligro para la salud pública.

La gestión de los recursos hídricos y las actividades humanas potencialmente contaminantes en la cuenca de captación influirán en la calidad del agua aguas abajo y en los acuíferos. A su vez, esto influirá en las operaciones de tratamiento que se precisarán para garantizar la seguridad del agua, pero puede ser preferible adoptar medidas preventivas que mejorar los tratamientos.

La gestión de los recursos hídricos debe comprender la evaluación del efecto de los usos de la tierra en la calidad del agua. Esta evaluación no la realizan normalmente, de forma independiente, las autoridades de salud ni los organismos proveedores de agua de consumo, y debe tener en cuenta:

- la modificación de la cubierta vegetal;
- las actividades mineras;
- la construcción o modificación de vías fluviales;
- la aplicación de fertilizantes, herbicidas, plaguicidas u otros productos químicos;
- la densidad ganadera y la aplicación de estiércol;
- la construcción, mantenimiento y uso de carreteras;
- diversas actividades recreativas;
- el desarrollo residencial, urbano o rural, con particular atención a la eliminación de excrementos, el saneamiento, los vertederos y la eliminación de residuos; y
- otras actividades humanas potencialmente contaminantes, como las industrias, las zonas militares, etc.

La gestión de los recursos hídricos puede ser responsabilidad de los organismos encargados de la gestión de las cuencas de captación o de otras entidades que controlan o afectan a los recursos hídricos, como las industriales, agropecuarias, de navegación y de control de inundaciones.

El grado de responsabilidad en materia de gestión de los recursos hídricos de los organismos con competencias en materia de salud o de suministro de agua de consumo varían mucho de unos países y comunidades a otros. Con independencia de las estructuras gubernamentales y de las responsabilidades sectoriales, es importante que las autoridades de salud se coordinen y colaboren con los sectores que gestionan los recursos hídricos y regulan los usos de la tierra en la cuenca de captación.

El establecimiento de una colaboración estrecha entre la autoridad de salud pública, el proveedor de agua y el organismo que gestiona los recursos facilita el reconocimiento de los posibles peligros para la salud que pueda haber en el sistema. Dicha colaboración es también importante para garantizar que la protección de los recursos hídricos destinados al consumo se tiene en cuenta en las decisiones relativas a los usos de la tierra o en los reglamentos relativos al control de la contaminación de los recursos hídricos. En determinadas circunstancias, puede conllevar la participación de otras actividades o sectores, como la agricultura, el tráfico, el turismo o el desarrollo urbano.

Para garantizar una protección adecuada de las fuentes de agua de consumo, las autoridades nacionales mantendrán normalmente contactos con otros sectores durante la formulación de políticas nacionales relativas a la gestión integrada de los recursos hídricos. Se crearán estructuras regionales y locales para la ejecución de las políticas, y las autoridades nacionales guiarán y proporcionarán los instrumentos precisos a las autoridades regionales y locales.

Las autoridades regionales de medio ambiente o de salud pública tienen la importante responsabilidad de participar en la elaboración de planes de gestión integrada de los recursos hídricos para garantizar la máxima calidad posible de la fuente de agua de consumo. El lector puede obtener información adicional en los documentos complementarios *Protecting Surface Waters for Health* (Protección de las aguas superficiales para la salud) y *Protecting Groundwaters for Health* (Protección de las aguas subterráneas para la salud) (apartado 1.3).

### **1.2.5 Organismos proveedores de agua de consumo**

Existen muy diversos tipos de sistemas de abastecimiento de agua de consumo, desde los muy grandes que abastecen a poblaciones urbanas de decenas de millones de personas, a los pequeños sistemas comunitarios que proporcionan agua a poblaciones muy pequeñas. En la mayoría de los países, existen tanto fuentes comunitarias como sistemas de abastecimiento por tuberías.

Los organismos proveedores de agua de consumo son responsables de la garantía de la calidad y el control de la calidad (véase el apartado 1.2.1). Sus responsabilidades fundamentales son elaborar y ejecutar los PSA (para más información, véase el capítulo 4).

En muchos casos, el proveedor del agua no es responsable de la gestión de las fuentes, en la cuenca de captación, del agua que suministra. El proveedor de agua desempeña las responsabilidades siguientes relativas a las cuencas de captación: participar en actividades interinstitucionales de gestión de los recursos hídricos; comprender los riesgos que producen las actividades e incidentes potencialmente contaminantes; y utilizar esta información para evaluar los riesgos a los que se expone el sistema de abastecimiento de agua de consumo y elaborar y aplicar estrategias adecuadas de gestión. Aunque los proveedores de agua de consumo posiblemente no realicen estudios de las cuencas de captación y evaluaciones del riesgo de contaminación por su cuenta, forma parte de sus funciones reconocer su necesidad e iniciar la colaboración interinstitucional, por ejemplo con las autoridades de salud y de medio ambiente, a este respecto.

La experiencia ha demostrado que una asociación de interesados en el sistema de abastecimiento de agua de consumo (por ejemplo, operadores, gestores y grupos especializados, como pequeños proveedores, científicos, sociólogos, legisladores, políticos, etc.) puede constituir un foro valioso y no intimidatorio en el que compartir ideas.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Water Safety Plans* (Planes de seguridad del agua) (apartado 1.3).

### **1.2.6 Gestión por comunidades**

Son frecuentes en todo el mundo, tanto en países desarrollado como en desarrollo, los sistemas de abastecimiento de agua de consumo (con o sin tuberías) gestionados por comunidades. La definición concreta de sistema comunitario de abastecimiento de agua de consumo es variable. Si bien una definición basada en el tamaño de la población o en el tipo de suministro puede ser adecuada en muchas circunstancias, los sistemas de abastecimiento de agua de consumo de las pequeñas comunidades y los de los pueblos y ciudades de mayor tamaño se diferencian por sus sistemas de administración y gestión. La administración y operación de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios dependen en mayor medida de miembros de la comunidad que, con frecuencia, no cuentan con capacitación y que a veces no cobran por el servicio prestado. Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo de zonas periurbanas de países en desarrollo —las comunidades de la periferia de las ciudades y pueblos grandes— pueden tener también características propias de los sistemas comunitarios.

Para que los programas de gestión de la calidad del agua de consumo comunitaria sean eficaces y sostenibles, es preciso que cuenten con el apoyo activo y la participación de las comunidades locales. Éstas deben participar en todas las etapas de dichos programas: los estudios iniciales; las decisiones sobre la ubicación de pozos, la ubicación de los puntos de extracción de agua o la creación de zonas de protección; el monitoreo y la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo; la notificación de averías, la realización de tareas de mantenimiento y adopción de medidas correctoras; y las actividades de apoyo, incluidas las relativas a prácticas de saneamiento e higiene.

Puede haber comunidades que cuenten ya con un alto grado de organización y tomen medidas sobre cuestiones relativas a la salud o al abastecimiento de agua de consumo, mientras que otras pueden carecer de un sistema de abastecimiento de agua de consumo bien desarrollado; algunos sectores de la comunidad, como las mujeres, pueden estar insuficientemente representados; y pueden existir desacuerdos o conflictos entre facciones. En situaciones como estas, será más arduo y llevará más tiempo lograr la participación de la comunidad para reunir a las personas, resolver las diferencias, acordar objetivos comunes y adoptar medidas. Con frecuencia, será preciso realizar visitas, posiblemente durante varios años, para proporcionar apoyo y aliento, y para asegurarse de que las estructuras creadas para el suministro de agua potable continúan funcionando. Puede ser preciso establecer programas de educación en materia de higiene y salud para garantizar que la comunidad:

- conoce la importancia de la calidad del agua de consumo y su relación con la salud, así como la necesidad de disponer de agua potable en cantidades suficientes para los usos domésticos: para beber, para cocinar y para la higiene;
- reconoce la importancia de la vigilancia y la necesidad de responder;
- comprende el proceso de vigilancia y está preparada para cumplir su función en el mismo;
- cuenta con la capacidad necesaria para desempeñar esta función; y
- conoce los requisitos relativos a la protección del suministro de agua de consumo de la contaminación.

Puede obtenerse información adicional en los documentos siguientes: *Guías de la OMS para la calidad del agua de consumo*, segunda edición, volumen 3; documento complementario *Water Safety Plans* (Planes de seguridad del agua) (apartado 1.3); Simpson-Hébert *et al.* (1996); Sawyer *et al.* (1998); y Brikké (2000).

### **1.2.7 Venta ambulante de agua**

La venta ambulante de agua, a domicilio o en puntos de recogida, es común en muchos lugares del mundo en los que la escasez de agua, la ausencia de infraestructuras o las averías limitan el acceso a cantidades suficientes de agua de consumo. Los vendedores ambulantes de agua utilizan diversos medios para transportar el agua que venden directamente al consumidor, desde camiones cisterna a carros o carretillas. En el contexto de estas Guías, la venta ambulante de agua no incluye el agua embotellada o envasada (de la que trata el apartado 6.5) ni el agua que se vende por medio de máquinas expendedoras automáticas.

El agua que proporcionan los vendedores ambulantes a sus clientes presenta varios peligros para la salud. Cabe mencionar el acceso a volúmenes insuficientes y los problemas derivados del tratamiento inadecuado del agua o su transporte en recipientes no adecuados, que pueden ocasionar la contaminación del producto.

Si no se conoce con certeza la fuente de la que procede o si no se conoce su calidad, el agua puede tratarse (aunque haya sido tratada anteriormente) en pequeñas cantidades para mejorar significativamente su calidad e inocuidad. El tratamiento más sencillo y más importante del agua con contaminación microbiana es la desinfección. Si el agua se distribuye a granel, en camiones cisterna, debe añadirse suficiente cloro para garantizar que, tras un periodo de tratamiento de al menos 30 minutos, el agua contiene, en el punto de entrega, una concentración de cloro libre residual de al menos 0,5 mg/l. Los camiones cisterna deben reservarse normalmente para el transporte de agua potable. Antes de su uso, las cisternas deben desinfectarse, mediante tratamiento químico o con vapor.

Las autoridades locales deben aplicar programas de vigilancia del agua que proporcionan los vendedores ambulantes y, en caso necesario, desarrollar programas de educación para mejorar la recogida, el tratamiento y la distribución del agua, con el fin de evitar su contaminación.

### **1.2.8 Consumidores individuales**

Todo el mundo consume agua de una u otra fuente y los consumidores desempeñan a menudo tareas importantes en la captación, tratamiento y almacenamiento de agua. Los consumidores pueden, por medio de sus acciones, ayudar a garantizar la inocuidad del agua que consumen, así como contribuir a mejorar o bien a contaminar el agua que consumen otros. Tienen la responsabilidad de asegurarse de que sus acciones no afecten negativamente a la calidad del agua. La instalación y mantenimiento de redes de fontanería domésticas deben realizarlas preferiblemente fontaneros cualificados y autorizados (véase el apartado 1.2.10) u otras personas que tengan los conocimientos precisos para garantizar que no se producen conexiones cruzadas ni reflujos que puedan contaminar el sistema de abastecimiento de agua local.

En la mayoría de los países, hay personas que obtienen agua de fuentes domésticas, como pozos privados o agua de lluvia. En hogares que utilizan sistemas de abastecimiento de agua sin tuberías, es preciso aplicar medidas adecuadas para garantizar que la captación, el almacenamiento y, en su caso, el tratamiento del agua de consumo se realizan en condiciones seguras. En algunas circunstancias, no sólo cuando no hay sistemas de abastecimiento comunitarios, sino también cuando se sabe que éstos están contaminados o producen enfermedades transmitidas por el agua (véase el capítulo 7), puede ser

aconsejable que los hogares y las personas traten el agua para poder confiar más en su inocuidad. Las autoridades de salud pública, de vigilancia u otras autoridades locales pueden proporcionar orientación a hogares y a consumidores individuales para garantizar la inocuidad del agua que consumen (véase el apartado 6.3). La mejor forma de proporcionar esta orientación es por medio de un programa comunitario de educación y capacitación.

### **1.2.9 Organismos de certificación**

La finalidad de la certificación es comprobar que los instrumentos y materiales utilizados en el sistema de abastecimiento de agua de consumo cumplen unas especificaciones de calidad y seguridad determinadas. La certificación es un proceso en el que una organización independiente comprueba si es cierto que los fabricantes cumplen, según afirman, una norma o criterio formal o proporciona una evaluación independiente de los posibles riesgos de contaminación asociados a un material o proceso. El organismo de certificación puede tener las siguientes responsabilidades: obtener información de los fabricantes, proporcionar resultados de análisis, realizar inspecciones y auditorías y, posiblemente, realizar recomendaciones acerca del desempeño de productos.

Se ha aplicado la certificación a equipos, como bombas manuales, utilizados por comunidades y en los hogares; a materiales utilizados por los proveedores de agua, como productos químicos para su tratamiento; y a instrumentos utilizados en el hogar para la captación, el tratamiento y el almacenamiento del agua.

La certificación de los productos o procesos utilizados en la captación, tratamiento, almacenamiento y distribución de agua puede ser supervisada por organismos gubernamentales o por organizaciones privadas. Los procedimientos de certificación dependerán de las normas que se utilicen como referencia para la certificación de los productos, de los criterios de certificación y de la entidad que realiza la certificación.

Los programas de certificación nacionales, de los gobiernos locales o privados (auditoría externa) pueden tener diversos objetivos posibles:

- la certificación de productos para garantizar que su uso no pone en peligro al usuario ni a la población general, por ejemplo, ocasionando la contaminación del agua de consumo con sustancias tóxicas, sustancias que podrían afectar a la aceptabilidad del agua para el consumidor o sustancias que sustentan la proliferación de microorganismos;
- análisis de productos, para evitar la necesidad de analizarlos de nuevo a nivel local o antes de cada adquisición;
- garantizar que el estado y la calidad de los productos son uniformes;
- certificación y acreditación de los laboratorios analíticos y de otro tipo; y
- control de los materiales y productos químicos utilizados para el tratamiento del agua de consumo, incluidas las prestaciones de los instrumentos de uso doméstico.

Una etapa importante de cualquier procedimiento de certificación es la creación de normas en las que deberá basarse la evaluación de los productos. Estas normas deben especificar asimismo —en la medida en que sea posible— los criterios de aprobación. En lo relativo a procedimientos para la certificación de aspectos técnicos, estas normas se elaboran generalmente en colaboración con los fabricantes, el organismo de certificación y los consumidores. Las autoridades nacionales de salud pública deben responsabilizarse de desarrollar las partes del proceso de aprobación o los criterios que tengan relación directa con la salud pública. Para más información, véase el apartado 8.5.4.

### **1.2.10 Instalaciones de fontanería**

Se han asociado efectos adversos para la salud significativos con la presencia, en edificios públicos y privados, de instalaciones de fontanería inadecuadas debido a su diseño deficiente, instalación incorrecta, alteraciones o mantenimiento inadecuado.

En la calidad del agua contenida en una red de distribución de agua de un edificio influyen numerosos factores que pueden ocasionar la contaminación microbiana o química del agua de consumo. Pueden producirse brotes de enfermedades del aparato digestivo por la contaminación fecal del agua de consumo de los edificios como consecuencia de defectos de los depósitos de almacenamiento en los

tejadados y de conexiones cruzadas con tuberías de aguas residuales, por ejemplo. Las instalaciones de fontanería mal diseñadas pueden ocasionar el estancamiento de agua y proporcionar un medio adecuado para la proliferación de bacterias del género *Legionella*. Los materiales, cañerías, accesorios y recubrimientos de fontanería pueden ocasionar concentraciones elevadas en el agua de consumo de metales pesados (por ejemplo, plomo) y el uso de materiales inadecuados puede facilitar la proliferación de bacterias. Los posibles efectos adversos para la salud pueden no limitarse a un edificio concreto, sino que otros consumidores ajenos al edificio en cuestión pueden exponerse a los contaminantes de la red del edificio debido a la contaminación del agua de consumo de la red de distribución pública local por contaminación cruzada o reflujos.

El suministro en los edificios de agua que cumple las normas pertinentes generalmente depende de una instalación de fontanería que no gestiona directamente el proveedor de agua. Se confía, por consiguiente, en una instalación y mantenimiento correctos de la red de fontanería y, en el caso de edificios de mayor tamaño, en PSA específicos para el edificio (véase el apartado 6.1).

Para garantizar la inocuidad del agua de consumo distribuida en el edificio, deben utilizarse técnicas de fontanería que eviten la entrada de elementos que supongan un peligro para la salud. Este objetivo puede lograrse mediante las precauciones siguientes:

- las tuberías —tanto las de agua potable como las de aguas residuales— son impermeables y duraderas, tienen una superficie interior suave y sin obstrucciones, y están protegidas contra las posibles agresiones;
- no existen conexiones cruzadas entre la instalación de agua de consumo y la de eliminación de aguas residuales;
- los sistemas de almacenamiento de agua están intactos y no están expuestos a la entrada de contaminantes microbianos o químicos;
- las instalaciones de agua caliente y fría están diseñadas para reducir al mínimo la proliferación de legionelas (véanse también los apartados 6.1 y 11.1.9);
- existen dispositivos adecuados que evitan el reflujos;
- el diseño de las instalaciones de los edificios de múltiples plantas es tal que se reducen al mínimo las variaciones de la presión;
- los residuos se eliminan sin contaminar el agua de consumo; y
- las instalaciones de fontanería funcionan eficazmente.

Es importante que los fontaneros tengan la cualificación pertinente, que estén capacitados para realizar la instalación y el mantenimiento de las redes de fontanería necesarios para garantizar el cumplimiento de las normativas locales y que utilicen únicamente materiales aprobados como aptos para uso en instalaciones de agua de consumo.

Antes de la construcción de edificios nuevos, deberá aprobarse normalmente el diseño de sus instalaciones de fontanería y un organismo de reglamentación pertinente deberá inspeccionar la instalación durante la construcción de los edificios y antes de su puesta en servicio.

### **1.3 Documentación complementaria de las Guías**

Estas Guías se complementan con textos independientes que proporcionan información básica en la que se basa el cálculo de los valores de referencia y proporciona orientación sobre prácticas correctas para su aplicación eficaz. Están disponibles como publicaciones físicas y como publicaciones electrónicas que pueden obtenerse en Internet ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/es/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/es/index.html)) o en CD-ROM. El anexo 1 proporciona información bibliográfica.

*Assessing Microbial Safety of Drinking Water: Improving Approaches and Methods* (en inglés; Evaluación de la inocuidad microbiana del agua de consumo: mejora de los sistemas y métodos)

Este libro proporciona una descripción actualizada de los sistemas y métodos utilizados para evaluar la inocuidad microbiana del agua de consumo. Orienta sobre la selección y uso de indicadores que complementan al monitoreo operativo para satisfacer necesidades concretas de información y analiza las posibles aplicaciones de técnicas «nuevas» y métodos emergentes.

*Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management* (en inglés; Seguridad química del agua de consumo: evaluación de las prioridades de la gestión de riesgos)

Este documento proporciona instrumentos que ayudan a los usuarios de los sistemas de abastecimiento de agua a realizar una evaluación sistemática —de ámbito local, regional o nacional— de los mismos; a determinar a qué productos químicos debe prestarse atención prioritaria por ser los que tengan probablemente una mayor importancia; a estudiar las posibles formas de controlarlos o eliminarlos; y a examinar o desarrollar normas adecuadas.

*Domestic Water Quantity, Service Level and Health* (en inglés; disponible un resumen ejecutivo en español: La cantidad de agua domiciliaria, el nivel del servicio y la salud)

Esta publicación examina las necesidades de agua para fines relacionados con la salud, para determinar las necesidades mínimas aceptables para el consumo (hidratación y elaboración de alimentos) y la higiene básica.

*Evaluation of the H<sub>2</sub>S Method for Detection of Fecal Contamination of Drinking Water* (en inglés; Evaluación del método H<sub>2</sub>S para detectar la contaminación fecal del agua de consumo)

Este informe es un examen crítico de la base científica, la validez, los datos disponibles y otra información relativa al uso de los «análisis de H<sub>2</sub>S» como medidas o indicadores de contaminación fecal en agua de consumo.

*Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua: directrices*

Este documento, dirigido a científicos gubernamentales e investigadores, proporciona un marco práctico y un método estructurado para la caracterización de los peligros microbianos.

*Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety: The Significance of HPCs for Water Quality and Human Health* (en inglés; Recuentos de heterótrofos en placa e inocuidad del agua de consumo: importancia de los RHP para la calidad del agua y la salud de las personas)

Este documento ofrece una evaluación crítica de la función de los RHP en la gestión de la inocuidad del agua de consumo.

*Managing Water in the Home: Accelerated Health Gains from Improved Water Supply* (en inglés; disponible un resumen ejecutivo en español: Manejo del agua en la vivienda: beneficios acelerados para la salud derivados del abastecimiento de agua mejorado)

Este informe describe y examina de forma crítica los diversos métodos y sistemas domésticos de captación, tratamiento y almacenamiento de agua. Evalúa la capacidad de los métodos domésticos de tratamiento y almacenamiento de agua para proporcionar agua de calidad microbiológica mejorada.

*Pathogenic Mycobacteria in Water: A Guide to Public Health Consequences, Monitoring and Management* (en inglés; Micobacterias patógenas en el agua: una guía para sus consecuencias en la salud pública, monitoreo y gestión)

Este libro describe los conocimientos actuales sobre la distribución de micobacterias patógenas en el agua y en otras partes del medio ambiente. Incluye descripciones de las vías de transmisión que ocasionan la infección en seres humanos, los síntomas más significativos que pueden producirse tras la infección y los métodos de análisis clásicos y modernos de las especies de micobacterias patógenas medioambientales. El libro termina con una exposición de los problemas que presenta el control de las micobacterias patógenas medioambientales en el agua de consumo y la evaluación y la gestión de sus riesgos.

*Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: A Burden of Disease Approach* (en inglés; Evaluación cuantitativa de los riesgos para la salud pública en las Guías de la OMS para la calidad del agua potable: enfoque basado en la carga de morbilidad)

Este informe constituye un documento de trabajo sobre los conceptos y métodos basados en los años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD) como medida común de la salud pública y su utilidad para la calidad del agua de consumo e ilustra el método aplicado para varios contaminantes del agua de consumo examinados anteriormente utilizando el método de la carga de morbilidad.

*Safe Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems* (en inglés; Agua entubada inocua: gestión de la calidad microbiológica del agua en sistemas de distribución por tuberías)

El desarrollo de redes de tuberías para la distribución a presión de agua de consumo a viviendas individuales, edificios y grifos comunitarios es un componente importante que contribuye al progreso y la salud de muchas comunidades. Esta publicación examina la introducción de contaminantes microbianos y la proliferación de microorganismos en redes de distribución, así como las prácticas que contribuyen a garantizar la inocuidad del agua de consumo en los sistemas de distribución por tuberías.

*Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management* (en inglés; Cianobacterias tóxicas en el agua: una guía sobre sus consecuencias en la salud pública, monitoreo y gestión)

Este libro describe los conocimientos actuales acerca del efecto sobre la salud de las cianobacterias por el consumo de agua. Analiza aspectos relativos a la gestión de riesgos y describe la información que se precisa para proteger las fuentes de aguas de consumo y aguas recreativas de los peligros para la salud que ocasionan las cianobacterias y sus toxinas. Describe también los conocimientos actuales sobre los aspectos principales del diseño de programas y estudios para el monitoreo de los recursos hídricos y el abastecimiento de agua, y describe los métodos y procedimientos utilizados.

*Upgrading Water Treatment Plants* (en inglés; Mejoramiento de plantas de tratamiento de agua)

Este libro es una guía práctica para mejorar la eficacia de las plantas de tratamiento de agua. Será una fuente de información inestimable para los responsables del diseño, operación, mantenimiento o mejora de plantas de tratamiento de agua.

*Water Safety Plans* (en inglés; Planes de seguridad del agua)

Cabe esperar que la mejora de las estrategias de control de la calidad del agua, junto con mejoras en la eliminación de excrementos y la higiene personal, mejoren substancialmente la salud de la población. Este documento informa sobre estrategias mejoradas para el control y el monitoreo de la calidad del agua de consumo.

*Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking-water* (en inglés; Tratamiento del agua y control de patógenos: eficacia de las operaciones de potabilización del agua)

Esta publicación comprende un análisis crítico de la bibliografía sobre eliminación e inactivación de microorganismos patógenos en el agua, para ayudar a los especialistas en calidad del agua y a los ingenieros que diseñan los sistemas de distribución a tomar decisiones que afectan a la calidad microbiológica del agua.

#### **Textos que están en proceso de redacción o de revisión:**

*Arsenic in Drinking-water: Assessing and Managing Health Risks* (en inglés; Arsénico en el agua de consumo: evaluación y gestión de los riesgos para la salud): en proceso de redacción

*Desalination for Safe Drinking-water Supply* (en inglés; Desalinización para el suministro de agua potable): en proceso de redacción

*Guide to Hygiene and Sanitation in Aviation* (en inglés; Guía para la higiene y saneamiento de aviones): en proceso de revisión

*Guide to Ship Sanitation* (en inglés; Guía para el saneamiento de embarcaciones): en proceso de revisión

*Health Aspects of Plumbing* (en inglés; Aspectos de la fontanería relativos a la salud): en proceso de redacción

*Legionella and the Prevention of Legionellosis* (en inglés; *Legionella* y la prevención de la legionelosis): en ultimación

*Protecting Groundwaters for Health - Managing the Quality of Drinking-water Sources* (en inglés; Protección de las aguas subterráneas para la salud: gestión de la calidad de las fuentes de agua de consumo): en proceso de redacción

*Protecting Surface Waters for Health - Managing the Quality of Drinking-water Sources* (en inglés; Protección de las aguas superficiales para la salud: gestión de la calidad de las fuentes de agua de consumo): en proceso de redacción

*Rapid Assessment of Drinking-water Quality: A Handbook for Implementation* (en inglés; Evaluación rápida de la calidad del agua de consumo: manual de aplicación): en proceso de redacción

## 2

# Las Guías: un marco para la seguridad del agua de consumo

La calidad del agua de consumo se puede controlar mediante una combinación de medidas: protección de las fuentes de agua, de control de las operaciones de tratamiento, y de gestión de la distribución y la manipulación del agua. Las Guías deben ser adecuadas para los ámbitos nacional, regional y local, lo que requiere su adaptación a las circunstancias ambientales, sociales, económicas y culturales existentes, así como el establecimiento de prioridades.

### 2.1 Marco para la seguridad del agua de consumo: requisitos

Las Guías describen un marco para una gestión preventiva de la «seguridad del agua de consumo» que consta de cinco componentes clave:

- metas de protección de la salud basadas en una evaluación de los peligros para la salud (capítulo 3);
- evaluación del sistema de abastecimiento de agua para determinar si puede, en su conjunto (del origen del agua al punto de consumo, incluido el tratamiento), suministrar agua que cumpla con las metas de protección de la salud (apartado 4.1);
- monitoreo operativo de las medidas de control del sistema de abastecimiento de agua que tengan una importancia especial para garantizar su inocuidad (apartado 4.2);
- planes de gestión que documenten la evaluación del sistema y los planes de monitoreo, y que describan las medidas que deben adoptarse durante el funcionamiento normal y cuando se produzcan incidentes, incluidas las ampliaciones y mejoras, la documentación y la comunicación (apartados 4.4 a 4.6); y
- un sistema de vigilancia independiente que verifica el funcionamiento correcto de los componentes anteriores (capítulo 5).

En apoyo del marco para la seguridad del agua de consumo, las Guías ofrecen diversa información complementaria, que incluye aspectos microbiológicos (capítulos 7 y 11), aspectos químicos (capítulos 8 y 12), aspectos radiológicos (capítulo 9) y aspectos relativos a la aceptabilidad (capítulo 10). La figura 2.1 ofrece una visión general de las relaciones entre los diferentes capítulos de las Guías cuyo fin es garantizar la seguridad del agua de consumo.

Existe una amplia gama de componentes microbianos y químicos del agua de consumo que pueden ocasionar efectos adversos sobre la salud de las personas. Su detección, tanto en el agua bruta como en el agua suministrada a los consumidores, suele ser lenta, compleja y costosa, lo que limita su utilidad para la alerta anticipada y hace que resulte poco asequible. Para proteger la salud pública, no basta con confiar en la determinación de la calidad del agua. Puesto que no es físicamente posible ni económicamente viable analizar todos los parámetros de calidad del agua, se deben planificar cuidadosamente las actividades de monitoreo y los recursos utilizados para ello, los cuales deben centrarse en características significativas o de importancia crítica.



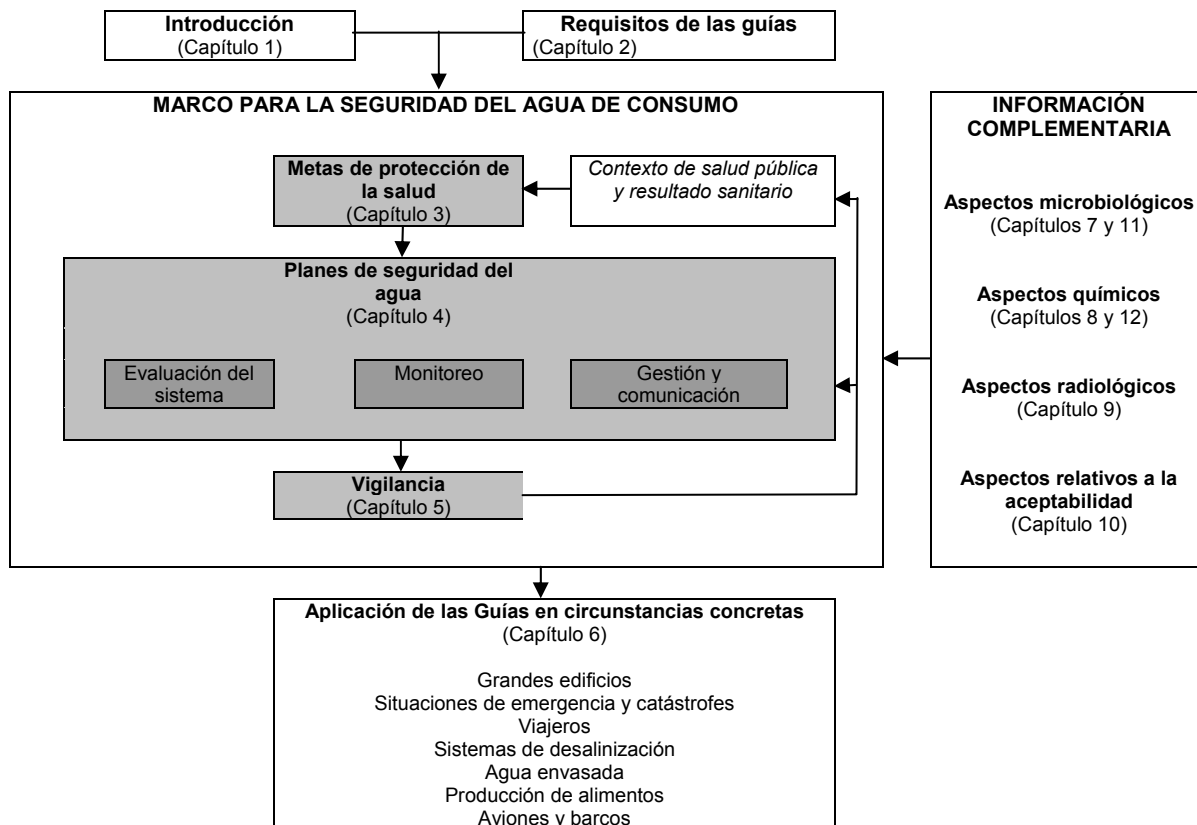


Figura 2.1. Relación entre los diferentes capítulos de las *Guías para la calidad del agua potable* cuyo fin es garantizar la seguridad del agua

También pueden resultar de importancia ciertas características no relacionadas con la salud, como las que afectan significativamente a la aceptabilidad del agua. Cuando las características estéticas del agua (por ejemplo, su aspecto, sabor y olor) sean inaceptables, podrá ser necesario realizar estudios adicionales para determinar si el agua presenta problemas relevantes para la salud.

El control de la calidad microbiológica y química del agua de consumo requiere el desarrollo de planes de gestión cuya aplicación constituya la base para la protección del sistema y el control de los procesos con el fin de garantizar que las concentraciones de agentes patógenos y sustancias químicas existentes ocasionen riesgos para la salud pública insignificantes y que el agua sea aceptable para los consumidores. La denominación más oportuna de los planes de gestión desarrollados por los proveedores de agua es «plan(es) de seguridad del agua» (PSA). Un PSA engloba la evaluación y el diseño del sistema, los planes de gestión y el monitoreo operativo, incluidas la documentación y la comunicación. Los componentes de un PSA se basan en el principio de las barreras múltiples, los principios del análisis de peligros y de puntos críticos de control (APPCC) y otros métodos de gestión sistemáticos. Los planes deben contemplar todos los aspectos del sistema de abastecimiento de agua de consumo y centrarse en el control de la extracción, el tratamiento y el suministro del agua de consumo.

Muchos sistemas de abastecimiento de agua de consumo proporcionan agua inocua y de calidad adecuada sin contar con un PSA formal. Las principales ventajas del desarrollo y la aplicación de un PSA en estos sistemas de abastecimiento son la evaluación y clasificación, de forma sistemática y detallada, del grado de prioridad de los peligros, así como el monitoreo operativo de las barreras o medidas de control. Además, un PSA comprende un sistema organizado y estructurado que reduce la probabilidad de fallos debidos a descuidos u omisiones de la gestión, así como planes de contingencia para responder a fallos del sistema o a sucesos peligrosos imprevistos.

### 2.1.1 Metas de protección de la salud

Las metas de protección de la salud son un componente fundamental del marco para la seguridad del agua de consumo. Debe establecerlas una autoridad de alto nivel responsable de la salud, tras consultar a otros interesados, como los proveedores de agua y las comunidades afectadas. Deben tener en cuenta la

situación general de la salud pública y la contribución de la calidad del agua de consumo a la transmisión de enfermedades debidas a microorganismos y sustancias químicas presentes en el agua, como parte de la política general sanitaria e hidrológica. También deben tener en cuenta la importancia de garantizar el acceso al agua, sobre todo de quienes carecen de suministro.

Las metas de protección de la salud sirven de base para la aplicación de las Guías a todos los tipos de abastecimiento de agua de consumo. Los componentes del agua de consumo pueden producir efectos adversos para la salud con una sola exposición (por ejemplo, microbios patógenos) o por exposiciones prolongadas (por ejemplo, numerosas sustancias químicas). Dada la variedad de componentes presentes en el agua, su modo de acción y la naturaleza de las fluctuaciones en su concentración, las metas de protección de la salud en las que se basa la determinación de los requisitos de inocuidad se clasifican en cuatro tipos principales:

- *Metas sanitarias.* En algunas circunstancias, en particular cuando la enfermedad transmitida por el agua genera una carga de morbilidad mensurable, una reducción de la exposición por medio del agua de consumo puede reducir de forma apreciable la morbilidad general. En tales circunstancias, es posible establecer una meta de protección de la salud en términos de una reducción cuantificable de la morbilidad general. Este tipo de meta basada en los resultados sanitarios, o «meta sanitaria», es aplicable sobre todo cuando los efectos adversos se presentan poco después de la exposición y cuando pueden determinarse de forma rápida y fiable tanto los efectos como los cambios de la exposición. Puede aplicarse principalmente a algunos peligros microbianos en países en desarrollo y a los peligros derivados de contaminantes químicos con efectos para la salud claramente definidos y atribuibles principalmente al agua (por ejemplo, el fluoruro). En otras circunstancias, las metas sanitarias pueden servir de base para la evaluación de los resultados mediante modelos de evaluación cuantitativa de los riesgos. En estos casos, los resultados sanitarios se calculan basándose en información sobre la exposición y en las relaciones entre dosis y respuesta. Los resultados obtenidos se pueden emplear directamente para especificar metas relativas a la calidad del agua, o bien como base para el desarrollo de otros tipos de metas de protección de la salud. Lo idóneo sería disponer de metas sanitarias basadas en información relativa al efecto sobre la salud de medidas que han sido probadas con poblaciones reales, pero esto rara vez es posible. Son más frecuentes las metas sanitarias basadas en niveles definidos de riesgo tolerable, ya sea en términos absolutos o como fracción de la carga de morbilidad total, basados preferiblemente en información epidemiológica o, en su defecto, en estudios de evaluación de riesgos.
- *Metas relativas a la calidad del agua.* Se establecen para determinados componentes del agua que constituyen un riesgo para la salud cuando se produce una exposición prolongada a los mismos y cuya concentración fluctúa poco o, si lo hace, se trata de un proceso a largo plazo. Suelen expresarse como valores (concentraciones) de referencia de las sustancias o productos químicos en cuestión.
- *Metas relativas a la eficacia.* Se emplean para componentes que constituyen un riesgo para la salud pública en caso de exposición breve o cuya abundancia o concentración puede sufrir grandes variaciones en poco tiempo con consecuencias significativas para la salud. Suelen expresarse en términos de reducciones exigidas de la abundancia o concentración de la sustancia en cuestión o de eficacia de las medidas de prevención de la contaminación.
- *Metas relativas a técnicas especificadas.* Los organismos nacionales de reglamentación pueden establecer metas relativas a la aplicación de medidas concretas en sistemas de abastecimiento de agua de consumo de menor tamaño, municipales, comunitarios o domésticos. Dichas metas pueden establecer dispositivos o procesos específicos admitidos en situaciones concretas o para tipos genéricos de sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

Es importante que las metas de protección de la salud sean realistas, dadas las condiciones locales, y que su finalidad sea proteger y mejorar la salud pública. Las metas de protección de la salud sirven como base para el desarrollo de los PSA, proporcionan información con la que evaluar la idoneidad de las instalaciones existentes, y ayudan a determinar el nivel y tipo de inspección y las verificaciones analíticas pertinentes.

La mayoría de los países aplican varios tipos de metas para los distintos tipos de sistemas de abastecimiento y los distintos contaminantes. Para garantizar su relevancia y utilidad, se deben desarrollar marcos de aplicación representativos, que incluyan la descripción de los supuestos, las opciones de gestión, las medidas de control y los sistemas de indicadores para la verificación, en los casos pertinentes. Las metas deben estar respaldadas por orientación general que contemple la determinación de las

prioridades nacionales, regionales o locales, así como su aplicación progresiva, contribuyendo de este modo a garantizar el mejor uso posible de los recursos disponibles.

Las metas de protección de la salud se tratan en mayor profundidad en el capítulo 3.

### **2.1.2 Evaluación y diseño del sistema**

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo es igualmente aplicable a grandes instalaciones con sistemas de distribución de agua por tuberías, a sistemas de suministro comunitarios — con o sin tuberías—, incluidas las bombas manuales, y a sistemas de abastecimiento domésticos particulares. Se pueden evaluar infraestructuras existentes, o planes para la instalación de nuevos sistemas de abastecimiento o la mejora de los existentes. Puesto que la calidad del agua de consumo varía de unos puntos a otros del sistema, el objetivo de la evaluación debe ser determinar si la calidad final del agua suministrada al consumidor cumplirá de forma sistemática las metas de protección de la salud establecidas. Para evaluar la calidad de la fuente y los cambios en el sistema es preciso contar con la asesoría de expertos. La evaluación de los sistemas debe revisarse de forma periódica. En la evaluación es preciso tener en cuenta el comportamiento de determinados componentes o grupos de componentes que pueden afectar a la calidad del agua. Una vez determinados y documentados los peligros reales y potenciales, incluidos los sucesos y situaciones potencialmente peligrosos que puedan afectar a la calidad del agua, se puede calcular el nivel de riesgo de cada peligro, y clasificarlos en función de su probabilidad y de la gravedad de sus consecuencias.

La validación es un componente de la evaluación de sistemas cuya finalidad es garantizar que la información en la que se basa el plan es correcta, y se ocupa de la evaluación de la información científica y técnica en la que se basa el PSA. La información que respalda el PSA puede proceder de muy diversas fuentes, como publicaciones científicas, asociaciones sectoriales, organismos reglamentarios y legislativos, datos históricos, organizaciones de profesionales y conocimientos del proveedor.

Si el sistema puede cumplir, en teoría, las metas de protección de la salud, el PSA es la herramienta de gestión que facilitará su cumplimiento efectivo; su elaboración debe acometer los pasos indicados en los apartados siguientes. Por el contrario, si no es probable que el sistema de abastecimiento de agua de consumo pueda cumplir las metas de protección de la salud, debe iniciarse un programa de mejora (que puede incluir inversión de capital o medidas de formación) para garantizar que el sistema pueda cumplirlas. Mientras tanto, debe ponerse el máximo empeño en suministrar agua de la máxima calidad que sea posible. En los casos en que exista un riesgo significativo para la salud pública, puede ser oportuno aplicar medidas adicionales.

La evaluación y el diseño se explican de forma más detallada en el apartado 4.1. Consulte también el documento complementario *Upgrading Water Treatment Plants* (Mejoramiento de plantas de tratamiento de agua; en inglés), citado en el apartado 1.3.

### **2.1.3 Monitoreo operativo**

Las medidas de control son medidas aplicadas en el sistema de abastecimiento de agua de consumo que impiden, reducen o eliminan la contaminación y se definen en la evaluación del sistema. Incluyen, por ejemplo, las medidas de gestión de la cuenca de captación, el zócalo que rodea un pozo, los filtros y las infraestructuras de desinfección, y los sistemas de distribución de agua por tuberías. Si funcionan correctamente en conjunto, garantizan el cumplimiento de las metas de protección de la salud.

El monitoreo operativo es la realización de observaciones o mediciones, según un plan establecido, para determinar si las medidas de control existentes en un sistema de abastecimiento de agua de consumo funcionan correctamente. Es posible establecer límites asociados a las medidas de control, monitorear dichos límites y adoptar medidas correctoras cuando se detecte una desviación, antes de que el agua se convierta en insalubre. Son ejemplos de límites de este tipo los siguientes: que el zócalo que rodea una bomba de mano esté completo y no deteriorado, que la turbidez del agua tras su filtración sea inferior a un valor concreto, o que la concentración residual de cloro en el agua tras su paso por plantas de desinfección o en el punto más alejado del sistema de distribución sea superior a un valor acordado.

La frecuencia del monitoreo operativo varía en función de la naturaleza de la medida de control; por ejemplo, la integridad del zócalo se comprueba mensual o anualmente, mientras que la turbidez se controla de forma continua (en línea) o con mucha frecuencia, y las concentraciones residuales de desinfectantes se monitorean en diversos puntos diariamente o de forma continua (en línea). La

comprobación de que un parámetro no se ajusta a la especificación establecida indica que el agua podría ser, o volverse insalubre. El objetivo es el monitoreo diligente, mediante un plan lógico de toma de muestras, de las medidas de control, con el fin de evitar el suministro de agua potencialmente insalubre.

En la mayoría de los casos, el monitoreo operativo se basará en observaciones o pruebas sencillas y rápidas, tales como la medición de la turbidez o la comprobación de la integridad estructural de las instalaciones, en lugar de realizar complicados análisis microbiológicos o químicos. Los análisis complejos suelen realizarse como parte de las actividades de validación y verificación (descritas en los apartados 4.1.7 y 4.3, respectivamente), en lugar de como parte del monitoreo operativo.

La verificación es necesaria, según se explica en el apartado 2.2, además de para garantizar el funcionamiento correcto de la cadena de abastecimiento, para confirmar que se logra y mantiene la calidad deseada del agua.

En el documento complementario *Assessing Microbial Safety of Drinking Water* (Evaluación de la inocuidad microbiana del agua de consumo — en inglés), citado en el apartado 1.3, se describe el uso de bacterias indicadoras para controlar la calidad del agua. El monitoreo operativo se describe con mayor profundidad en el apartado 4.2.

#### **2.1.4 Planes de gestión, documentación y comunicación**

Un plan de gestión documenta la evaluación del sistema y los planes de monitoreo operativo y de verificación, y describe las medidas que hay que adoptar durante el funcionamiento normal y cuando se producen «incidentes» en los que el sistema puede dejar de estar bajo control. El plan de gestión también debe definir los procedimientos y otros programas complementarios necesarios para garantizar el funcionamiento óptimo del sistema de abastecimiento de agua de consumo.

Dado que la responsabilidad sobre la gestión de ciertos aspectos del sistema de abastecimiento de agua con frecuencia no recae en un solo organismo, es fundamental definir las funciones y las responsabilidades de los distintos organismos involucrados, con el fin de coordinar su planificación y gestión. Por lo tanto, deben establecerse los mecanismos y la documentación pertinentes para garantizar la participación y el compromiso de los interesados, como el establecimiento de grupos de trabajo, comités o grupos especiales, con representantes adecuados, y el desarrollo de acuerdos de asociación, por ejemplo, mediante la firma de memorandos de entendimiento (consulte también el apartado 1.2).

Es fundamental documentar todos los aspectos relativos a la gestión de la calidad del agua de consumo. Los documentos deben describir las actividades realizadas y el modo en que se llevan a cabo los procedimientos, y deben incluir también información detallada sobre:

- la evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo (con diagramas de flujo e indicación de los peligros potenciales y del resultado de la validación);
- las medidas de control y el plan de monitoreo operativo y verificación;
- los procedimientos rutinarios de operación y gestión;
- los planes de respuesta ante incidentes y situaciones de emergencia; y
- las medidas complementarias, que incluyen:
  - programas de formación
  - investigación y desarrollo
  - procedimientos de evaluación de resultados y presentación de informes
  - evaluaciones de la eficacia, auditorías y exámenes
  - protocolos de comunicación
  - consulta a las comunidades.

Los sistemas de documentación y registro deben ser lo más sencillos y concretos que sea posible.

La documentación de los procedimientos debe ser suficientemente detallada para garantizar el control operativo cuando exista además un operador debidamente cualificado y competente.

Se deben establecer mecanismos para examinar periódicamente los documentos y, en caso necesario, actualizarlos para adaptarlos a la evolución de las circunstancias. Los documentos deben encuadrarse

de tal modo que pueda realizarse con facilidad cualquier modificación necesaria. Debe desarrollarse un sistema de control de los documentos para garantizar que se utilizan versiones actualizadas y que se desechan los documentos obsoletos.

Asimismo, deben documentarse y notificarse adecuadamente los incidentes o situaciones de emergencia. La organización debe aprender todo lo posible de los incidentes, con el fin de mejorar la planificación y estar mejor preparada para acontecimientos futuros. El examen de un incidente puede poner de manifiesto la necesidad de modificar los protocolos existentes.

La comunicación eficaz para aumentar la concienciación de la comunidad y su conocimiento de los problemas relacionados con la calidad del agua de consumo y de los diversos ámbitos de responsabilidad ayudan a los consumidores a comprender y colaborar en las decisiones relativas al servicio que proporciona un proveedor de agua de consumo o las restricciones relacionadas con los usos de la tierra aplicadas en las zonas de captación. Para satisfacer las expectativas de la comunidad, es necesario conocer profundamente los diversos puntos de vista de las personas o grupos que la integran.

La gestión, la documentación y la comunicación se abordan con mayor detalle en los apartados 4.4, 4.5 y 4.6.

### **2.1.5 Vigilancia de la calidad del agua de consumo**

El organismo encargado de la vigilancia es responsable de realizar un examen independiente (externo) y periódico de todos los aspectos relativos a la seguridad, mientras que el proveedor del agua es responsable en todo momento de realizar controles de calidad con regularidad, del monitoreo operativo y de garantizar que se aplican prácticas adecuadas de operación del sistema.

La vigilancia ayuda a proteger la salud pública mediante la evaluación de la conformidad de los PSA y el fomento de la mejora de la calidad, la cantidad, la accesibilidad, la cobertura, la asequibilidad y la continuidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

La vigilancia requiere un programa sistemático de inspecciones, que puede incluir auditorías de los PSA, análisis, inspecciones sanitarias y aspectos institucionales y comunitarios. Debe abarcar la totalidad del sistema de abastecimiento de agua, incluidas las fuentes y las actividades en la cuenca de captación, las infraestructuras de conducción (con o sin tuberías), las plantas de tratamiento, los embalses de almacenamiento y los sistemas de distribución.

Dada la importancia de la mejora progresiva de los sistemas que presentan el máximo riesgo general para la salud pública y del establecimiento de prioridades entre las medidas pertinentes, resulta ventajoso adoptar un sistema de clasificación de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo basado en su seguridad relativa (consulte el capítulo 4). La aplicación de sistemas de clasificación más avanzados puede ser especialmente útil en sistemas de abastecimiento comunitarios en los que se realizan pruebas con poca frecuencia y es particularmente inadecuado basarse únicamente en los resultados de los análisis. Tales sistemas se basarán normalmente tanto en los resultados analíticos como en las inspecciones sanitarias, mediante planteamientos similares a los expuestos en el apartado 4.1.2.

La función de la vigilancia se explica en el apartado 1.2.1 y en el capítulo 5.

## **2.2 Directrices para la verificación**

La inocuidad del agua de consumo se garantiza mediante la aplicación de un PSA, que incluye el monitoreo de la eficacia de las medidas de control mediante determinantes seleccionados de forma adecuada. Además de este monitoreo operativo, es preciso realizar una verificación final de la calidad.

La verificación consiste en el uso de métodos, procedimientos o pruebas, adicionales a los utilizados en el monitoreo operativo, para determinar si el sistema de abastecimiento de agua de consumo cumple los objetivos estipulados en las metas de protección de la salud o si es necesario modificar y volver a validar el PSA.

### **2.2.1 Calidad microbiológica del agua**

La verificación de la calidad microbiológica del agua por lo general incluye análisis microbiológicos. En la mayoría de los casos, conllevará el análisis de microorganismos indicadores de contaminación

fecal, pero también puede incluir, en algunas circunstancias, la determinación de las concentraciones de patógenos específicos. La verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo puede realizarla el proveedor, los organismos responsables de la vigilancia o una combinación de ambos (consulte los apartados 4.3.1 y 7.4).

La verificación conlleva el análisis del agua de origen, del agua inmediatamente después de ser tratada, del agua en los sistemas de distribución o del agua almacenada en los hogares. La verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo incluye el análisis de la presencia de *Escherichia coli*, un indicador de contaminación fecal. No debe haber presencia en el agua de consumo de *E. coli*, ya que constituye una prueba concluyente de contaminación fecal reciente. En la práctica, el análisis de la presencia de bacterias coliformes termotolerantes puede ser una alternativa aceptable en muchos casos. *E. coli* es un indicador útil, pero tiene limitaciones. Los virus y protozoos entéricos son más resistentes a la desinfección; por tanto, la ausencia de *E. coli* no implica necesariamente que no haya presencia de estos organismos. En ciertos casos, puede ser deseable incluir en los análisis microorganismos más resistentes, como bacteriófagos o esporas bacterianas, por ejemplo cuando se sabe que el agua de origen que se usa está contaminada con virus y parásitos entéricos, o si hay una incidencia alta de enfermedades virales y parasitarias en la comunidad.

La calidad del agua puede variar con gran rapidez y todos los sistemas pueden presentar fallos ocasionales. Por ejemplo, la lluvia puede hacer aumentar en gran medida la contaminación microbiana en aguas de origen, y son frecuentes los brotes de enfermedades transmitidas por el agua después de periodos de lluvias. Esta circunstancia debe tenerse en cuenta a la hora de interpretar los resultados de los análisis.

### 2.2.2 Calidad química del agua

La evaluación de la idoneidad de la calidad química del agua de consumo se basa en la comparación de los resultados de los análisis con los valores de referencia.

En el caso de los aditivos (sustancias procedentes en su mayoría de los materiales y productos químicos utilizados en la producción y distribución del agua de consumo), la atención se centra en el control directo de la calidad de estos productos. Los procedimientos de análisis cuyo objeto es controlar la presencia de aditivos en el agua de consumo suelen determinar sus concentraciones en el agua y tener en cuenta su evolución para calcular un valor que puede compararse con el valor de referencia (consulte el apartado 8.5.4).

Como se indica en el capítulo 1, la mayoría de los productos químicos que pueden estar presentes en el agua de consumo sólo constituyen un peligro si se produce una exposición prolongada; sin embargo, algunos pueden producir efectos peligrosos tras múltiples exposiciones en un periodo corto. Si la concentración del producto químico en cuestión sufre grandes fluctuaciones, es posible que incluso una serie de resultados analíticos no permita determinar ni describir completamente el riesgo que supone para la salud pública (por ejemplo, los nitratos, que se asocian con la metahemoglobinemia en lactantes alimentados con biberón). Para controlar estos peligros, es preciso conocer los factores causantes —como el uso de fertilizantes en la agricultura— y la evolución de las concentraciones detectadas, ya que pueden indicar un posible problema importante en el futuro. Otros peligros pueden surgir de forma intermitente, generalmente asociados a las actividades o circunstancias estacionales. Un ejemplo es la aparición de floraciones de cianobacterias tóxicas en aguas superficiales.

Un *valor de referencia* es la concentración de un componente que no ocasiona un riesgo para la salud superior al tolerable cuando se consume durante toda una vida. Los valores de referencia de algunos contaminantes químicos (por ejemplo, el plomo y el nitrato) se fijan de modo que protejan a subgrupos de población vulnerables. Estos valores protegen también a la población general que consume el agua durante toda la vida.

Es importante que los valores de referencia recomendados sean tales que su aplicación sea práctica y factible, así como que proteja la salud pública. No suelen establecerse valores de referencia en concentraciones inferiores a los límites de detección alcanzables en las condiciones operativas rutinarias de laboratorio. Además, al establecer los valores de referencia se tienen en cuenta las técnicas disponibles para controlar, eliminar o reducir la concentración del contaminante hasta el nivel deseado. Por lo tanto, en algunos casos se han fijado valores de referencia *provisionales* para contaminantes de los que se dispone de información sujeta a cierta incertidumbre o cuando no es posible, en la práctica, reducir la concentración hasta los niveles de referencia calculados.

## **2.3 Políticas nacionales relativas al agua de consumo**

### **2.3.1 Leyes, reglamentos y normas**

El objetivo de las leyes y normas nacionales relativas al agua de consumo no debe ser cerrar los sistemas de abastecimiento deficientes, sino garantizar que el consumidor tenga acceso a agua potable inocua. Idóneamente, un control eficaz de la calidad del agua de consumo se apoya en la existencia y aplicación de leyes, normas y códigos adecuados. La naturaleza específica de la legislación de cada país dependerá de consideraciones de carácter nacional, constitucional y de otro tipo.

Generalmente, describirá la responsabilidad y autoridad de cierto número de organismos y describirá las relaciones entre ellos, además de establecer los principios básicos de políticas (por ejemplo, que el agua suministrada para el consumo debe ser inocua). Las normas nacionales, adaptadas según sea necesario, deben ser aplicables a todos los sistemas de abastecimiento de agua. Normalmente, se aplicarán diferentes planteamientos para situaciones en las que la responsabilidad oficial de la calidad del agua de consumo recae en una entidad definida y para situaciones en las que prevalece la gestión comunitaria.

La legislación debe contemplar el establecimiento y la modificación de normas y directrices sobre calidad del agua, así como el establecimiento de reglamentos relativos al desarrollo y la protección de las fuentes de agua, y al tratamiento, mantenimiento y distribución de agua potable.

La legislación debe establecer las funciones y responsabilidades jurídicas del proveedor del agua; generalmente, determinará que el proveedor es el responsable jurídico en todo momento de la calidad del agua que vende o suministra al consumidor, así como de la correcta supervisión, inspección, mantenimiento y funcionamiento seguro del sistema de abastecimiento de agua de consumo. El proveedor de agua es quien proporciona efectivamente agua a la población (el «consumidor») y quien debe ser el responsable jurídico de su calidad e inocuidad. El proveedor es el responsable de la garantía y control, de forma continua y eficaz, de la calidad de los sistemas de abastecimiento de agua, que comprende la inspección, la supervisión, el mantenimiento preventivo, el análisis sistemático de la calidad del agua y las medidas correctoras pertinentes. Sin embargo, normalmente el proveedor es responsable de la calidad del agua sólo hasta un punto determinado del sistema de distribución, y puede no tener ninguna responsabilidad sobre el deterioro de la calidad del agua como consecuencia del mal estado de la instalación de fontanería o del uso de depósitos de agua inadecuados en hogares y edificios.

Cuando la gestión del agua recae en una sucesión de organismos (por ejemplo, un proveedor mayorista de agua de consumo, un proveedor municipal de agua y una empresa de distribución local de agua), cada uno de ellos debe asumir la responsabilidad del efecto de sus acciones en la calidad del agua.

Las disposiciones jurídicas y de organización destinadas a garantizar el cumplimiento de las leyes, normas o códigos de prácticas relativos al agua de consumo contemplarán normalmente la intervención de un organismo de vigilancia independiente, según se explica en el apartado 1.2.1 y en el capítulo 5. La legislación debe definir los deberes, las obligaciones y los poderes del organismo responsable de la vigilancia del agua. Este organismo debe, preferiblemente, tener representación de ámbito nacional y debe operar en los ámbitos nacional, regional y local. Deben conferirse al organismo de vigilancia los poderes necesarios para administrar y hacer cumplir las leyes, reglamentos, normas y códigos relacionados con la calidad del agua. También debe poder delegar dichos poderes en otros organismos especificados, como ayuntamientos, departamentos locales de salud, autoridades regionales y servicios de auditoría o análisis privados, cualificados y autorizados por el gobierno. Sus responsabilidades deben comprender la vigilancia de la calidad del agua, para garantizar que el agua suministrada a los consumidores, mediante sistemas de distribución con o sin tuberías, cumple las normas de abastecimiento de agua de consumo; la aprobación de fuentes de agua de consumo; y la realización de estudios sobre el suministro de agua al conjunto de la población. Un organismo de este tipo debe contar con un alto nivel de conocimientos, formación y comprensión para que el sistema de abastecimiento de agua no se vea perjudicado por la aplicación inadecuada de medidas reglamentarias. Las leyes deben facultar al organismo de vigilancia a obligar a los proveedores de agua a que recomienden que se hierva el agua o se apliquen otras medidas cuando se detecte la presencia de contaminación microbiana que pudiera poner en peligro la salud pública.

La aplicación de programas para suministrar agua potable no se debe demorar debido a la falta de legislación adecuada. Incluso si no se han promulgado aún directrices o normas jurídicamente vinculantes sobre el agua de consumo, puede ser posible fomentar, e incluso imponer, el suministro de agua potable mediante actividades educativas o acuerdos comerciales o contractuales entre consumidor y proveedor (por ejemplo, basados en la legislación civil), o bien mediante medidas provisionales, incluidas, por ejemplo, leyes relativas a la salud, la alimentación o el bienestar.

La legislación sobre la calidad del agua de consumo puede resultar útil para proporcionar, con carácter provisional, normas, desviaciones permitidas y exenciones como parte de una política nacional o regional, en lugar de como resultado de iniciativas locales. Puede concretarse en forma de exenciones temporales para determinadas comunidades o zonas, durante periodos definidos. Se deben definir metas a corto y medio plazo para controlar en primer lugar los riesgos que sean más importantes para la salud de las personas.

### **2.3.2 Establecimiento de normas nacionales**

En países en los que no se ha logrado el acceso universal al agua potable con un nivel de servicio aceptable, las políticas deben contemplar metas explícitas para aumentar el nivel de acceso. Estas declaraciones de objetivos políticos deben ser coherentes con la consecución de los Objetivos de Desarrollo del Milenio (<http://www.developmentgoals.org/>) de la Declaración del Milenio de las Naciones Unidas y deben tener en cuenta los niveles de acceso aceptables que figuran en el Comentario General n.º 15 sobre el Derecho al agua del Comité de Derechos Económicos, Sociales y Culturales de las Naciones Unidas (<http://www.unhchr.ch/html/menu2/6/cescr.htm>) y los documentos asociados.

En el desarrollo de normas nacionales sobre el agua de consumo basadas en estas Guías, será preciso tener en cuenta diversas circunstancias medioambientales, sociales, culturales, económicas y alimentarias, así como otros factores que afectan a la exposición potencial. Así, las normas nacionales pueden diferir apreciablemente de estas Guías. Un programa basado en objetivos modestos pero realistas (que incluya un menor número de parámetros de calidad del agua prioritarios para la salud y que establezca niveles alcanzables que ofrezcan un grado razonable de protección de la salud pública en términos de reducción de la incidencia de enfermedades o del riesgo de contraer enfermedades por la población) puede resultar más eficaz que uno demasiado ambicioso, sobre todo si las metas se amplían periódicamente.

La autoridad para establecer y actualizar las normas, códigos de prácticas y otros reglamentos técnicos relacionados con el agua de consumo debe delegarse en el ministro pertinente (preferiblemente el Ministro de Sanidad) responsable de garantizar la seguridad de los sistemas de abastecimiento de agua y la protección de la salud pública. La autoridad para establecer y hacer cumplir las normas y reglamentos de calidad se puede conferir a un ministerio distinto del que se ocupa habitualmente de la salud pública o medioambiental. En ese caso, antes de promulgar reglamentos y normas, se debe tener en cuenta la necesidad de obtener la aprobación de la autoridad responsable de la salud pública o medioambiental para garantizar que son conformes con los principios de protección de la salud.

Las políticas relativas al abastecimiento de agua de consumo deberán normalmente describir los requisitos de protección de las fuentes y recursos hídricos, la necesidad de aplicar un tratamiento adecuado, el mantenimiento preventivo de los sistemas de distribución y los requisitos para el mantenimiento de la inocuidad del agua tras su obtención de las fuentes comunales.

La legislación básica del agua no debe especificar la frecuencia de toma de muestras pero debe otorgar a la administración la autoridad para establecer una lista de parámetros que deben medirse, así como la frecuencia y los lugares de medición.

Las normas y códigos deben normalmente especificar la calidad del agua que debe suministrarse al consumidor, las prácticas que deben aplicarse en la selección y desarrollo de las fuentes de agua y en las operaciones de tratamiento y distribución o en los sistemas de almacenamiento en los hogares, y los procedimientos para aprobar los sistemas de abastecimiento de agua en lo que respecta a la calidad del agua.

Idóneamente, en el establecimiento de normas nacionales deben tenerse en cuenta la calidad del agua, la calidad del servicio, el «establecimiento de metas» y la calidad de las infraestructuras y los sistemas, así como las medidas que se aplicarán para garantizar su cumplimiento. Por ejemplo, las normas nacionales deben definir zonas de protección alrededor de las fuentes de agua, especificaciones mínimas para la operación de los sistemas, normas sobre prácticas de higiene en la construcción y normas mínimas para la protección de la salud. Algunos países incluyen estos pormenores en un «código sanitario» o «código de prácticas correctas». Es preferible incluir en las normas el requisito de consultar a los proveedores de agua de consumo y a los organismos profesionales adecuados, ya que se aumentará así la probabilidad de que los controles sobre el agua de consumo se apliquen de forma eficaz.

Al desarrollar leyes y normas nacionales, se deben tener en cuenta los costos asociados a la vigilancia y el control de la calidad del agua de consumo.



Para garantizar que las normas sean aceptables para los consumidores, deben participar en su elaboración las comunidades abastecidas y los principales consumidores de agua. Los organismos de salud pública pueden estar más próximos a la comunidad que los responsables del sistema de abastecimiento de agua. En el ámbito local, mantienen también relaciones con otros sectores (por ejemplo, el educativo) y es fundamental que actúen de forma conjunta para garantizar la participación activa de la comunidad.

Otros ministerios, como los encargados de obras públicas, vivienda, recursos naturales o medio ambiente, pueden ejercer funciones normativas y de reglamentación en materia de diseño de sistemas de abastecimiento de agua de consumo y de eliminación de residuos, normas sobre equipos, códigos y normas de fontanería, reparto del agua, protección y conservación de los recursos naturales, y recogida, tratamiento y eliminación de residuos.

Con el fin de tener en cuenta las variaciones en la exposición por diferentes fuentes en diferentes partes del mundo, al establecer los valores de referencia de muchas sustancias se utilizan valores predeterminados, generalmente del 10 al 80%, de asignación al agua de consumo de la ingesta diaria tolerable (IDT). Cuando existen datos de exposición relevantes, se alienta a las autoridades a determinar valores de referencia para contextos específicos, adaptados a las circunstancias y situaciones locales. Por ejemplo, en zonas en las que se sabe que la ingesta de un determinado contaminante por el agua de consumo es mucho mayor que la proveniente de otras fuentes (por ejemplo, el aire y los alimentos), puede ser pertinente asignar una mayor proporción de la IDT al agua de consumo para calcular un valor de referencia más adecuado a las condiciones locales.

Al ducharse y al utilizar el agua para otras actividades domésticas pueden liberarse a la atmósfera sustancias volátiles que contiene el agua. En tales circunstancias, la inhalación puede ser una vía de exposición significativa. Algunas sustancias pueden también ser absorbidas a través de la piel al bañarse, aunque esta no suele ser una vía importante de exposición. En algunas partes del mundo, la ventilación de las casas es escasa, y puede ser oportuno que las autoridades tengan en cuenta la exposición por inhalación al adaptar los valores de referencia a las condiciones locales, aunque otros factores de incertidumbre utilizados en las evaluaciones cuantitativas pueden hacer que sea innecesario. Para las sustancias particularmente volátiles, como el cloroformo, el factor de corrección equivaldría aproximadamente a duplicar la exposición. Cuando se comprueba que este tipo de exposición es importante para una sustancia determinada (es decir, volatilidad alta, ventilación escasa y frecuencias altas de duchas o baños), puede ser pertinente ajustar el valor de referencia de forma correspondiente (por ejemplo, reducirlo a la mitad para tener en cuenta que la exposición se multiplica aproximadamente por dos).

## **2.4 Determinación de prioridades relativas a los problemas de calidad del agua de consumo**

Estas Guías abarcan un gran número de posibles componentes del agua de consumo, a fin de satisfacer las diversas necesidades de diferentes países del mundo. Por lo general, sólo unos pocos componentes serán potencialmente peligrosos en cualquier circunstancia determinada. Es fundamental que el organismo nacional de reglamentación y las autoridades locales responsables del agua determinen qué componentes son importantes y adopten las medidas oportunas. De este modo se garantizará que los esfuerzos e inversiones puedan centrarse en los componentes que sean relevantes para la salud pública.

Se establecen valores de referencia para los componentes del agua potencialmente peligrosos, en los que se basa la evaluación de la calidad del agua de consumo. Para mejorar y proteger la salud pública puede ser preciso establecer diferentes prioridades de gestión para parámetros diferentes. Por lo general, se establece el orden de prioridad siguiente:

- garantizar un suministro adecuado de agua microbiológicamente inocua y mantener su aceptabilidad para disuadir a los consumidores de consumir agua potencialmente menos segura desde el punto de vista microbiológico;
- controlar los principales contaminantes químicos reconocidos como causantes de efectos adversos para la salud; y
- gestionar otros contaminantes químicos.

El establecimiento de prioridades debe llevarse a cabo basándose en una evaluación sistemática realizada mediante la colaboración de todos los organismos pertinentes y puede aplicarse en el ámbito

nacional o en el de sistemas específicos. Puede ser preciso formar un comité interinstitucional de base amplia que incluya, por ejemplo, autoridades responsables de la salud, los recursos hídricos, el abastecimiento de agua, el medio ambiente, la agricultura y los servicios de geología y minería, para establecer un mecanismo que permita compartir información y lograr consensos sobre cuestiones relacionadas con la calidad del agua de consumo.

Para determinar las prioridades han de tenerse en cuenta las fuentes de información siguientes, entre otras: el tipo de cuenca de captación (con o sin protección), la geología, la topografía, el uso agrícola de las tierras, las actividades industriales, los estudios sanitarios, los registros de monitoreo anteriores, las inspecciones y los conocimientos locales y comunitarios. Cuanto más amplia sea la gama de fuentes de información utilizadas, más útiles serán los resultados del proceso. En muchos casos, las autoridades o los consumidores pueden haber identificado con anterioridad algunos problemas de calidad del agua de consumo, sobre todo si ocasionan efectos sobre la salud o problemas de aceptabilidad evidentes. Normalmente, se asignará a estos problemas una prioridad alta.

#### **2.4.1 Evaluación de las prioridades relativas a los riesgos microbianos**

El riesgo para la salud más común y extendido asociado al agua de consumo es la contaminación microbiana, cuyas consecuencias son tales que su control debe ser siempre un objetivo de importancia primordial. Debe darse prioridad a la mejora y el desarrollo de los sistemas de abastecimiento de agua que planteen un riesgo mayor para la salud pública.

El riesgo para la salud más común y extendido asociado al agua de consumo es la contaminación microbiana, cuyas consecuencias son tales que su control debe ser siempre un objetivo de importancia primordial.

La contaminación microbiana de los grandes sistemas de abastecimiento urbanos puede causar grandes brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Por lo tanto, garantizar la calidad del agua en dichos sistemas es prioritario. No obstante, la mayoría (alrededor del 80%) de la población mundial sin acceso a sistemas mejorados de abastecimiento de agua de consumo vive en zonas rurales. De forma similar, en la mayoría de los países, la contribución de los sistemas de abastecimiento pequeños y comunitarios a los problemas generales de calidad del agua de consumo es proporcionalmente alta. Este tipo de factores deben tenerse en cuenta al determinar las prioridades locales y nacionales.

Las metas de protección de la salud relativas a contaminantes microbianos se explican en el apartado 3.2 y el capítulo 7 aborda extensamente los aspectos microbiológicos de la calidad del agua de consumo.

#### **2.4.2 Evaluación de las prioridades relativas a los riesgos químicos**

No todas las sustancias químicas para las que se han establecido valores de referencia estarán presentes en todos los sistemas de abastecimiento de agua, ni tampoco en todos los países. Si lo están, es posible que sus concentraciones no sean preocupantes. A la inversa, algunas sustancias para las que no se han establecido valores de referencia o que no contemplan las Guías pueden, no obstante, suponer un motivo legítimo de preocupación local en circunstancias especiales.

Las estrategias de gestión de riesgos (reflejadas en las normas nacionales y en las actividades de monitoreo) y la asignación de los recursos deben dar prioridad a las sustancias químicas que constituyan un riesgo para la salud de las personas, o bien a las que afecten de forma significativa a la aceptabilidad del agua.

Son pocas las sustancias químicas de las que se haya comprobado que causan efectos extendidos sobre la salud de las personas como consecuencia de la exposición a cantidades excesivas de las mismas en el agua de consumo. Entre ellas se incluyen el fluoruro, el arsénico y el nitrato. También se han comprobado en algunas zonas efectos sobre la salud de las personas asociados al plomo (procedente de las instalaciones de fontanería domésticas) y existe preocupación por el grado potencial de exposición en algunas zonas a concentraciones de selenio y uranio significativas para la salud. El hierro y el manganeso generan preocupación generalizada debido a sus efectos sobre la aceptabilidad del agua, y deben tenerse en cuenta en cualquier procedimiento de fijación de prioridades. En algunos casos, la evaluación indicará que no existe riesgo de exposición significativa en los ámbitos nacional o regional, o de sistemas de abastecimiento específicos.

La contribución del agua de consumo a la ingesta de una sustancia química concreta puede ser poco importante con respecto a la cantidad total ingerida y, en algunos casos, el control de la concentración en el agua de consumo puede suponer un gasto considerable y producir un efecto escaso en la exposición general. Por lo tanto, al considerar las estrategias de gestión de los riesgos del agua de consumo deben tenerse también en cuenta otras posibles fuentes de exposición de las personas.

La elaboración de una lista de sustancias químicas peligrosas puede reducirse inicialmente a una simple clasificación de las sustancias en función de su nivel de riesgo (alto o bajo) para identificar problemas de tipo general. Dicha lista puede perfeccionarse con información de evaluaciones y análisis más detallados, y puede tener en cuenta los incidentes poco frecuentes, la variabilidad y la incertidumbre.

En el documento complementario *Chemical Safety of Drinking-water* (apartado 1.3) se proporciona orientación sobre el establecimiento de prioridades respecto de las sustancias químicas presentes en el agua. Se abordan los aspectos siguientes, entre otros:

- la probabilidad de exposición (incluido el periodo de exposición) del consumidor a la sustancia química;
- la concentración de la sustancia que es probable que ocasione efectos sobre la salud (consulte también el apartado 8.5); y
- la constatación de que los efectos sobre la salud o la exposición se deben al agua de consumo y no a otras fuentes, así como la facilidad relativa de control de las diferentes fuentes de exposición.

Hay información adicional sobre los peligros y los riesgos ocasionados por muchas sustancias químicas no incluidas en estas Guías en otras fuentes, como la serie de monografías Criterios de Salud Ambiental (CSA) y los Documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas (CICAD) de la OMS, los informes de la Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (JMPR) y del Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios (JECFA), e información de autoridades nacionales competentes, como la Agencia de Protección del Medio Ambiente (*Environmental Protection Agency*, EPA) de los EE.UU. (<http://www.epa.gov/waterscience>). Estas fuentes han sido examinadas por expertos y proporcionan información fácilmente accesible sobre la toxicología, los peligros y los riesgos de muchos contaminantes menos habituales. Pueden ayudar a los proveedores de agua y a los funcionarios de salud a tomar decisiones relativas a la relevancia (en su caso) de una sustancia química detectada y sobre la respuesta pertinente.

## 3

# Metas de protección de la salud

### 3.1 Función y finalidad de las metas de protección de la salud

Las metas de protección de la salud deben formar parte de la política general de salud pública, teniendo en cuenta el estado y las tendencias, así como la contribución del agua de consumo a la transmisión de enfermedades infecciosas y a la exposición general a sustancias químicas peligrosas, tanto en entornos individuales como en el conjunto de la gestión sanitaria. La definición de metas tiene como finalidad establecer hitos que sirvan como guía y permitan seguir el progreso hacia un objetivo sanitario o de seguridad del agua predeterminado. Con el fin de garantizar una protección y mejora eficaces de la salud, las metas deben ser realistas y guardar relación con las condiciones locales (incluidas las condiciones económicas, ambientales, sociales y culturales), así como con los recursos financieros, técnicos e institucionales. Generalmente, esto conlleva el examen y actualización periódicos de las prioridades y las metas y, a su vez, la actualización periódica de reglamentos y normas con arreglo a estos factores y los cambios de la información disponible (consulte el apartado 2.3).

Las metas de protección de la salud sirven de «punto de referencia» para los proveedores de agua. Proporcionan información que permite evaluar la idoneidad de las instalaciones y políticas existentes; asimismo, facilitan la elaboración de sistemas de auditoría y la determinación del nivel y tipo de inspección y de verificación analítica que resultan adecuadas. Las metas de protección de la salud sirven como base para el desarrollo de los planes de seguridad del agua (PSA) y la verificación de su correcta aplicación. Cabe esperar que produzcan mejoras en la salud pública.

Las metas de protección de la salud deben facilitar la determinación de medidas específicas adecuadas para suministrar agua potable, incluidas medidas de control, como la protección de las fuentes, y operaciones de tratamiento.

La utilización de metas de protección de la salud es aplicable en países con cualquier nivel de desarrollo. Se aplicarán diferentes tipos de metas en función de la finalidad perseguida, por lo que en la mayoría de los países se pueden utilizar varios tipos de metas para diversos fines. Debe procurarse elaborar metas que contemplen los tipos de exposición que más aumentan la incidencia de enfermedades. Asimismo, hay que procurar reflejar las ventajas de la mejora progresiva e incremental, que se basará con frecuencia en la clasificación de los riesgos en función de su importancia para la salud pública (consulte el apartado 4.1.2).

La determinación de la seguridad, o de qué riesgo se considera tolerable en circunstancias concretas, es un asunto que concierne al conjunto de la sociedad. En último término, es responsabilidad de cada país decidir si las ventajas de adoptar como norma nacional o local alguna de las metas de protección de la salud justifican su costo.

Las metas de protección de la salud suelen ser de ámbito nacional. Mediante la información y los criterios del presente documento, las autoridades nacionales deberán poder formular metas que protejan y mejoren la calidad del agua de consumo y, por tanto, la salud de la población, así como fomentar el uso óptimo de los recursos disponibles en circunstancias nacionales y locales concretas.

Con el fin de reducir al mínimo la probabilidad de que aparezcan brotes epidémicos, es preciso vigilar adecuadamente el abastecimiento de agua de consumo, tanto en condiciones normales como durante el mantenimiento y los periodos en los que se produce un deterioro transitorio de la calidad del agua. Por lo tanto, al formular metas de protección de la salud hay que tener en cuenta el funcionamiento del sistema de abastecimiento de agua de consumo durante las circunstancias transitorias (como la variación en la calidad del agua de origen, los fallos del sistema y los problemas de procesamiento). Tanto las circunstancias transitorias como las derivadas de catástrofes naturales pueden ocasionar, durante cierto tiempo, un alto grado de degradación de la calidad del agua de origen y una gran disminución de la eficiencia de muchos procesos; ambos tipos de situaciones proporcionan una justificación lógica y sólida para aplicar el «principio de las barreras múltiples», aplicado desde hace largo tiempo en la seguridad del agua. La formulación, aplicación y evaluación de las metas de protección de la salud ofrecen ventajas para la gestión preventiva global de la calidad del agua de consumo que se resumen en el cuadro 3.1.

**Cuadro 3.1 Ventajas de las metas de protección de la salud**

<b>Fase de desarrollo de la meta</b>	<b>Ventaja</b>
Formulación	Ayuda a conocer el estado de salud de la población Muestra lagunas de los conocimientos Contribuye al establecimiento de prioridades Aumenta la transparencia de la política de salud Fomenta la coherencia entre los programas sanitarios nacionales Estimula el debate
Aplicación	Inspira e impulsa la adopción de medidas por las autoridades colaboradoras Aumenta el compromiso Fomenta la responsabilidad Orienta la asignación racional de recursos
Evaluación	Ofrece hitos establecidos para la realización de mejoras incrementales Ofrece la oportunidad de tomar medidas para subsanar las deficiencias o desviaciones Señala las necesidades de información y las discrepancias de los datos

Las metas pueden resultar un instrumento útil para fomentar y medir el progreso gradual experimentado en la mejora de la gestión de la calidad del agua de consumo. Pueden realizarse mejoras en aspectos como la base científica para la formulación de metas, la evolución progresiva hacia tipos de metas que se ajusten de forma más precisa a los objetivos de protección de la salud, y el uso de las metas para definir y fomentar la definición de prioridades para una mejora progresiva, en concreto de los sistemas de abastecimiento de agua existentes. El objetivo de los responsables de gestionar la calidad del agua, ya sean proveedores o legisladores, debe ser la mejora continua de la gestión de la calidad. En el apartado 5.4 se ofrece un ejemplo de mejora en varias fases. La mejora puede ser grande, como sucede al pasar de la fase inicial a la fase intermedia, o relativamente pequeña.

Idóneamente, las metas de protección de la salud deberían establecerse mediante la evaluación cuantitativa de los riesgos, y deberían tener en cuenta las condiciones y peligros locales. Sin embargo, en la práctica, pueden surgir de la información epidemiológica sobre enfermedades transmitidas por el agua obtenida por medio de la vigilancia, estudios de intervención o precedentes históricos, o bien adaptar las utilizadas o recomendadas internacionalmente.

### **3.2 Tipos de metas de protección de la salud**

Los enfoques presentados en el presente documento para el desarrollo de metas de protección de la salud se basan en un marco coherente aplicable a todos los tipos de peligros y en todos los tipos de sistemas de abastecimiento de agua (consulte el cuadro 3.2 y el texto que sigue). Este método ofrece la flexibilidad necesaria para incluir las prioridades nacionales y para fomentar la búsqueda de un equilibrio entre ventajas y riesgos. El marco incluye distintos tipos de metas de protección de la salud que difieren considerablemente en cuanto a la cantidad de recursos necesarios para desarrollarlas y aplicarlas, y también en la precisión con la que se pueden definir las ventajas que reportan a la salud pública las medidas de gestión de riesgos. Los tipos de metas que figuran en la parte inferior del cuadro 3.2 requieren menos interpretación por parte de los profesionales para su aplicación, pero dependen de ciertas suposiciones. Por el contrario, las metas situadas en la parte superior del cuadro requieren un respaldo científico y técnico considerablemente mayor para eludir la necesidad de realizar suposiciones y están, por tanto, más estrechamente relacionadas con el nivel de protección de la salud. Este marco tiene miras de futuro, en el sentido de que pueden no estar disponibles ciertos datos que son actualmente fundamentales para desarrollar la siguiente fase de la formulación de metas, y puede resultar evidente la necesidad de obtener datos adicionales.

La formulación de metas de protección de la salud debe tener en cuenta no sólo las condiciones de funcionamiento «normal», sino la posibilidad de que se produzcan situaciones transitorias (como la variación de la calidad del agua debido a factores ambientales, los fallos del sistema y los problemas de procesamiento) que pueden ocasionar un riesgo significativo para la salud pública.

En lo que respecta a los microorganismos patógenos, las metas de protección de la salud emplearán grupos de agentes patógenos seleccionados que planteen peligros significativos para la salud y cuyo control sea problemático, así como otros datos relevantes. Para evaluar la eficacia de las medidas de protección disponibles frente a los diversos retos existentes, es necesario analizar más de un agente patógeno. En aquellos lugares donde la carga de morbilidad por enfermedades microbianas transmitidas

por el agua es alta, las metas de protección de la salud pueden tener como objetivo lograr una reducción mensurable de la morbilidad existente en la comunidad por enfermedades como la diarrea o el cólera, como etapa inicial de un proceso paulatino de mejora de la calidad del agua de consumo desde el punto de vista de la salud pública. Aunque las metas de protección de la salud se pueden expresar en términos de exposición tolerable a agentes patógenos concretos (metas relativas a la calidad del agua), hay que tener cuidado al relacionar dicha exposición con la de la población general, que se puede centrar en periodos cortos, y dichas metas no son adecuadas para el monitoreo directo de los agentes patógenos. Las condiciones en las que se producen tal exposición están relacionadas con el fenómeno conocido de reducción de la eficacia durante periodos breves en muchas operaciones, y ofrecen una justificación lógica para el principio de barreras múltiples, reconocido desde hace largo tiempo en el ámbito de la seguridad del agua. Asimismo, las metas deben tener en cuenta las tasas generales de morbilidad existentes durante las condiciones normales de funcionamiento y eficiencia del abastecimiento de agua de consumo.

**Cuadro 3.2 Naturaleza, aplicación y evaluación de las metas de protección de la salud**

Tipo de meta	Naturaleza	Aplicaciones típicas	Evaluación
Resultado sanitario			
• basado en la epidemiología	Reducción de la incidencia o la prevalencia detectadas de enfermedades	Peligros microbianos o químicos con una carga de morbilidad alta y mensurable asociada en gran medida con el agua	Vigilancia de la salud pública y epidemiología analítica
• basado en la evaluación de los riesgos	Nivel tolerable de riesgo asociado a la presencia de contaminantes en el agua de consumo, en términos absolutos o como fracción de la carga de morbilidad total por todas las exposiciones	Peligros microbianos o químicos en situaciones donde la carga de morbilidad es baja o no se puede medir directamente	Evaluación cuantitativa de los riesgos
Calidad del agua	Valores de referencia aplicados a la calidad del agua	Sustancias químicas encontradas en el agua de origen	Medición periódica de sustancias químicas clave para evaluar la conformidad con los valores de referencia correspondientes (consulte el apartado 8.5)
	Valores de referencia aplicados a los procedimientos de análisis de materiales y productos químicos	Aditivos químicos y subproductos	Procedimientos de análisis aplicados a materiales y productos químicos para evaluar su contribución a la exposición por medio del agua de consumo teniendo en cuenta las variaciones sufridas en el tiempo (consulte el apartado 8.5)
Eficacia	Meta genérica relativa a la eficacia en la eliminación de grupos de microbios	Contaminantes microbianos	Evaluación del cumplimiento mediante la evaluación del sistema (consulte el apartado 4.1) y el monitoreo operativo (consulte el apartado 4.2)
	Metas relativas a la eficacia en la eliminación de grupos de microbios diseñadas para situaciones concretas	Contaminantes microbianos	Examinadas individualmente por las autoridades de salud pública; a continuación, la evaluación continuaría como se ha indicado anteriormente.
	Valores de referencia aplicados a la calidad del agua	Productos químicos con umbral de toxicidad con muy diversos efectos sobre la salud (por ejemplo, nitrato y cianotoxinas)	Evaluación del cumplimiento mediante la evaluación del sistema (consulte el apartado 4.1) y el monitoreo operativo (consulte el apartado 4.2)
Técnica especificada	Las autoridades nacionales especifican procedimientos concretos para el tratamiento adecuado de componentes con efectos sobre la salud (por ejemplo, PSA genéricos para una cuenca de captación no protegida)	Componentes con efectos sobre la salud en sistemas de abastecimiento de municipios pequeños y comunidades	Evaluación del cumplimiento mediante la evaluación del sistema (consulte el apartado 4.1) y el monitoreo operativo (consulte el apartado 4.2)

Nota: cada tipo de meta se basa en las situadas sobre ella en el cuadro y, a medida que se desciende en el cuadro de uno a otro tipo de meta, se introducen premisas con valores predeterminados. Estas premisas simplifican la aplicación de la meta y reducen las posibles incoherencias.

Pueden desarrollarse metas de protección de la salud relativas a los componentes químicos presentes en el agua de consumo mediante los valores de referencia descritos en el apartado 8.5, que se han establecido basándose en el efecto sobre la salud de la presencia en el agua del componente químico. Al desarrollar normas (o metas de protección de la salud) nacionales para el agua de consumo basadas en estos valores de referencia, habrán de tenerse en cuenta diversas condiciones —medioambientales, sociales, culturales, económicas y alimentarias, entre otras— que afectan a la exposición potencial. Por consiguiente, las metas nacionales pueden diferir sensiblemente de los valores de referencia.

### **3.2.1 Metas relativas a técnicas especificadas**

Las metas relativas a técnicas especificadas suelen aplicarse a pequeños sistemas de abastecimiento comunitarios y a dispositivos empleados en los hogares. Pueden ser recomendaciones relativas a técnicas aplicables en determinadas circunstancias o programas de concesión de licencias para limitar el acceso a ciertas técnicas u ofrecer orientación para su aplicación.

Los proveedores de menor tamaño, que abastecen de agua de consumo a comunidades y municipios, suelen contar con recursos y capacidad escasos para elaborar planes individuales de evaluación o de gestión del sistema. Por lo tanto, los organismos nacionales de reglamentación pueden especificar directamente requisitos u opciones aprobadas. Así, pueden facilitar, por ejemplo, documentos de orientación acerca de la protección de bocas de pozos, procesos de tratamiento específicos y aprobados para cada tipo de fuente, y requisitos para la protección de la calidad del agua de consumo en su distribución.

En algunos casos, las autoridades nacionales o regionales pueden estimar conveniente elaborar modelos de PSA para su aplicación por los proveedores locales, bien de forma directa o con ciertas adaptaciones. Este enfoque puede ser especialmente oportuno para sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades. En estas circunstancias, es probable que un enfoque centrado en garantizar la prestación a los operadores de la formación y el apoyo necesarios para superar las vulnerabilidades de su gestión sea más eficaz que uno centrado en imponer el cumplimiento de los planes.

### **3.2.2 Metas relativas a la eficacia**

Las metas relativas a la eficacia se aplican en la mayoría de las ocasiones para el control de los peligros microbianos en sistemas de abastecimiento de agua entubada de diversos tamaños.

En los casos en que puedan darse situaciones transitorias de exposición que pudieran afectar a la salud pública, debido a variaciones repentinas de la calidad del agua o a la imposibilidad de detectar la existencia de peligros entre el lugar de producción y el de consumo, es necesario asegurarse de que se aplican medidas de control y de que funcionan de forma óptima, y debe además comprobarse su eficacia para garantizar la seguridad del agua.

Las metas relativas a la eficacia facilitan la selección y el uso de medidas de control que puedan impedir que los agentes patógenos superen las barreras de protección de la fuente de abastecimiento y las de los sistemas de tratamiento y distribución, o bien impedir que proliferen dentro del sistema de distribución.

Las metas relativas a la eficacia deben definir requisitos relativos a la calidad del agua de origen, haciendo especial hincapié en los procesos y las prácticas que garanticen el cumplimiento sistemático de las mismas. Generalmente, las metas relativas a la eliminación de grupos de agentes patógenos mediante procesos de tratamiento del agua se establecerán con relación a categorías generales de calidad del agua o a tipos de agua de origen; con menor frecuencia, se establecerán con relación a datos específicos sobre la calidad del agua de origen. Para determinar las metas relativas a la eficacia, es necesario contemplar factores tales como la carga de morbilidad tolerable (riesgo tolerable), incluida la gravedad de las consecuencias de las enfermedades y las relaciones entre dosis y respuesta correspondientes a agentes patógenos concretos (microorganismos objetivo) (consulte el apartado 7.3).

Deben determinarse metas relativas a la eficacia para microorganismos objetivo representativos de grupos de agentes patógenos relevantes para la salud y cuyo control sea problemático. En la práctica, se necesitará normalmente más de un microorganismos objetivo para reflejar adecuadamente los diversos retos a los que se enfrentan las medidas preventivas de protección disponibles. Aunque se puedan establecer metas relativas a la eficacia relacionadas con la exposición a agentes patógenos concretos, hay que ser prudentes al relacionarlas con la exposición y el riesgo para la población general, que se pueden concentrar en periodos cortos.

La principal aplicación práctica de las metas relativas a la eficacia para el control de agentes patógenos es la evaluación de la idoneidad de las infraestructuras de tratamiento del agua de consumo. Para ello, se utiliza información sobre las metas relativas a la eficacia, ya sean datos concretos sobre la eficacia de los tratamientos o supuestos relativos a la eficacia de tipos de técnicas de eliminación de agentes patógenos. En el capítulo 7 se proporcionan ejemplos de metas relativas a la eficacia y de los efectos de tratamientos sobre los agentes patógenos.

Los requisitos relativos a la eficacia también resultan importantes en la certificación de dispositivos para el tratamiento del agua de consumo y de la instalación de sistemas de fontanería que impidan la contaminación del agua. La certificación de dispositivos y materiales se explica en el apartado 1.2.9.



### **3.2.3 Metas relativas a la calidad del agua**

La exposición prolongada y, en algunos casos, la exposición transitoria a productos químicos pueden ocasionar consecuencias perjudiciales para la salud. Además, las concentraciones de la mayoría de los productos químicos presentes en el agua de consumo no suelen experimentar grandes fluctuaciones en periodos cortos. Por lo tanto, muchos productos químicos presentes en el agua de consumo cuyos efectos para la salud aparecen tras periodos de exposición prolongados suelen controlarse mediante análisis periódicos de la calidad del agua y su comparación con metas relativas a la calidad del agua, por ejemplo, valores de referencia. Se debe aplicar, en todos los sistemas de abastecimiento de agua de consumo, una gestión de la calidad del agua de tipo preventivo; los valores de referencia para sustancias concretas descritos en el apartado 8.5 constituyen metas de protección de la salud para sustancias químicas presentes en el agua de consumo.

En los casos en que se han implantado procesos de tratamiento del agua destinados a eliminar productos químicos específicos (consulte el apartado 8.4), se deben aplicar metas relativas a la calidad del agua para determinar las necesidades de tratamiento pertinentes.

Es importante establecer metas relativas a la calidad del agua sólo para aquellas sustancias químicas que, según se haya determinado tras una evaluación rigurosa, puedan constituir un peligro para la salud o puedan afectar a la aceptabilidad por los consumidores del agua de consumo. No resulta práctico determinar las concentraciones de sustancias químicas cuya presencia en el sistema es improbable, que sólo estarán presentes en concentraciones mucho menores que el valor de referencia o que no afecten a la salud de la población o a la aceptabilidad del agua de consumo.

Las metas relativas a la calidad del agua también se utilizan en el proceso de certificación de los productos químicos presentes en el agua como resultado de su tratamiento o procedentes de materiales que están en contacto con el agua. En este tipo de aplicaciones se formulan supuestos que permiten elaborar normas aplicables a la certificación de materiales y productos químicos. Por lo general, se debe permitir un margen que permita que la concentración supere los niveles existentes en las fuentes de agua. En el caso de algunos materiales (por ejemplo, las instalaciones de fontanería domésticas), los supuestos deben tener también en cuenta que durante un plazo corto tras la instalación se pueden liberar concentraciones relativamente altas de algunas sustancias.

En lo que respecta a los peligros microbianos, las metas relativas a la calidad del agua en lo que respecta a la presencia de agentes patógenos son principalmente un componente del desarrollo de las metas relativas a la eficacia, y no tienen aplicación directa. En ciertos casos, en particular cuando se emplean técnicas no convencionales en grandes instalaciones, puede ser oportuno establecer metas relativas a la calidad del agua para contaminantes microbianos.

### **3.2.4 Metas sanitarias**

En algunas circunstancias, sobre todo cuando existe una carga mensurable de morbilidad por enfermedades relacionadas con el agua, es posible establecer una meta de protección de la salud en términos de una reducción cuantificable de la carga total de morbilidad. La aplicación de este tipo de meta es más factible cuando los efectos adversos aparecen poco después de la exposición y se pueden observar de forma fácil y fiable, y cuando también pueden observarse de forma fácil y fiable los cambios del nivel de exposición. Por lo tanto, este tipo de meta sanitaria puede aplicarse principalmente a los peligros microbianos, tanto en países en desarrollo como en países desarrollados, y a los peligros de tipo químico con efectos sobre la salud claramente definidos y atribuibles principalmente al agua (por ejemplo, el fluoruro).

En otras circunstancias, las metas de protección de la salud pueden basarse en los resultados de la evaluación cuantitativa de los riesgos. En estos casos, la estimación de los resultados sanitarios se realiza basándose en información sobre la exposición y las relaciones dosis-respuesta. La información obtenida se puede emplear directamente como base para definir las metas relativas a la calidad del agua o puede utilizarse para el desarrollo de metas relativas a la eficacia.

Los modelos y datos disponibles para la evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos presentan limitaciones. Las fluctuaciones a corto plazo de la calidad del agua pueden afectar en gran medida a los riesgos globales para la salud (incluidos los asociados con tasas generales de morbilidad y brotes epidémicos) y son un motivo particular de preocupación a la hora de ampliar la aplicación de la evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos. Los progresos adicionales que se realicen en estos campos aumentarán significativamente la aplicabilidad y utilidad de este enfoque.

## **3.3 Consideraciones generales sobre la formulación de metas de protección de la salud**

Aunque el agua puede ser una fuente importante de patógenos entéricos y sustancias químicas peligrosas, no es de ningún modo la única fuente. A la hora de establecer las metas, hay que tener en

cuenta otras fuentes de peligro, incluidos los alimentos, el aire y el contacto entre personas, así como los efectos del saneamiento e higiene personal deficientes. No tiene mucho sentido establecer un límite riguroso de concentración de un producto químico en el agua de consumo si ésta sólo proporciona una pequeña fracción de la exposición total. El costo del cumplimiento de dichas metas podría consumir de forma innecesaria fondos que se podrían emplear en otras intervenciones sanitarias más urgentes. Es importante tener en cuenta el impacto de la intervención propuesta en los índices generales de morbilidad. En el caso de algunos agentes patógenos y las enfermedades que provocan, las intervenciones dirigidas a la calidad del agua pueden ser ineficaces y, por tanto, injustificadas; por ejemplo, cuando predominan otras vías de exposición. En otros casos, la dilatada experiencia ha mostrado la eficacia de la gestión del abastecimiento y la calidad del agua de consumo (por ejemplo, fiebre tifoidea y disentería causada por *Shigella*).

Las metas de protección de la salud y los programas de mejora de la calidad del agua en general también deben contemplarse en el contexto de una política de salud pública más amplia, que incluya iniciativas para mejorar el saneamiento, la eliminación de residuos, la higiene personal y la educación pública sobre los mecanismos que permitan reducir tanto la exposición de las personas a fuentes de peligro como el efecto de sus actividades sobre la calidad del agua. La mejora de la salud pública, la reducción de la carga de agentes patógenos y la disminución de los efectos de las actividades humanas sobre los recursos hídricos contribuyen a la seguridad del agua (consulte Howard *et al.*, 2002).

### **3.3.1 Evaluación del riesgo en el marco para la seguridad del agua de consumo**

En el marco para la seguridad del agua de consumo, la evaluación del riesgo no es un objetivo en sí mismo, sino que forma parte de un ciclo iterativo en el que dicha evaluación del riesgo se utiliza para adoptar decisiones de gestión que, una vez aplicadas, se traducen en mejoras incrementales en la calidad del agua. Para los fines del presente documento, la prioridad de dicha mejora incremental se centra en la salud. Sin embargo, al aplicar las Guías en circunstancias concretas, se deben tener en cuenta otros factores además de la salud, ya que pueden afectar en gran medida tanto a las ventajas como a los costos.

### **3.3.2 Nivel de riesgo de referencia**

Las descripciones de un «nivel de riesgo de referencia» en lo que respecta al agua suelen expresarse en términos de resultados sanitarios concretos: por ejemplo, valores máximos de frecuencia de diarrea o de incidencia de cáncer, o de frecuencia de infección por un agente patógeno específico (pero no necesariamente con manifestación de enfermedad).

Existen diversas enfermedades relacionadas con el agua, que pueden producir efectos de diversa gravedad, que pueden ser agudos, retardados o crónicos, y que afectan tanto a la morbilidad como a la mortalidad. Los efectos pueden ser muy variados: por ejemplo, desenlaces neonatales adversos, cáncer, cólera, disentería, hepatitis vírica, helmintos intestinales, fluorosis ósea, fiebre tifoidea y síndrome de Guillain-Barré.

Las decisiones sobre aceptación de riesgos son muy complejas y deben contemplar las diferentes dimensiones del riesgo. Además de las dimensiones «objetivas» de la probabilidad, la gravedad y la duración de un efecto, existen importantes dimensiones medioambientales, sociales, culturales, económicas y políticas que influyen en gran medida en la toma de decisiones. Las negociaciones desempeñan una función importante en estos procesos y es muy probable que se obtengan resultados diferentes en cada situación. A pesar de la complejidad de las decisiones sobre riesgos, es necesario establecer una definición de referencia de «riesgo tolerable» que sirva para el desarrollo de directrices y como punto de partida para la toma de decisiones en situaciones concretas.

Un nivel de riesgo de referencia permite la comparación entre diferentes enfermedades relacionadas con el agua y la adopción de un enfoque coherente para abordar los diferentes factores de peligro. Para los fines del presente documento, se utiliza un nivel de riesgo de referencia para establecer una equivalencia general entre los niveles de protección aplicados a los productos químicos tóxicos y los aplicados a microorganismos patógenos. A este respecto, sólo se tienen en cuenta los efectos sobre la salud de las enfermedades transmitidas por el agua. El nivel de riesgo de referencia es de  $10^{-6}$  años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD) por persona y año, lo que equivale aproximadamente a un riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ , es decir, un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren durante toda la vida agua de consumo que contiene la concentración de referencia de la sustancia. (En el apartado 3.3.3 se proporciona información adicional.) Para un agente patógeno causante de diarrea líquida con una letalidad baja (por ejemplo, 1 entre 100 000), este nivel de riesgo de referencia para un individuo equivaldría a un riesgo anual de 1/1000 de contraer la enfermedad (aproximadamente 1/10 durante toda la vida). El nivel de riesgo de referencia se puede adaptar a las circunstancias locales mediante un enfoque basado en el equilibrio entre ventajas y riesgos. En concreto, se debe tener en cuenta la fracción de la carga de morbilidad de una enfermedad concreta

que está probablemente asociada al agua de consumo. El establecimiento de prioridades en la salud pública generalmente indicaría la atención preferente a los principales factores de riesgo, teniendo en cuenta los costos y efectos de las posibles intervenciones. Éste es también el fundamento del desarrollo y aplicación de normas de forma incremental. El sistema basado en los AVAD para establecer un nivel de riesgo de referencia es nuevo y continúa desarrollándose. La definición de los efectos sobre la salud de las personas asociados a la exposición a sustancias químicas sin umbral de toxicidad supone un desafío especial.

### 3.3.3 *Años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD)*

Los distintos factores de peligro que pueden estar presentes en el agua están asociados a muy diversos resultados sanitarios. Algunas consecuencias se producen de inmediato (diarrea, metahemoglobinemia) y otras al cabo de cierto tiempo (años, en el caso del cáncer, o semanas, en la hepatitis vírica); algunas son potencialmente graves (cáncer, desenlaces neonatales adversos, fiebre tifoidea) y otras son generalmente leves (diarrea y fluorosis dental); unas afectan en especial a ciertos grupos etarios (la fluorosis ósea en adultos de edad avanzada suele aparecer a consecuencia de la exposición durante la infancia; la tasa de mortalidad por infección con el virus de la hepatitis E [HEV] es alta entre las embarazadas) y otras afectan muy concretamente a ciertos grupos de población vulnerables (en la población general, la criptosporidiosis es una enfermedad de carácter leve y de resolución espontánea, pero la tasa de mortalidad es alta entre los seropositivos del virus de la inmunodeficiencia humana [VIH]). Además, cualquier factor de peligro individual puede ocasionar múltiples efectos (por ejemplo, gastroenteritis, síndrome de Guillain-Barré, artritis reactiva y mortalidad en el caso de la infección por *Campylobacter*).

Para poder comparar de forma objetiva los peligros relacionados con el agua y los distintos efectos a los que están asociados, se necesita un «patrón de medida» común que pueda tener en cuenta las distintas probabilidades, niveles de gravedad y duración de los efectos. Dicho patrón también deberá poderse utilizar independientemente del tipo de peligro, aplicándose a los de tipo microbiano, químico y radiológico. El patrón empleado en las *Guías para la calidad del agua potable* son los AVAD. La OMS ha recurrido en bastantes ocasiones a los AVAD como unidad para evaluar las prioridades de la salud pública y para determinar la carga de morbilidad asociada a las exposiciones ambientales.

Los AVAD se basan en la asignación a cada efecto sobre la salud de una ponderación en función de su gravedad, de 0 (salud normal) a 1 (muerte). Esta ponderación se multiplica por la duración del efecto, es decir, el tiempo durante el cual la enfermedad se manifiesta (cuando el desenlace es la muerte, la «duración» es la esperanza de vida restante), y por el número de personas afectadas por un desenlace concreto. Tras estas operaciones, pueden sumarse los efectos de los distintos desenlaces debidos a un agente concreto.

Así, los AVAD son la suma de los años de vida perdidos por muerte prematura (AVP) y los años de vida con salud perdidos por padecer un estado de salud subóptimo, es decir, con discapacidad (AVD), que se normalizan por medio de las ponderaciones asociadas a la gravedad. Así:

$$\text{AVAD} = \text{AVP} + \text{AVD}$$

Las ventajas principales del uso de los AVAD son la posibilidad que ofrece de sumar los distintos efectos y el hecho de que combina calidad y cantidad de vida. Además, dado que los enfoques empleados requieren un reconocimiento explícito de los supuestos formulados, es posible debatirlos y evaluar el impacto de su variación. El uso de un patrón de medida basado en las consecuencias para la salud también centra la atención en los peligros reales en lugar de en los potenciales y, de ese modo, fomenta y permite el establecimiento racional de las prioridades de la salud pública. La mayor parte de las dificultades que plantea el uso de los AVAD están relacionadas con la disponibilidad de datos; por ejemplo, datos sobre exposiciones y sobre asociaciones epidemiológicas.

Los AVAD también se pueden utilizar para comparar el efecto sobre la salud de distintos agentes presentes en el agua. Por ejemplo, el ozono es un desinfectante químico que genera bromato como subproducto. Los AVAD se han utilizado para comparar los riesgos derivados de la presencia de *Cryptosporidium parvum* y de bromato, y para evaluar las ventajas netas para la salud de la ozonización en el tratamiento del agua de consumo.

En ediciones anteriores de las *Guías para la calidad del agua potable* y en muchas normas nacionales sobre el agua de consumo, se ha utilizado un riesgo de cáncer «tolerable» para obtener valores de referencia correspondientes a sustancias químicas sin umbral de toxicidad, tales como las sustancias cancerígenas genotóxicas. Es necesario establecer este riesgo tolerable porque existe cierto riesgo (teórico) para cualquier nivel de exposición. En ediciones anteriores y en la presente edición de las Guías,

se ha utilizado un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de padecer cáncer de  $10^{-5}$ , aunque se acepta que se trata de una postura conservadora y que, casi con seguridad, sobrestima el riesgo real.

Los distintos tipos de cáncer tienen diferentes grados de gravedad, lo que se manifiesta principalmente por sus distintos índices de mortalidad. Un ejemplo típico es el cáncer de células renales, asociado a la exposición al bromato presente en el agua de consumo. La carga teórica de morbilidad del cáncer de células renales, teniendo en cuenta un índice de letalidad (casos/fallecimientos) medio de 0,6 y una edad media de 65 años en el momento de la aparición, es de 11,4 AVAD por caso (Havelaar *et al.*, 2000). Estos datos pueden utilizarse para evaluar el riesgo vitalicio tolerable de cáncer y una pérdida tolerable anual de AVAD. Aquí, contabilizamos la exposición durante toda la vida a las sustancias cancerígenas dividiendo el riesgo tolerable entre 70 años de vida y multiplicándolo por la carga de morbilidad por caso:  $(10^{-5} \text{ casos de cáncer}/70 \text{ años de vida}) \times 11,4 \text{ AVAD por caso} = 1,6 \times 10^{-6} \text{ AVAD por persona y año}$  o una pérdida tolerable de 1,6 años de vida saludable en una población de un millón de personas durante un año.

La forma preferible de determinar el valor recomendado es definir un mismo nivel máximo de riesgo tolerable para la exposición a cada factor de peligro (contaminante o componente del agua). Como se ha mencionado anteriormente, para los fines del presente documento, el nivel de riesgo de referencia utilizado es de  $10^{-6}$  AVAD por persona y año. Esto equivale aproximadamente a un valor de riesgo adicional vitalicio de padecer cáncer de  $10^{-5}$  utilizado en la presente edición y en ediciones anteriores de las Guías para determinar los valores de referencia correspondientes a las sustancias cancerígenas genotóxicas. En países que establecen un nivel de riesgo aceptable asociado a sustancias cancerígenas más riguroso (por ejemplo,  $10^{-6}$ ), la pérdida tolerable será proporcionalmente inferior (por ejemplo,  $10^{-7}$  AVAD por persona y año).

El documento complementario *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality* (consulte el apartado 1.3) ofrece más información sobre el uso de los AVAD para establecer metas de protección de la salud.

## 4

# Planes de seguridad del agua

La forma más eficaz de garantizar sistemáticamente la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo es aplicando un planteamiento integral de evaluación de los riesgos y gestión de los riesgos que abarque todas las etapas del sistema de abastecimiento, desde la cuenca de captación hasta su distribución al consumidor. Este tipo de planteamientos se denominan, en el presente documento, «planes de seguridad del agua» (PSA). El enfoque basado en los PSA se ha desarrollado para organizar y sistematizar las prácticas de gestión del agua de consumo aplicadas desde hace largo tiempo y para garantizar que dichas prácticas son aptas para gestionar la calidad del agua de consumo. Se basa en muchos de los principios y conceptos aplicados en otros sistemas de gestión de riesgos, en particular en el sistema de barreras múltiples y en el APPCC (análisis de peligros y de puntos críticos de control), según se aplican en la industria alimentaria.

Este capítulo se centra en los principios de los PSA, pero no constituye una guía completa sobre su aplicación. En el documento complementario *Water Safety Plans* (apartado 1.3) se proporciona información adicional acerca del desarrollo de un PSA.

Algunos componentes de un PSA se incluirán frecuentemente entre las prácticas habituales del proveedor de agua de consumo o formarán parte de las prácticas correctas de referencia, pero sin consolidarse en un PSA integral; puede ser el caso de sistemas de garantía de la calidad como, por ejemplo, el ISO 9001:2000. Las prácticas adecuadas de gestión existentes son una base adecuada para integrar los principios de los PSA; no obstante, es posible que dichas prácticas no incluyan mecanismos de determinación de peligros y de evaluación de riesgos diseñados específicamente como punto de partida para la gestión del sistema.

Los PSA pueden ser de complejidad variable, en función de la situación. En muchos casos, serán bastante sencillos, y se centrarán en los peligros fundamentales determinados para el sistema en cuestión. En el texto que sigue se proporcionan muy diversos ejemplos de medidas de control, pero no debe interpretarse que todas sean pertinentes en todos los casos. Los PSA constituyen un poderoso instrumento que permite al proveedor de agua de consumo gestionar su abastecimiento en condiciones seguras. Además, facilitan la vigilancia por las autoridades de salud pública.

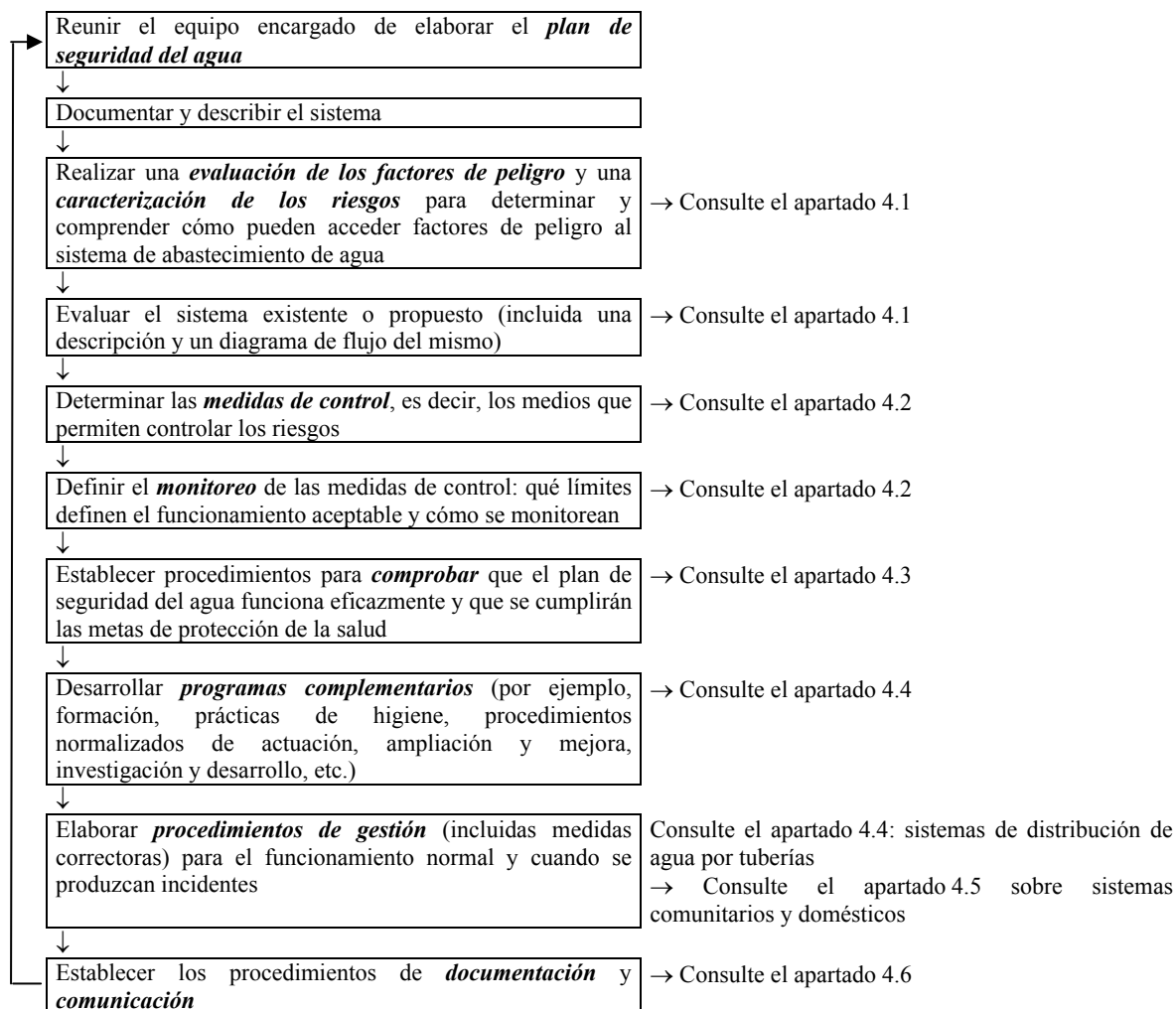
Preferiblemente, debe diseñarse un PSA para cada sistema concreto de abastecimiento de agua de consumo. No obstante, en el caso de sistemas de abastecimiento pequeños esto puede no ser realista, por lo que se elaboran PSA diseñados para tecnologías específicas o bien modelos de PSA que incluyen guías para su desarrollo. La elaboración de los PSA de los sistemas más pequeños será con frecuencia realizada por un órgano estatutario o una organización externa acreditada. En estos casos, puede ser preciso proporcionar también orientación sobre el almacenamiento, manipulación y uso del agua en los hogares. Los planes que contemplen aspectos relativos al uso doméstico del agua deben estar vinculados a un programa educativo en materia de higiene y a la difusión de consejos a los hogares para el mantenimiento de la inocuidad del agua.

Un PSA comprende tres componentes fundamentales (figura 4.1), guiados por metas de protección de la salud (consulte el capítulo 3) y supervisados mediante la vigilancia del abastecimiento de agua de consumo (consulte el capítulo 5). Son los siguientes.

- *Evaluación del sistema* para determinar si la cadena de abastecimiento de agua de consumo (hasta el punto de consumo) en su conjunto puede proporcionar agua cuya calidad cumpla las metas de protección de la salud. Se incluye también la evaluación de los criterios de diseño de los sistemas nuevos;
- Determinación de las medidas que, de forma colectiva, controlarán los riesgos identificados en un sistema de abastecimiento de agua de consumo y garantizarán el cumplimiento de las metas de protección de la salud. Para cada medida de control determinada, debe definirse un medio adecuado de *monitoreo operativo* que garantice la detección rápida y oportuna de cualquier desviación con respecto al funcionamiento requerido; y
- *Planes de gestión* que describan las medidas que deben adoptarse durante el funcionamiento normal y cuando se produzcan incidentes, y que documenten los planes de evaluación (incluidos los relativos a las ampliaciones y mejoras), monitoreo y comunicación del sistema, así como los programas complementarios.

Un PSA comprende, como mínimo, las tres medidas esenciales para garantizar la seguridad del agua de consumo de las que es responsable el proveedor de agua. Son las siguientes:

- evaluación del sistema;
- monitoreo operativo eficaz; y
- gestión.



**Figura 4.1 Resumen de las etapas fundamentales de la elaboración de un plan de seguridad del agua (PSA)**

Los objetivos principales de un PSA para garantizar la aplicación de prácticas adecuadas en el abastecimiento de agua de consumo son la reducción al mínimo de la contaminación de las aguas de origen, la reducción o eliminación de los contaminantes mediante operaciones de tratamiento y la prevención de la contaminación durante el almacenamiento, la distribución y la manipulación del agua de consumo. Estos objetivos son aplicables tanto a los grandes sistemas de distribución de agua por tuberías, como a los pequeños sistemas de abastecimiento comunitarios y a los sistemas domésticos, y pueden alcanzarse por medio de:

- el conocimiento del sistema concreto y de su capacidad de suministrar agua que cumpla las metas de protección de la salud;
- la determinación de las posibles fuentes de contaminación y del modo en que pueden controlarse;
- la validación de las medidas de control empleadas para combatir los factores de peligro;
- la aplicación de un sistema de monitoreo de las medidas de control adoptadas en el sistema de abastecimiento de agua;

- la adopción en un plazo suficiente de medidas correctoras para garantizar el suministro continuo de agua inocua; y
- la verificación de la calidad del agua de consumo, con el fin de comprobar la correcta ejecución del PSA y que su eficacia es la precisa para cumplir las normas u objetivos de calidad del agua pertinentes de ámbito nacional, regional y local.

Para poder confiar el control de los factores de peligro y sucesos peligrosos en el PSA implantado para dicho fin, éste debe basarse en información técnica exacta y confiable. El procedimiento de obtención de pruebas de la eficacia de un PSA se conoce como validación. La información puede obtenerse de organismos sectoriales pertinentes, de la asociación y comparación con autoridades de mayor tamaño (para un mayor aprovechamiento de los recursos compartidos), de publicaciones científicas y técnicas, y de las opiniones de expertos. Es necesario validar, para cada sistema analizado, los supuestos y las especificaciones de los fabricantes correspondientes a cada equipo y cada barrera, para asegurarse de que los equipos o barrera son eficaces en dicho sistema. Es fundamental que la validación sea específica para cada sistema, ya que las diferencias en la composición del agua, por ejemplo, pueden afectar en gran medida a la eficacia de determinadas operaciones de eliminación de contaminantes.

La validación incluye normalmente un monitoreo más general e intenso que el monitoreo operativo sistemático, para determinar si el rendimiento de las unidades del sistema es el supuesto en la evaluación del sistema. Mediante este proceso se determinan con frecuencia los modos de funcionamiento más eficaces y robustos, lo cual permite mejorar el funcionamiento del sistema. Otras posibles ventajas del proceso de validación son la determinación de parámetros de monitoreo operativo más adecuados para medir el rendimiento de los equipos.

La verificación de la calidad del agua de consumo proporciona información sobre el funcionamiento general del sistema de abastecimiento de agua y sobre la calidad final del agua suministrada a los consumidores. Comprende el monitoreo de la calidad del agua de consumo y la evaluación del grado de satisfacción de los consumidores.

La elaboración y aplicación de un PSA debe ser una de las responsabilidades de toda entidad que gestione un sistema de abastecimiento de agua de consumo. Este plan debe normalmente ser examinado y aprobado por la autoridad responsable de la protección de la salud pública, para garantizar que la calidad del agua suministrada cumple las metas de protección de la salud establecidas.

Cuando no exista un proveedor formal del servicio, la autoridad competente, nacional o regional, deberá actuar como fuente de información y orientación acerca de la forma adecuada de gestionar las fuentes de abastecimiento de agua de consumo comunitarias e individuales. Su responsabilidad incluirá la definición de requisitos relativos al monitoreo operativo y la gestión. En tales circunstancias, los medios de verificación dependerán de la capacidad de las autoridades y comunidades locales y deberán estar definidos en la política nacional.

#### **4.1 Evaluación y diseño de sistemas de abastecimiento de agua**

La primera fase del desarrollo de un PSA es la creación de un equipo multidisciplinar de expertos con un conocimiento profundo del sistema de abastecimiento de agua de consumo al que se aplicará el plan. Típicamente, dicho equipo contará con personas con conocimientos sobre cada fase del sistema de abastecimiento de agua de consumo, como ingenieros, gestores de cuencas de captación y recursos hídricos, especialistas en calidad del agua, profesionales especializados en medio ambiente o salud pública o higiene, personal operativo y representantes de los consumidores. En la mayoría de los casos, el equipo incluirá a miembros de varias instituciones y debería contar con algunos miembros independientes, por ejemplo de organizaciones de profesionales o de universidades.

La gestión eficaz del sistema de abastecimiento de agua de consumo exige un conocimiento completo del sistema, de la diversidad y magnitud de los peligros que pueden existir, y de la capacidad de los procesos e infraestructuras existentes para abordar los riesgos efectivos o potenciales. También es necesario evaluar las capacidades para cumplir las metas. Cuando se planifica un sistema nuevo o la ampliación de uno existente, la primera etapa del desarrollo de un PSA es la recopilación y evaluación de toda la información pertinente disponible y el estudio de los riesgos que pueden surgir durante el suministro del agua a los consumidores.

La gestión de riesgos eficaz exige la determinación de los peligros potenciales y de sus fuentes, así como de los posibles sucesos peligrosos, y una evaluación del nivel de riesgo que presenta cada uno. En este contexto:

- ❑ un **peligro** es un agente biológico, químico, físico o radiológico con capacidad para ocasionar daños;
- ❑ un **suceso peligroso** es un incidente o situación que puede conducir a la presencia de un peligro (lo que puede ocurrir y cómo); y
- ❑ **riesgo** es la probabilidad de que los peligros identificados ocasionen daños a las poblaciones expuestas en un plazo temporal especificado, incluida la magnitud del daño o de sus consecuencias.

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo es la base de las etapas subsiguientes de la elaboración del PSA en las que se planifican y ejecutan estrategias eficaces para el control de los peligros.

La elaboración de un diagrama de flujo facilita el examen y la evaluación de un sistema de abastecimiento de agua de consumo. Los diagramas proporcionan una descripción resumida del sistema de abastecimiento de agua de consumo, incluida la caracterización de la fuente de abastecimiento, la determinación de las fuentes de contaminación potenciales en la cuenca de captación, las medidas de protección de los recursos hídricos y de la fuente de abastecimiento, las operaciones de tratamiento, y las infraestructuras de almacenamiento y distribución. Es fundamental que la representación del sistema de abastecimiento de agua de consumo sea conceptualmente exacta. Si el diagrama de flujo no es correcto, pueden pasarse por alto peligros potenciales que podrían ser importantes. Para garantizar su exactitud, el diagrama de flujo debe validarse cotejándolo visualmente con las características del sistema observadas sobre el terreno.

Los datos acerca de la presencia de agentes patógenos y sustancias químicas peligrosas en el agua de origen, junto con información relativa a la eficacia de los controles existentes permiten determinar si es posible cumplir las metas de protección de la salud con las infraestructuras existentes. Facilitan asimismo la determinación de medidas de gestión de la cuenca de captación, operaciones de tratamiento y condiciones de funcionamiento del sistema de distribución que, según cabría esperar razonablemente, permitirían cumplir dichas metas si fuera preciso realizar mejoras.

Para garantizar la exactitud de la evaluación, es fundamental considerar de forma simultánea todos los componentes del sistema de abastecimiento de agua de consumo (protección de los recursos hídricos y de la fuente de abastecimiento, tratamiento y distribución), así como tener en cuenta las interacciones e influencias entre los diferentes componentes y su efecto global.

Con frecuencia, puede ser más eficaz invertir en medidas de prevención en la cuenca de captación que en grandes infraestructuras de tratamiento para controlar un factor de peligro.

#### **4.1.1 Sistemas nuevos**

Cuando se investiguen o desarrollen fuentes de abastecimiento de agua de consumo, es prudente realizar una amplia gama de análisis para determinar la inocuidad general y las posibles fuentes de contaminación de la fuente de abastecimiento de agua de consumo. Se incluirán normalmente análisis hidrológicos, evaluaciones geológicas e inventarios de los usos de la tierra para determinar los potenciales contaminantes químicos y radiológicos.

Cuando se diseñen sistemas nuevos, deberán tenerse en cuenta todos los factores de la calidad del agua en la selección de tecnologías para la extracción y tratamiento de los recursos hídricos nuevos. Deberá tenerse en cuenta la variabilidad, posiblemente grande, de la turbidez y otros parámetros de las aguas superficiales sin tratar. Las plantas de tratamiento no deben diseñarse teniendo en cuenta los parámetros promedio de calidad del agua sino las variaciones conocidas o que puedan producirse previsiblemente con una frecuencia significativa; en caso contrario, los filtros pueden saturarse rápidamente o pueden sobrecargarse los depósitos de sedimentación. La capacidad corrosiva de algunas aguas subterráneas puede afectar a la integridad de las bombas y del revestimiento de los pozos sondeo, aumentando hasta niveles inaceptablemente altos la concentración de hierro en el agua y ocasionando, en último término, roturas y reparaciones costosas. Este fenómeno puede reducir tanto la calidad como la disponibilidad del agua de consumo y hacer peligrar la salud pública.



#### 4.1.2 Recopilación y evaluación de datos disponibles

El cuadro 4.1 proporciona ejemplos de aspectos que deben tenerse en cuenta normalmente en la evaluación de un sistema de abastecimiento de agua de consumo. En la mayoría de los casos, para analizar una cuenca de captación será necesario consultar con las autoridades de salud pública y con otros sectores, incluidos los usuarios de las tierras y de las aguas y todos los estamentos que regulan las actividades en la cuenca de captación. Es importante seguir un método estructurado, para asegurarse de que no se pasan por alto aspectos significativos y de que se determinan los principales factores de riesgo.

La evaluación general del sistema de abastecimiento de agua de consumo deberá tener en cuenta los datos históricos sobre calidad del agua existentes, que ayudan a comprender las características del agua de origen y el funcionamiento del sistema de abastecimiento de agua de consumo tanto a lo largo del tiempo como tras determinados sucesos (por ejemplo, tras lluvias copiosas).

#### Determinación del orden de prioridad de los factores de peligro para su control

Una vez que se han determinado los factores de peligro potenciales y sus fuentes, deberán compararse los riesgos asociados a cada factor de peligro o suceso peligroso, de modo que puedan establecerse y documentarse las prioridades de la gestión de riesgos. Aunque existen numerosos contaminantes que pueden hacer peligrar la calidad del agua de consumo, no será preciso prestar el mismo grado de atención a todos los factores de peligro.

El riesgo asociado a cada factor de peligro o suceso peligroso puede describirse determinando la probabilidad de que se produzca (por ejemplo, cierta, posible o excepcional) y evaluando la gravedad de las consecuencias en caso de producirse (por ejemplo, insignificantes, graves o catastróficas). El objetivo deberá ser distinguir entre los factores de peligro o sucesos peligrosos importantes y los que son menos importantes. Para ello, habitualmente se utiliza una matriz semicuantitativa.

Las matrices de puntuación sencillas aplican habitualmente información técnica obtenida de directrices, publicaciones científicas y prácticas de la industria junto con juicios de expertos bien informados corroborados por expertos externos o comparación con sistemas de referencia. La puntuación es específica para cada sistema de abastecimiento de agua de consumo, ya que cada sistema es único. Cuando se elaboran PSA genéricos para las tecnologías utilizadas por los sistemas de abastecimiento de agua de consumo pequeños, la puntuación será específica para la tecnología en cuestión y no para el sistema de abastecimiento de agua de consumo individual.

El uso de un sistema de puntuación semicuantitativo permite establecer el orden de prioridad de las medidas de control correspondientes a los peligros más significativos. Pueden aplicarse diversos sistemas para determinar la importancia de los riesgos.

**Cuadro 4.1 Ejemplos de información útil para evaluar un sistema de abastecimiento de agua de consumo**

<b>Componente del sistema de abastecimiento de agua de consumo</b>	<b>Información que debe tenerse en cuenta al evaluar el componente del sistema de abastecimiento de agua de consumo</b>
Cuencas de captación	<ul style="list-style-type: none"><li>• Geología e hidrología</li><li>• Pautas meteorológicas y climáticas</li><li>• Salud general de cuenca de captación y río(s)</li><li>• Fauna y flora</li><li>• Otros usos del agua</li><li>• Tipo e intensidad de desarrollo y usos de las tierras</li><li>• Otras actividades realizadas en la cuenca de captación que pueden potencialmente liberar contaminantes al agua de origen</li><li>• Actividades futuras previstas</li></ul>
Aguas superficiales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Descripción del tipo de masa de agua (por ejemplo, río, embalse, presa)</li><li>• Características físicas (por ejemplo, tamaño, profundidad, estratificación térmica, altitud)</li><li>• Caudal y fiabilidad del agua de origen</li><li>• Tiempos de retención</li><li>• Constituyentes del agua (físicos, químicos, microbianos)</li><li>• Protección (por ejemplo, cercados, accesos)</li><li>• Actividades recreativas y otras actividades humanas</li><li>• Transporte del agua a granel</li></ul>
Aguas subterráneas	<ul style="list-style-type: none"><li>• Acuíferos confinados o no confinados</li><li>• Características hidrogeológicas del acuífero</li><li>• Caudal unitario y dirección</li></ul>

	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Capacidad de dilución</li> <li>• Zona de recarga</li> <li>• Protección de la boca del pozo</li> <li>• Profundidad de revestimiento</li> <li>• Transporte del agua a granel</li> </ul>
Tratamiento	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Operaciones de tratamiento (incluidas las optativas)</li> <li>• Diseño de los equipos</li> <li>• Equipos de monitoreo y de operación automática</li> <li>• Sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua</li> <li>• Rendimientos del tratamiento</li> <li>• Eliminación de agentes patógenos mediante desinfección</li> <li>• Residuo de desinfectante / tiempo de contacto</li> </ul>
Embalses de servicio y distribución	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Diseño de los embalses</li> <li>• Tiempos de retención</li> <li>• Variaciones estacionales</li> <li>• Protección (por ejemplo, cubiertas, cercado, accesos)</li> <li>• Diseño del sistema de distribución</li> <li>• Condiciones hidráulicas (por ejemplo, edad del agua, presiones, caudales)</li> <li>• Protección contra el reflujos</li> <li>• Residuos del desinfectante(s)</li> </ul>

En el cuadro 4.2 se proporciona un ejemplo de matriz de puntuación de riesgos. La aplicación de esta matriz se basa en una medida significativa en juicios de expertos acerca de los riesgos para la salud que ocasionan los factores de peligro o sucesos peligrosos.

**Cuadro 4.2 Ejemplo de matriz de puntuación sencilla para la clasificación de los riesgos por orden de importancia**

Probabilidad	Gravedad de las consecuencias				
	Insignificante	Leve	Moderada	Grave	Catastrófica
Casi cierta					
Probable					
Moderadamente probable					
Improbable					
Excepcional					

El cuadro 4.3 muestra un ejemplo de definiciones de descriptores que pueden utilizarse para evaluar la probabilidad y la gravedad de las consecuencias. Debe determinarse un umbral por encima del cual todos los peligros requerirán atención inmediata. No tiene mucho sentido destinar grandes esfuerzos a abordar riesgos muy pequeños.

**Cuadro 4.3 Ejemplos de definiciones de categorías de probabilidad y gravedad que pueden utilizarse en la puntuación de los riesgos**

<b>Elemento</b>	<b>Definición</b>
<i>Categorías de probabilidad</i>	
Casi cierta	Una vez al día
Probable	Una vez por semana
Moderadamente probable	Una vez al mes
Improbable	Una vez al año
Excepcional	Una vez cada 5 años
<i>Categorías de gravedad</i>	
Catastrófica	Potencialmente letal para una población grande
Grave	Potencialmente letal para una población pequeña
Moderada	Potencialmente dañino para una población grande
Leve	Potencialmente dañino para una población pequeña
Insignificante	No produce ningún efecto o no es detectable

### **Medidas de control**

La evaluación y planificación de las medidas de control debe garantizar el cumplimiento de las metas de protección de la salud y debe basarse en la determinación y evaluación de los factores de peligro. El grado de control aplicado a un factor de peligro debe ser proporcional a la importancia asignada al mismo. La evaluación de las medidas de control conlleva:

- determinar las medidas de control existentes para cada factor de peligro o suceso peligroso significativo, de la cuenca de captación al consumidor;
- evaluar si las medidas de control, tomadas en su conjunto, controlan eficazmente el riesgo, reduciéndolo a niveles aceptables; y
- en caso de que se necesite realizar mejoras, evaluar las medidas de control alternativas y adicionales que podrían aplicarse.

Las medidas de control son aquellas operaciones que se realizan en el sistema de abastecimiento de agua de consumo que afectan directamente a la calidad del agua y que, en su conjunto, garantizan el cumplimiento sistemático de las metas de protección de la salud. Son actividades y operaciones que se aplican para evitar que los peligros lleguen a producirse.

La determinación y aplicación de las medidas de control debe basarse en el principio de las barreras múltiples. La ventaja de este sistema es que el fallo de una barrera puede compensarse mediante el funcionamiento eficaz de las barreras restantes, reduciendo así al mínimo la probabilidad de que los contaminantes lleguen a atravesar el sistema completo y alcancen concentraciones suficientes para perjudicar a los consumidores. Muchas de las medidas de control pueden contribuir al control de más de un factor de peligro, mientras que para el control eficaz de algunos factores de peligro puede ser preciso aplicar múltiples medidas de control. En los apartados siguientes se describen diversos ejemplos de medidas de control.

Todas las medidas de control son importantes y debe prestárseles atención continua. Deben someterse a monitoreo operativo y control, siendo los medios de seguimiento y la frecuencia de obtención de datos función del tipo de medida de control y de la rapidez con la que puede producirse el cambio (consulte el apartado 4.4.3).

#### **4.1.3 Protección de los recursos y de la fuente**

Una gestión eficaz de la cuenca de captación presenta numerosas ventajas. Al reducir la contaminación del agua de origen, se reducen las necesidades de tratamiento, lo que permite reducir al mínimo los costos operativos y la generación de subproductos del tratamiento.

#### **Determinación de los factores de peligro**

Es importante conocer el origen de las variaciones de la calidad del agua bruta, ya que influirá en las necesidades de tratamiento, en la eficacia del mismo y en el consiguiente riesgo para la salud asociado al agua tratada. En general, en la calidad del agua bruta influyen factores tanto naturales como derivados del uso humano. Son factores naturales importantes la fauna y flora, el clima, la topografía y la geología. Entre los factores derivados del uso humano se incluyen las fuentes de contaminación puntuales (por ejemplo, descargas de aguas residuales municipales e industriales) y las fuentes no puntuales (por

ejemplo, el agua de escorrentía urbana y agrícola, que puede contener sustancias químicas agrícolas, el ganado o el uso recreativo). Por ejemplo, las descargas de aguas residuales municipales pueden ser una importante fuente de agentes patógenos; el agua de escorrentía urbana y el ganado pueden aportar una carga microbiana considerable; las actividades recreativas que conllevan contacto de las personas con el agua pueden ser una fuente de contaminación fecal, y el agua de escorrentía agrícola puede dificultar las operaciones de tratamiento.

Tanto si el agua se obtiene de fuentes superficiales como subterráneas, es importante conocer las características de la cuenca de captación o acuífero local, así como determinar y controlar las situaciones que pudieran dar lugar a la contaminación del agua. Puede parecer que la competencia por el uso del agua y la presión por aumentar la presencia humana en la cuenca de captación limitan el grado en que pueden reducirse las actividades potencialmente contaminantes en la cuenca de captación; sin embargo, con frecuencia es posible aplicar medidas correctas de prevención de peligros sin restringir substancialmente las actividades, y la colaboración entre los interesados puede ser un potente instrumento para reducir la contaminación sin reducir el desarrollo beneficioso.

La protección de los recursos y de la fuente constituyen las primeras barreras en la protección de la calidad del agua de consumo. Si la gestión de la cuenca de captación no es competencia del proveedor de agua de consumo, la planificación y ejecución de las medidas de control deberán coordinarse con otros organismos, como autoridades de planificación, juntas de gestión de cuencas de captación, autoridades de reglamentación de los recursos medioambientales e hídricos, autoridades de tránsito, servicios de urgencia, y empresas agropecuarias, industriales u otras cuyas actividades afectan a la calidad del agua. Inicialmente, puede ser imposible aplicar todas las medidas de protección de los recursos y de la fuente; no obstante, debe darse prioridad a la gestión de la cuenca de captación. Se contribuirá así a fomentar el sentido de propiedad y responsabilidad conjunta de los recursos de agua de consumo por medio de organismos que representan a múltiples interesados y que evalúan los riesgos de contaminación y elaboran planes para reducir estos riesgos mediante la mejora de las prácticas de gestión.

Las aguas subterráneas de acuíferos profundos y confinados son habitualmente inocuas desde el punto de vista microbiológico y químicamente estables si no existe contaminación directa; sin embargo, los acuíferos poco profundos o no confinados pueden estar expuestos a contaminación por las descargas o filtraciones asociadas a las prácticas agropecuarias (por ejemplo, de agentes patógenos, nitratos y plaguicidas), las redes de saneamiento y alcantarillado locales (agentes patógenos y nitratos) y los residuos industriales. En una evaluación de los peligros deben tenerse en cuenta los siguientes factores de peligro y sucesos peligrosos que pueden afectar a las cuencas de captación:

- variaciones rápidas de la calidad del agua bruta;
  - descargas de las redes de alcantarillado y fosas sépticas;
  - descargas industriales;
  - uso de sustancias químicas (por ejemplo, de fertilizantes y plaguicidas agrícolas) en las zonas de captación;
  - grandes vertidos (incluidos los asociados a vías públicas y rutas de transporte), tanto accidentales como intencionados;
  - acceso de personas (por ejemplo, actividades recreativas);
  - fauna y ganado;
  - usos de la tierra (por ejemplo, ganadería, agricultura, silvicultura, industria, eliminación de residuos, minería) y cambios en dichos usos;
  - zonas de amortiguación y vegetación inadecuadas, erosión del suelo y roturas de trampas de sedimentos;
  - corrientes y descargas de aguas pluviales;
  - vertederos o minas, en uso o cerrados / lugares contaminados / residuos peligrosos;
  - factores geológicos (sustancias químicas de origen natural);
  - acuífero no confinado y poco profundo (incluidas las aguas subterráneas en contacto directo con aguas superficiales);
  - pozos sin revestimiento o con revestimiento inadecuado, con boca inadecuadamente protegida o utilizados en condiciones antihigiénicas; y
  - variaciones climáticas y estacionales (por ejemplo, lluvias copiosas, sequías) y catástrofes naturales.
- Otros factores y situaciones de peligro que pueden afectar a los embalses de almacenamiento y tomas de agua y que deben tenerse en cuenta en una evaluación de los peligros son los siguientes:
- acceso de personas / ausencia de zonas de exclusión;
  - generación de cortocircuitos en el embalse;
  - agotamiento de las reservas del embalse;

- retirada no selectiva de agua;
- ausencia de fuentes de agua alternativas;
- ubicación inadecuada de la toma de agua;
- floraciones de cianobacterias;
- estratificación; y
- averías de las alarmas o de los equipos de monitoreo.

### **Medidas de control**

La protección eficaz de los recursos hídricos y fuentes de agua comprende las siguientes medidas:

- elaborar y ejecutar un plan de gestión de la cuenca de captación, que incluye medidas de control para proteger las aguas superficiales y los manantiales de aguas subterráneas;
- garantizar que la reglamentación sobre planificación protege los recursos hídricos (planificación de los usos de la tierra y gestión de la cuenca) de actividades potencialmente contaminantes, y que se vigila su aplicación; y
- fomentar la toma de conciencia por la comunidad sobre el efecto de las actividades humanas en la calidad del agua.

Algunos ejemplos de medidas de control para la protección eficaz del agua de origen y de las cuencas de captación son:

- determinación de usos autorizados y no autorizados;
- registro de las sustancias químicas utilizadas en las cuencas de captación;
- requisitos de protección específicos (por ejemplo, contención) para la industria química o para estaciones de combustible;
- desestratificación o mezcla del agua de los embalses para reducir la proliferación de cianobacterias o para reducir el hipolimnio anóxico y la solubilización del manganeso y hierro sedimentarios;
- ajuste del pH del agua de los embalses;
- control de las actividades humanas dentro de los límites de la cuenca de captación;
- control de los vertidos de aguas residuales;
- procedimientos de ordenación de los usos de la tierra y aplicación de normativas de ordenación y medioambientales para regular las actividades potencialmente contaminantes;
- inspecciones periódicas de las zonas de captación;
- diversión de los cauces locales de aguas pluviales;
- protección de las vías fluviales;
- intercepción de la escorrentía; y
- protección para impedir la manipulación.

De forma similar, algunas medidas de control para la protección eficaz de los sistemas de extracción y almacenamiento de agua son:

- uso, durante y después de periodos de lluvias copiosas, de los recursos hídricos almacenados disponibles;
- ubicación y protección adecuadas de la toma de agua;
- elección correcta de la profundidad del punto de extracción de agua de los embalses;
- construcción correcta de pozos, incluido su revestimiento e impermeabilizado, así como la protección de la boca;
- ubicación correcta de los pozos;
- uso de sistemas de almacenamiento de agua para que los tiempos de retención sean máximos;
- uso de sistemas adecuados de captación y drenaje del agua de lluvia en depósitos y embalses;
- protección para impedir el acceso de animales; y
- protección para impedir el acceso y la manipulación no autorizados.

Cuando se dispone de varias fuentes de agua, puede haber flexibilidad en la selección del agua destinada a tratamiento y suministro, de modo que puede evitarse utilizar agua de ríos y arroyos cuando su calidad sea deficiente (por ejemplo, tras lluvias copiosas), con el fin de reducir el riesgo y evitar posibles problemas en las operaciones de tratamiento subsiguientes.

La retención del agua en embalses puede reducir la concentración de microorganismos fecales por medio de la sedimentación e inactivación, incluida la desinfección por efecto de la radiación solar (ultravioleta [UV]), pero posibilita también la introducción de contaminantes. La mayoría de los microorganismos patógenos de origen fecal (patógenos entéricos) no sobreviven en el medio ambiente de forma indefinida. Una proporción considerable de las bacterias entéricas morirá al cabo de unas semanas. Los virus y protozoos entéricos suelen sobrevivir durante más tiempo (de semanas a meses), pero con frecuencia se eliminan por medio de la sedimentación y de la competencia de los microorganismos autóctonos. La retención permite también que sedimenten los materiales suspendidos, lo que aumenta la eficacia de la posterior desinfección y reduce la formación de subproductos de la desinfección (SPD).

Deben aplicarse las siguientes medidas de control de las fuentes de aguas subterráneas: proteger de la contaminación el acuífero y la zona próxima a la boca del pozo y garantizar la integridad física de la perforación (impermeabilización de la superficie, revestimiento intacto, etc.).

Se proporciona más información sobre el uso de indicadores en la caracterización de cuencas de captación en el capítulo 4 del documento complementario *Assessing Microbial Safety of Drinking Water* (consulte el apartado 1.3).

#### **4.1.4 Tratamiento**

Tras la protección del agua de origen, las siguientes barreras contra la contaminación del sistema de abastecimiento de agua de consumo son las operaciones de tratamiento del agua, incluidas la desinfección, y la eliminación de contaminantes por medios físicos.

#### **Determinación de los factores de peligro**

Pueden introducirse agentes peligrosos durante el tratamiento, o bien pueden producirse circunstancias peligrosas que permitan que concentraciones significativas de contaminantes resistan el tratamiento. En el proceso de tratamiento pueden introducirse en el agua de consumo componentes como los aditivos químicos utilizados o productos en contacto con el agua. La elevada turbidez esporádica del agua de origen puede saturar los procesos de tratamiento, permitiendo la contaminación del agua tratada y del sistema de distribución con patógenos entéricos. De forma similar, la filtración deficiente tras la descolmatación de los filtros puede ocasionar la introducción de agentes patógenos en el sistema de distribución.

Los siguientes son algunos de los factores de peligro y sucesos peligrosos que pueden afectar al rendimiento del tratamiento del agua de consumo:

- variaciones del caudal que superan los límites de diseño;
- operaciones de tratamiento, incluida la desinfección, inadecuadas o insuficientes;
- medios de reserva insuficientes (infraestructuras, personal);
- averías y funcionamiento deficiente de los sistemas de control de las operaciones o escasa fiabilidad de los equipos;
- uso de sustancias y materiales para el tratamiento del agua no autorizados o contaminados;
- errores en la dosificación de sustancias químicas;
- mezclado insuficiente;
- averías de las alarmas o de los equipos de monitoreo;
- cortes del suministro eléctrico;
- contaminación accidental o deliberada;
- catástrofes naturales;
- formación de SPD; y
- conexiones cruzadas con aguas contaminadas o aguas residuales, cortocircuitos internos.

#### **Medidas de control**

Algunas de las medidas de control que pueden incluirse son el tratamiento previo, la coagulación, floculación o sedimentación, la filtración y la desinfección.

El tratamiento previo comprende operaciones como el uso de prefiltros o microtamices, el almacenamiento independiente de la corriente y la filtración de orilla. Las opciones de tratamiento previo pueden ser compatibles con diversas operaciones de tratamiento de diverso grado de complejidad, desde la simple desinfección al procesado con membranas. El tratamiento previo puede reducir o estabilizar la carga microbiana, de materia orgánica natural y de partículas.

Las operaciones de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración retiran partículas del agua, incluidos los microorganismos (bacterias, virus y protozoos). Es importante optimizar y controlar las operaciones para lograr un rendimiento constante y confiable. La coagulación química es la etapa más importante para determinar la eficiencia de eliminación de partículas de las operaciones de

coagulación, floculación y clarificación. Además, afecta directamente a la eficiencia de eliminación de partículas de las unidades de filtración en medio granular y afecta indirectamente a la eficiencia de la desinfección. Aunque es improbable que la propia coagulación introduzca ningún microbio peligroso nuevo al agua tratada, en caso de avería o funcionamiento ineficiente podría aumentar la carga microbiana introducida en el sistema de distribución de agua de consumo.

En el tratamiento del agua de consumo se utilizan diversos procesos de filtración, incluida la filtración granular, la filtración lenta en arena, la filtración de precapa y la filtración de membrana (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa). Bien diseñada y funcionando correctamente, la filtración puede actuar como barrera permanente y eficaz contra microbios patógenos; en algunos casos, puede ser la única barrera (por ejemplo, para la eliminación de ooquistes de *Cryptosporidium* mediante filtración directa cuando se usa cloro como único desinfectante).

La aplicación de una concentración suficiente de desinfectante es un componente fundamental de la mayoría de los sistemas de tratamiento para lograr la reducción necesaria del riesgo microbiano. La aplicación del concepto  $C \times t$  (producto de la concentración de desinfectante por el tiempo de contacto) para un pH y una temperatura determinados como medida del nivel de desinfección necesario para inactivar los microorganismos patógenos más resistentes garantiza también la eliminación eficaz de otros microbios más sensibles. Cuando se aplica un tratamiento de desinfección, debe estudiarse la adopción de medidas para reducir al mínimo la formación de SPD.

El tratamiento de desinfección utilizado con mayor frecuencia es la cloración, aunque existen otros tratamientos como la ozonización, la exposición a radiación UV, la cloraminación y la aplicación de dióxido de cloro. Estos métodos son muy eficaces para destruir las bacterias y pueden tener una eficacia razonable en la inactivación de virus (dependiendo del tipo) y de muchos protozoos, incluidos los de los géneros *Giardia* y *Cryptosporidium*. El método más práctico para la eliminación o inactivación eficaz de quistes y ooquistes de protozoos es la filtración, acompañada de coagulación o floculación (para reducir la concentración de partículas y la turbidez) y seguida de un tratamiento de desinfección (mediante un desinfectante o combinación de desinfectantes).

Los siguientes son ejemplos de tratamientos de control:

- coagulación o floculación y sedimentación;
- uso de sustancias químicas y materiales aprobados para el tratamiento del agua;
- control de las sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua;
- controles del proceso;
- disponibilidad de sistemas de reserva;
- optimización del proceso de tratamiento del agua, con control de:
  - la dosificación de las sustancias químicas
  - la descolmatación de filtros por inyección
  - el caudal unitario
- el uso, en periodos en los que la calidad del agua bruta es deficiente, de agua almacenada; y
- protección para impedir el acceso y la manipulación no autorizados.

El almacenamiento del agua tras su desinfección, antes de su suministro a los consumidores, puede mejorar la desinfección al aumentar el tiempo de contacto de los desinfectantes con el agua. Este efecto puede ser particularmente beneficioso en el caso de los microorganismos más resistentes, como *Giardia* y algunos virus.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Water Treatment and Pathogen Control* (consulte el apartado 1.3).

#### **4.1.5 Sistemas de distribución de agua por tuberías**

El tratamiento del agua debe optimizarse, para evitar la proliferación de microorganismos, la corrosión de los materiales de las tuberías y la formación de depósitos, mediante medidas como las siguientes:

- eliminación continua y confiable de partículas y producción de agua de turbidez baja;
- precipitación y eliminación del hierro y manganeso disueltos (y en partículas);
- reducción al mínimo del remanente de coagulante residual (disuelto, coloidal o en partículas), que puede precipitar en los embalses y las tuberías;
- reducción, en lo posible, de la concentración de materia orgánica disuelta y especialmente del carbono orgánico fácilmente biodegradable, que sirve de alimento a los microorganismos; y

- mantenimiento de la capacidad corrosiva en valores que eviten dañar los materiales estructurales y el consumo de desinfectante.

El mantenimiento de una buena calidad del agua en el sistema de distribución será función del diseño y buen funcionamiento del sistema y de los procedimientos de mantenimiento y vigilancia aplicados para impedir la contaminación y para evitar y eliminar la acumulación de posos en el interior del sistema.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Safe Piped Water* (consulte el apartado 1.3).

### **Determinación de los factores de peligro**

La protección del sistema de distribución es fundamental para proporcionar agua de consumo inocua. Dada la naturaleza del sistema de distribución, que puede comprender muchos kilómetros de tuberías, depósitos de almacenamiento e interconexiones con industrias usuarias, y la posibilidad de manipulación y vandalismo, es posible la contaminación microbiana y química del sistema.

Dicha contaminación del sistema de distribución puede producirse por los siguientes medios:

- por la entrada de agua contaminada procedente del subsuelo y, sobre todo, de las alcantarillas cercanas al sistema de distribución, debido a una presión baja en el interior de las tuberías o por el efecto de una «onda de presión» en el sistema (infiltración);
- por la succión de agua contaminada al sistema de distribución o embalse de almacenamiento ocasionada por el reflujo debido a una reducción de la presión interior de la tubería y por la existencia de una conexión física entre una fuente de agua contaminada y el sistema de almacenamiento o distribución;
- por medio de acueductos y embalses de almacenamiento de agua tratada abiertos o no protegidos, que están potencialmente expuestos a fuentes de contaminación fecal como el agua de escorrentía superficial y las heces de aves acuáticas y otros animales, y que pueden no estar protegidos contra actos de vandalismo o manipulación;
- por roturas de tuberías al reparar o sustituir tuberías existentes o al instalar tuberías nuevas, que pueden ocasionar la entrada en el sistema de tierra o materiales contaminados;
- por errores humanos que dan lugar a la conexión cruzada no intencionada de tuberías de aguas residuales o pluviales con el sistema de distribución de agua, o por conexiones ilegales o no autorizadas;
- por la disolución de sustancias químicas y metales pesados procedentes de materiales como tuberías, soldaduras o juntas, grifos y sustancias químicas utilizadas en la limpieza y desinfección de los sistemas de distribución; y
- por la difusión de gasolina o aceite a través de tuberías de plástico.

En cada uno de estos casos, si el agua contaminada contiene agentes patógenos o sustancias químicas peligrosas, es probable que los consumidores resulten expuestos.

Incluso si se utilizan residuos de desinfectantes para limitar la presencia de microbios, pueden ser insuficientes para combatir la contaminación o pueden ser ineficaces contra algunos o todos los tipos de agentes patógenos introducidos. En estos casos, puede haber presencia de patógenos en concentraciones suficientes para infectar y generar enfermedades.

Cuando el suministro de agua es intermitente, la consiguiente presión baja del agua permitirá la entrada al sistema de agua contaminada por puntos rotos, grietas, juntas y pequeños agujeros. El suministro intermitente no es deseable, pero es muy habitual en muchos países y con frecuencia conlleva la contaminación del agua. El control de la calidad del agua en sistemas de suministro intermitente es un reto considerable, ya que aumentan significativamente los riesgos de infiltración y reflujo. Dichos riesgos pueden aumentar estacionalmente, ya que cuando el suelo está húmedo aumenta la probabilidad de que se produzca un gradiente de presión del suelo hacia la tubería. Cuando entran contaminantes en las tuberías de un sistema de suministro intermitente, la recarga del sistema tras la interrupción del suministro puede aumentar el nivel de riesgo al que se exponen los consumidores, ya que cabe esperar que recorra el sistema un «pulso» concentrado de agua contaminada. Cuando se recurre al almacenamiento doméstico de agua para hacer frente a la intermitencia del suministro, puede ser necesario el uso localizado de desinfectantes para frenar la proliferación microbiana.

El agua potable que entra en el sistema de distribución puede contener amebas libres y cepas naturales de diversas especies heterótrofas de bacterias y hongos. En condiciones favorables, pueden colonizar los sistemas de distribución amebas y microorganismos heterótrofos, como cepas de *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, y formar biopelículas (*biofilms*). En el caso de la mayoría de los



microorganismos que forman biopelículas (excepto, por ejemplo, *Legionella*, que puede colonizar las instalaciones de agua de edificios) no está demostrada la relación entre su presencia en el agua de consumo con efectos adversos para la salud de la población general, con la posible excepción de las personas con inmunodeficiencia grave (consulte el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; apartado 1.3).

La temperatura y las concentraciones de nutrientes del agua de los sistemas de distribución no son, por lo general, suficientemente altas para sustentar la proliferación de *E. coli* (ni de otras bacterias entéricas patógenas) con formación de biopelículas. Por consiguiente, debe considerarse que la presencia de *E. coli* es indicadora de contaminación fecal reciente.

Las catástrofes naturales, incluidas las inundaciones, la sequía y los temblores de tierra, pueden afectar significativamente a los sistemas de distribución de agua por tuberías.

### **Medidas de control**

El agua que entre en el sistema de distribución debe ser inocua desde el punto de vista microbiológico e, idóneamente, debe ser también estable en términos biológicos. El propio sistema de distribución debe constituir una barrera segura contra la contaminación del agua durante su transporte hasta el usuario. El mantenimiento de un residuo de desinfectante en todo el sistema de distribución puede proteger en cierta medida contra la contaminación y limitar los problemas de proliferación de microorganismos. Se ha comprobado la eficacia de la cloraminación para el control de *Naegleria fowleri* en el agua y los sedimentos contenidos en tuberías de gran longitud y su capacidad de reducir la repropagación de *Legionella* en edificios previamente contaminados.

El desinfectante residual protegerá parcialmente de la contaminación microbiana, pero puede también enmascarar la detección, por medio de bacterias indicadoras de contaminación fecal convencionales, como *E. coli*, de contaminación microbiana, particularmente por microorganismos resistentes. Cuando se utiliza un residuo de desinfectante en un sistema de distribución, debe considerarse la adopción de medidas destinadas a reducir al mínimo la producción de SPD.

Los sistemas de distribución de agua deben estar completamente protegidos, y los embalses y depósitos de almacenamiento deben contar con tejados que drenen hacia el exterior para impedir la contaminación. El control de los cortocircuitos y la prevención del estancamiento, tanto en el almacenamiento como en la distribución de agua, contribuyen a evitar la proliferación de microorganismos. Pueden adoptarse diversas estrategias para mantener la calidad del agua en el sistema de distribución, como el uso de válvulas de reflujo, el mantenimiento de un gradiente de presión positivo en todo el sistema y la aplicación de procedimientos de mantenimiento eficaces. Conviene también aplicar medidas de seguridad adecuadas para impedir el acceso no autorizado y la manipulación de las instalaciones de abastecimiento de agua de consumo.

Como medidas de control pueden aplicarse las siguientes: el uso de un desinfectante secundario más estable (por ejemplo, cloraminas en lugar de cloro libre), la puesta en práctica de un programa de renovación y purgado de las tuberías y de renovación de su recubrimiento, y el mantenimiento de un gradiente de presión positivo en el sistema de distribución. La reducción del tiempo de permanencia del agua en el sistema, evitando su estancamiento en depósitos de almacenamiento, bucles y puntos ciegos, contribuirá también a mantener la calidad del agua de consumo.

Otros ejemplos de medidas de control de sistemas de distribución son los siguientes:

- mantenimiento del sistema de distribución;
- disponibilidad de sistemas de reserva (generador eléctrico);
- mantenimiento de un residuo de desinfectante adecuado;
- uso de válvulas de reflujo y para evitar las conexiones cruzadas;
- sistema de distribución y medios de almacenamiento completamente protegidos;
- procedimientos de reparación adecuados, incluida la subsiguiente desinfección de las tuberías;
- mantenimiento de una presión suficiente en el sistema; y
- mantenimiento de la protección necesaria para evitar el sabotaje, las conexiones ilegales y la manipulación.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Safe Piped Water* (consulte el apartado 1.3).

#### **4.1.6 Sistemas comunitarios y domésticos sin distribución por tuberías**

##### **Determinación de los factores de peligro**

Idóneamente, los factores de peligro deberían determinarse caso por caso. No obstante, en la práctica, en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios y domésticos sin

distribución por tuberías la determinación de los factores de peligro se basa habitualmente en suposiciones generales relativas a las situaciones de peligro asociadas a los diferentes tipos de sistemas o tecnologías, que pueden definirse con carácter nacional o regional.

Los siguientes son ejemplos de factores y situaciones de peligro asociados potencialmente con diversas fuentes de abastecimiento de agua no entubada:

- pozo entubado equipado con bomba de mano
- entrada directa al pozo de agua superficial contaminada
- entrada de contaminantes debida a una construcción deficiente del pozo o a que su recubrimiento está dañado
- infiltración de contaminantes microbianos al acuífero
- manantial protegido sencillo
- contaminación directa a través de la zona de «relleno»
- recarga rápida por agua superficial contaminada
- pozo excavado sencillo
- entrada de contaminantes debida a una construcción deficiente del pozo o a que su recubrimiento está dañado
- contaminación introducida por los cubos
- captación de agua de lluvia
- presencia de excrementos de aves o de otros animales en el tejado o en los canalones
- posible entrada en el depósito de almacenamiento del agua de la purga inicial.

Se proporciona orientación adicional en el documento complementario *Water Safety Plans* (apartado 1.3) y en el volumen 3 de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Medidas de control**

Idóneamente, deberían aplicarse medidas de control adaptadas a las características del agua de origen y de la cuenca de captación asociada; en la práctica, pueden aplicarse métodos normalizados para cada tipo de agua o cuenca, en lugar de evaluar cada sistema de forma independiente.

Los siguientes son algunos ejemplos de medidas de control para diversos tipos de fuentes de agua distribuida por tuberías:

- pozo entubado equipado con bomba de mano
- medidas adecuadas de terminación de la boca del pozo
- fijar distancias de seguridad suficientes con respecto a fuentes de contaminación como letrinas o ganado, preferiblemente basadas en el tiempo de recorrido
- manantial protegido sencillo
- mantener medidas eficaces de protección del manantial
- determinar la distancia de seguridad basándose en el tiempo de recorrido
- pozo excavado sencillo
- construcción correcta y refuerzo del recubrimiento con mortero
- instalación y mantenimiento de bomba de mano u otros medios de extracción higiénicos
- captación de agua de lluvia
- limpieza de tejado y canalones
- unidad de diversión del agua de la purga inicial.

En la mayoría de los casos, la contaminación de las aguas subterráneas puede evitarse mediante una combinación de medidas sencillas. En ausencia de fracturas o fisuras, que pueden facilitar el transporte rápido de contaminantes hasta la fuente, el agua subterránea de los acuíferos confinados o profundos estará generalmente libre de microorganismos patógenos. Los pozos-sondeo deben estar revestidos hasta una profundidad razonable, y sus bocas deben estar impermeabilizadas para impedir la entrada de agua superficial o de agua subterránea de poca profundidad.

Los sistemas de recogida de agua de lluvia, particularmente los que almacenan el agua en depósitos situados sobre el terreno, pueden ser una fuente de agua relativamente inocua. Las principales fuentes de contaminación son los aves, los pequeños mamíferos y los restos acumulados en los tejados. El efecto de estas fuentes se puede reducir al mínimo mediante medidas sencillas: deben limpiarse periódicamente los canalones; eliminarse en lo posible las ramas que cuelgan sobre el tejado (porque pueden ser fuente de restos vegetales y porque favorecen el acceso a las zonas de captación del tejado de pájaros y pequeños mamíferos); y disponerse en las tuberías de entrada a los depósitos tamices que eviten

la entrada de hojas. Se recomienda el uso de dispositivos de diversión del agua de la purga inicial, que impiden la entrada a los depósitos de la primera fracción de agua (de 20 a 25 litros) que lava el tejado. Si no se dispone de este tipo de dispositivos, puede obtenerse el mismo resultado con una bajante desmontable que se conecta o desconecta manualmente.

En general, para garantizar la inocuidad microbiana, las aguas superficiales deberán, al menos, desinfectarse y, habitualmente, también filtrarse. La primera barrera se basa en reducir al mínimo la contaminación en la fuente de abastecimiento derivada de los residuos humanos, el ganado y otros factores de peligro.

Cuanto más protegida esté la fuente de abastecimiento de agua, menor será la necesidad de recurrir a su tratamiento o desinfección. El agua debe protegerse de la contaminación durante su almacenamiento y suministro a los consumidores, asegurándose de que los sistemas de distribución y almacenamiento están protegidos.

La misma precaución debe tomarse en los sistemas de distribución de agua entubada (apartado 4.1.5) y en el agua de venta ambulante (apartado 6.5). Para proteger de la contaminación el agua almacenada en el hogar pueden usarse recipientes de almacenamiento cerrados o con otro tipo de diseño con medidas de protección que impidan la introducción de manos, cucharones u otras fuentes de contaminación exterior.

Para controlar la contaminación por sustancias químicas, debe confiarse principalmente en el análisis inicial de las fuentes y garantizarse que las sustancias químicas, materiales y dispositivos utilizados en el tratamiento del agua, incluidos los sistemas de almacenamiento de agua, tienen la calidad y el rendimiento adecuados.

El documento complementario *Water Safety Plans* (apartado 1.3) contiene modelos de PSA para los siguientes tipos de sistemas de abastecimiento de agua:

- agua subterránea de pozos sondeo protegidos o pozos con bombeo mecánico;
- tratamiento convencional del agua;
- filtración en múltiples etapas;
- almacenamiento y distribución mediante sistemas de abastecimiento de agua entubada gestionados por el proveedor;
- almacenamiento y distribución mediante sistemas de abastecimiento de agua entubada gestionados por comunidades;
- vendedores ambulantes de agua;
- agua en medios de transporte (aviones, barcos y trenes);
- pozo entubado con extracción manual del agua;
- manantiales con extracción manual del agua;
- pozos excavados protegidos sencillos; y
- sistemas de captación de agua de lluvia.

También se proporciona orientación sobre cómo garantizar la inocuidad del agua en su captación, transporte y almacenamiento domésticos (consulte el documento complementario *Managing Water in the Home*; apartado 1.3). Esta orientación debe complementarse con programas educativos sobre higiene para apoyar la promoción de la salud y reducir la incidencia de enfermedades relacionadas con el agua.

#### **4.1.7 Validación**

La validación consiste en la obtención de información acerca de la eficacia de las medidas de control. En la validación debe comprobarse que el PSA se basa en información correcta, y que es, por consiguiente, posible alcanzar las metas de protección de la salud establecidas.

Es necesario validar las operaciones de tratamiento para comprobar que pueden tener la eficacia precisa. La validación puede realizarse durante los estudios de la fase piloto o bien durante la puesta en marcha inicial de un sistema de tratamiento de agua nuevo o modificado, o puede abarcar ambas fases. Es también un instrumento útil para la optimización de las operaciones de tratamiento existentes.

La primera fase de la validación es la evaluación de la información ya existente, que comprenderá la obtenida de publicaciones científicas, asociaciones sectoriales, organismos reglamentarios y legislativos, y organizaciones de profesionales, así como los datos históricos y los conocimientos del proveedor. Esta información determinará qué pruebas es necesario realizar. La validación no se aplica a la gestión cotidiana del agua de consumo; por consiguiente, pueden utilizarse parámetros microbiológicos que serían inadecuados para el monitoreo operativo, y con frecuencia pueden tolerarse tanto el tiempo que se tarda en obtener los resultados de los análisis de agentes patógenos como los costos adicionales que ocasionan.

La validación es una actividad de investigación cuya finalidad es determinar la eficacia de una medida de control. Normalmente, es una actividad intensiva durante la construcción inicial de un sistema o durante su rehabilitación. Proporciona información acerca de las mejoras o mantenimiento de la calidad realizables de forma confiable para uso en la evaluación de un sistema con preferencia sobre los valores supuestos y también para definir los criterios operativos necesarios para garantizar que la medida de control previene eficazmente los peligros.

#### **4.1.8 Ampliación y mejora**

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo puede indicar que las prácticas y tecnologías utilizadas pueden no garantizar la seguridad del agua. En algunos casos, puede bastar con examinar, documentar y formalizar estas prácticas y realizar las mejoras pertinentes; en otros, puede ser necesario realizar modificaciones importantes de las infraestructuras. La evaluación del sistema debe utilizarse como base para el desarrollo de un plan para satisfacer las necesidades determinadas para la aplicación completa de un PSA.

La mejora del sistema de abastecimiento de agua de consumo puede abarcar una amplia gama de aspectos, como los siguientes:

- obras de gran envergadura;
- capacitación;
- mejora de los procedimientos operativos;
- programas de servicios de consulta para comunidades;
- investigación y desarrollo;
- elaboración de protocolos para incidentes; y
- comunicación e informes.

Los planes de ampliación y mejora pueden comprender programas a corto plazo (por ejemplo, un año) o a largo plazo. Las mejoras a corto plazo pueden ser, por ejemplo, mejoras en los servicios de consulta para comunidades y el desarrollo de programas de concienciación de las comunidades. Los proyectos de obras de gran envergadura y largo plazo pueden consistir en el techado de depósitos de almacenamiento de agua o en mejoras de las operaciones de coagulación y filtración.

La ejecución de los planes de mejora puede tener consecuencias presupuestarias significativas y puede, por consiguiente, requerir un análisis pormenorizado y un establecimiento de prioridades cuidadoso que tenga en cuenta los resultados de la evaluación de riesgos. La ejecución de los planes debe controlarse para confirmar que las mejoras se han realizado efectivamente y son eficaces. Las medidas de control son con frecuencia costosas, y no pueden adoptarse decisiones acerca de la mejora de la calidad del agua sin tener en cuenta otros componentes del abastecimiento de agua de consumo que compiten por recursos económicos limitados. Será necesario establecer prioridades y puede ser preciso dilatar la realización de las mejoras durante cierto periodo.

## **4.2 Monitoreo operativo y mantenimiento bajo control**

El monitoreo operativo evalúa, con una periodicidad adecuada, la eficacia de las medidas de control. La periodicidad puede ser muy diversa; por ejemplo, del control en línea del cloro residual a la comprobación trimestral de la integridad del zócalo que rodea a un pozo.

Los objetivos del monitoreo operativo son la vigilancia en tiempo oportuno por el proveedor de agua de consumo de cada medida de control para permitir una eficaz gestión del sistema y garantizar que se alcanzan las metas de protección de la salud.

### **4.2.1 Determinación de las medidas de control del sistema**

La índole y número de las medidas de control son específicos del sistema y vienen determinados por el número y la naturaleza de los factores de peligro y la magnitud de los riesgos asociados.

Las medidas de control deben reflejar la probabilidad y las consecuencias de la pérdida de control. Las medidas de control presentan los siguientes requisitos operativos, entre otros:

- que los parámetros de monitoreo operativo sean mensurables y permitan la fijación de límites que definan la eficacia operativa de la actividad;

- que los parámetros de monitoreo operativo puedan medirse con una frecuencia suficiente para la detección oportuna de averías; y
- que existan procedimientos de adopción de medidas correctoras que puedan ponerse en práctica cuando se produzcan desviaciones con respecto a los límites establecidos.

#### 4.2.2 Selección de parámetros para el monitoreo operativo

Los parámetros seleccionados para el monitoreo operativo deben reflejar la eficacia de cada medida de control, proporcionar una indicación oportuna del funcionamiento, ser fácilmente mensurables y permitir que pueda adoptarse una respuesta adecuada. Son ejemplos de tales parámetros variables mensurables como el residuo de cloro, el pH y la turbidez, o bien factores observables, como la integridad de las rejillas que impiden la entrada de animales.

La utilidad de los patógenos entéricos y de las bacterias indicadoras para el monitoreo operativo es limitada, porque la duración del procesado y análisis de las muestras de agua no permite realizar ajustes de las operaciones antes de que se produzca el suministro.

En el monitoreo operativo pueden usarse diversos parámetros:

- Para la vigilancia de aguas de origen, pueden usarse la turbidez, la absorbancia de UV, la proliferación de algas, el caudal y tiempo de retención, el color, la conductividad y los sucesos meteorológicos locales (consulte los documentos complementarios *Protecting Surface Waters for Health* y *Protecting Groundwaters for Health*; apartado 1.3).
- Para la vigilancia del tratamiento, pueden usarse la concentración y tiempo de contacto del desinfectante, la intensidad de la radiación UV, el pH, la absorbancia de luz, la integridad de las membranas, la turbidez y el color (consulte el documento complementario *Water Treatment and Pathogen Control*; apartado 1.3).
- En los sistemas de distribución de agua entubada, algunos parámetros de monitoreo operativo pueden ser los siguientes:
  - El *monitoreo del residuo de cloro* proporciona una indicación rápida de la existencia de problemas que determinará la medición de parámetros microbiológicos. La desaparición repentina de un residuo que normalmente es estable puede indicar la entrada de contaminantes. Por el contrario, la dificultad para mantener las concentraciones de residuos en determinados puntos de un sistema de distribución o su desaparición gradual puede indicar la existencia de una elevada demanda de oxígeno en el agua o en el sistema de tuberías debida a la proliferación de bacterias.
  - También puede medirse el *potencial oxidación-reducción* (potencial redox) como parámetro para el monitoreo operativo de la eficacia de la desinfección. Puede definirse un potencial redox mínimo necesario para garantizar una desinfección eficaz. Este valor debe determinarse caso por caso y no pueden recomendarse valores universales. Es muy deseable profundizar en la investigación y evaluación del uso del potencial redox como técnica de monitoreo operativo.
  - La presencia o ausencia de *bacterias indicadoras de contaminación fecal* es otro parámetro de monitoreo operativo utilizado comúnmente. No obstante, existen agentes patógenos que son más resistentes a la desinfección con cloro que los indicadores utilizados con mayor frecuencia: *E. coli* o bacterias coliformes termotolerantes. Por consiguiente, en determinadas circunstancias puede ser más oportuno utilizar como parámetro de monitoreo operativo la presencia de bacterias indicadoras de contaminación fecal más resistentes (por ejemplo, enterococos intestinales), esporas de *Clostridium perfringens* o colifagos.
  - La presencia de *bacterias heterótrofas* en el agua puede ser un indicador útil de cambios como el aumento del potencial de proliferación microbiana, aumento de la formación de biopelículas, aumento de los tiempos de retención o estancamiento e interrupción de la integridad del sistema. La abundancia de bacterias heterótrofas presentes en un sistema de abastecimiento puede reflejar la presencia de grandes superficies de contacto en el sistema de tratamiento, como filtros en línea, y puede no ser un indicador directo del estado del sistema de distribución en su conjunto (consulte el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; apartado 1.3).
  - Las mediciones de la *presión* y de la *turbidez* son también parámetros útiles para el monitoreo operativo en sistemas de distribución por tuberías.

Existe un documento orientativo acerca de la gestión de la operación y mantenimiento de sistemas de distribución (consulte el documento complementario *Safe Piped Water*; apartado 1.3) en el

que se expone el desarrollo de un programa de monitoreo de la calidad del agua y de otros parámetros como la presión.

El cuadro 4.4 contiene ejemplos de parámetros de monitoreo operativo.

Cuadro 4.4 Ejemplos de parámetros de monitoreo operativo que pueden utilizarse para la vigilancia de las medidas de control

Parámetro de vigilancia operativa	Agua bruta	Coagulación	Sedimentación	Filtración	Desinfección	Sistema de distribución
pH		o	o		o	o
Turbidez (o recuento de partículas)	o	o	o	o	o	o
Oxígeno disuelto	o					
Caudal de arroyos/ríos	o					
Pluviosidad	o					
Color	o					
Conductividad (sólidos disueltos totales, o SDT)	o					
Carbono orgánico	o		o			
Algas, toxinas y metabolitos de algas	o					o
Dosis de sustancias químicas		o			o	
Caudal unitario		o	o	o	o	
Carga neta		o				
Corriente circulante		o				
Pérdida de carga				o		
ct <sup>a</sup>					o	
Residuo de desinfectante					o	o
Potencial redox					o	
SPD					o	o
Presión hidráulica						o

<sup>a</sup> ct = concentración de desinfectante × tiempo de contacto

#### 4.2.3 Fijación de límites operativos y críticos

Para aplicar medidas de control es preciso contar con límites definidos de aceptabilidad de la eficacia de las operaciones, llamados «límites operativos», que pueden aplicarse a los parámetros de monitoreo operativo. Deben definirse límites operativos para los parámetros correspondientes a cada medida de control. Si el monitoreo determina que se ha superado un límite operativo, deberán aplicarse medidas correctoras predeterminadas (consulte el apartado 4.4). La detección de la desviación y la aplicación de la medida o medidas correctoras deben poder realizarse en un plazo suficiente para mantener la eficacia del sistema y la inocuidad del agua.

Para algunas medidas de control, puede definirse también una segunda serie de «límites críticos» indicadores, en caso de superarse, de que ya no puede confiarse en la inocuidad del agua. La superación de los límites críticos exigirá habitualmente la adopción de medidas urgentes, incluida la notificación inmediata a la autoridad de salud pertinente.

Los límites operativos y críticos pueden ser límites superiores, límites inferiores, un intervalo o una «envolvente» de medidas de la eficacia.

#### 4.2.4 Sistemas comunitarios y domésticos de abastecimiento sin tuberías

Generalmente, el agua superficial o agua subterránea poco profunda no debe usarse como fuente de agua de consumo sin una protección o tratamiento que garantice su inocuidad.

El monitoreo de las fuentes de agua (incluidos los depósitos de agua de lluvia), tanto si es responsabilidad de operadores comunitarios o de los hogares, conllevará normalmente la realización de inspecciones sanitarias periódicas. Los formularios de inspección sanitaria utilizados deben ser comprensibles y fáciles de utilizar; pueden, por ejemplo, consistir en representaciones pictográficas. Los factores de riesgo incluidos deben preferiblemente referirse a actividades que puede controlar el operador y que pueden afectar a la calidad del agua. Las recomendaciones de adopción de medidas ligadas a los resultados obtenidos en el monitoreo operativo debe ser claras, y deberá proporcionarse la formación precisa.

Los operadores deberán realizar también evaluaciones físicas periódicas del agua, especialmente después de lluvias abundantes, para determinar si se producen cambios evidentes en la calidad del agua (por ejemplo, cambios de color, olor o turbidez).

Rara vez se trata el agua de fuentes comunitarias (como pozos sondeo, pozos y manantiales) ni la del agua de lluvia recogida en instalaciones domésticas; no obstante, si se aplica algún tratamiento, es recomendable su monitoreo operativo.

### **Captación, transporte y almacenamiento de agua en el hogar**

El mantenimiento de la calidad del agua durante su captación y transporte manual es responsabilidad de los hogares. Es preciso aplicar prácticas de higiene correctas y deberán fomentarse por medio de la educación en materia de higiene. Deberá proporcionarse a los hogares y las comunidades, mediante programas educativos sobre higiene, los conocimientos necesarios para monitorear y gestionar la inocuidad del agua que consumen.

Se ha comprobado que el tratamiento del agua en los hogares es una forma eficaz de mejorar la salud pública. El monitoreo de las operaciones de tratamiento será función del tipo de tecnología utilizada. Cuando se introduce el tratamiento en los hogares, es fundamental proporcionar a los usuarios información (y, en caso pertinente, formación) para garantizar que comprenden los requisitos básicos del monitoreo operativo.

## **4.3 Verificación**

Además del monitoreo operativo de los componentes individuales de un sistema de abastecimiento de agua de consumo, es necesario realizar una **verificación** final para comprobar que el sistema en su conjunto opera en condiciones seguras. La verificación puede realizarla el proveedor o una autoridad independiente, o pueden intervenir ambos, según el régimen administrativo del país en cuestión. Incluye típicamente el análisis de microorganismos indicadores de contaminación fecal y de sustancias químicas peligrosas.

La verificación proporciona una comprobación final de la seguridad general de la cadena de suministro de agua de consumo. Puede realizarla el organismo encargado de la vigilancia o bien puede formar parte del control de la calidad realizado por el proveedor.

La verificación de la calidad microbiológica comprende típicamente el análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal en el agua tratada y en el agua que se distribuye. Para verificar la inocuidad del agua desde el punto de vista químico, puede analizarse la presencia de sustancias peligrosas al finalizar el tratamiento, en la distribución o en el punto de consumo (dependiendo de si es o no probable que las concentraciones varíen durante la distribución). Los trihalometanos (THM) y los ácidos haloacéticos son los SPD más comunes y cuyas concentraciones son mayores en el agua de consumo. En muchas circunstancias, pueden servir como indicador adecuado de la concentración de una amplia gama de subproductos clorados de la desinfección relacionados.

La frecuencia de toma de muestras debe reflejar la necesidad de equilibrar las ventajas y los costos de la obtención de información adicional. Las frecuencias de toma de muestras se determinan habitualmente en función de la población abastecida o del volumen de agua suministrado, para reflejar el mayor riesgo que conlleva el suministro a una población mayor. La frecuencia de análisis de características individuales dependerá también de la variabilidad de cada característica: la frecuencia de toma de muestras y de análisis deberá ser mayor para los componentes microbianos y menor para los químicos. Esto se debe a que la contaminación microbiana del agua durante periodos breves puede ocasionar directamente enfermedades en los consumidores, mientras que son escasos los episodios de contaminación química que pudieran constituir un problema de salud a corto plazo, salvo si están asociados a incidentes específicos (por ejemplo, uso de una dosis excesiva de alguna sustancia química en la planta de tratamiento). La frecuencia de toma de muestras del agua recién tratada es función de la calidad del agua de origen y del tipo de tratamiento.

### **4.3.1 Verificación de la calidad microbiológica**

La verificación de la calidad microbiológica del agua de un sistema de abastecimiento debe diseñarse de modo que garantice la máxima probabilidad de detectar la contaminación. Por consiguiente, la toma de muestras debe tener en cuenta las posibles variaciones de la calidad del agua en el sistema de distribución. Esto implicará generalmente tener en cuenta en qué lugares y momentos la contaminación es más probable.

La contaminación fecal no estará distribuida uniformemente en un sistema de distribución por tuberías. En los sistemas con una buena calidad del agua esto reduce significativamente la probabilidad de detectar bacterias indicadoras de contaminación fecal, dado el número relativamente escaso de muestras recogidas.

En los sistemas cuyos resultados de análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal son predominantemente negativos, puede aumentarse la probabilidad de detectar contaminación realizando análisis de presencia/ausencia (P/A) más frecuentes. Los análisis de P/A pueden ser más sencillos, rápidos y baratos que los métodos cuantitativos. Se ha demostrado en estudios comparativos de métodos de P/A y cuantitativos que los primeros pueden proporcionar una eficacia máxima de detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal. No obstante, los análisis de P/A sólo son apropiados en sistemas con resultados predominantemente negativos de los análisis de bacterias indicadoras.

Cuanto mayor es la frecuencia de análisis de indicadores de contaminación fecal en el agua, mayor es la probabilidad de detectar contaminación. Es preferible realizar exámenes frecuentes usando un método sencillo que realizar exámenes menos frecuentes mediante un análisis o serie de análisis más complejos.

El tipo de contaminación y su frecuencia puede sufrir variaciones estacionales, en función de la pluviosidad y de otras circunstancias locales. Normalmente, la toma de muestras debe ser aleatoria, pero debe aumentarse su frecuencia cuando se producen epidemias o inundaciones o durante operaciones de urgencia, así como tras las interrupciones del suministro o la ejecución de obras de reparación.

#### **4.3.2 Verificación de la calidad química**

Para desarrollar la verificación de la calidad química deben tenerse en cuenta los aspectos siguientes: la disponibilidad de instalaciones analíticas adecuadas, el costo de los análisis, el posible deterioro de las muestras, la estabilidad del contaminante, la probable presencia del contaminante en diversos sistemas de abastecimiento, el lugar óptimo para el monitoreo y la frecuencia de toma de muestras.

Para una sustancia química determinada, la ubicación y frecuencia de la toma de muestras estarán determinadas por sus fuentes principales (consulte el capítulo 8) y su variabilidad. Las sustancias cuya concentración no cambia de forma significativa en el tiempo requieren una toma de muestras menos frecuente que aquellas cuya concentración puede variar significativamente.

En muchos casos, puede ser suficiente tomar muestras del agua de origen una vez al año, o incluso menos, particularmente si el agua procede de acuíferos subterráneos estables, donde la presencia natural de sustancias peligrosas variará muy lentamente. La composición de las aguas superficiales es generalmente más variable, por lo que es necesario tomar un mayor número de muestras, en función del contaminante y de su importancia.

Las ubicaciones de las tomas de muestras dependerán de la característica de calidad del agua objeto de análisis. Para componentes cuyas concentraciones no varían durante el suministro, puede ser suficiente la toma de muestras en la planta de tratamiento o en la cabecera del sistema de distribución. Sin embargo, para los componentes cuya concentración puede variar durante la distribución, la ubicación de la toma de muestras deberá determinarse tras estudiar el comportamiento o fuente de la sustancia en cuestión. Deben tomarse muestras de puntos cercanos a los extremos del sistema de distribución y de grifos conectados directamente a las acometidas en casas y grandes edificios con múltiples ocupantes. En el caso del plomo, por ejemplo, deben tomarse muestras en los grifos de los consumidores, ya que el plomo procede habitualmente de conexiones de servicio o instalaciones de fontanería de los edificios.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Chemical Safety of Drinking-water* (apartado 1.3).

#### **4.3.3 Fuentes de agua**

El análisis del agua de origen es particularmente importante cuando el agua no se somete a tratamiento. También resulta útil tras producirse averías en el proceso de tratamiento o como parte de la investigación de brotes de enfermedades transmitidas por el agua. La frecuencia de análisis dependerá del motivo por el que se realiza la toma de muestras; puede ser:

- periódica (la frecuencia de los análisis de verificación dependerá de varios factores, como el tamaño de la comunidad abastecida, la fiabilidad de la calidad del agua de consumo o su grado de tratamiento, y la existencia de factores de riesgo locales);
- ocasional (por ejemplo, aleatoria o durante inspecciones de sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades); y
- mayor de la habitual, tras la degradación de la calidad del agua de origen por incidentes previsibles, situaciones de emergencia o sucesos imprevistos que probablemente aumenten el potencial de una de



contaminación significativa (por ejemplo, después de una inundación o de realizarse vertidos aguas arriba).

Antes de poner en servicio un nuevo sistema de abastecimiento de agua de consumo, debe realizarse una mayor diversidad de análisis, incluida la determinación de parámetros correspondientes a factores de peligro cuya presencia se considera posible tras examinar la información de sistemas de abastecimiento similares o realizar una evaluación de riesgos de la fuente.

#### 4.3.4 *Sistemas de distribución de agua por tuberías*

Los lugares de toma de muestras se elegirán de forma específica para cada sistema de abastecimiento de agua. Dada la naturaleza del riesgo para la salud pública que ocasionan los agentes patógenos y la posibilidad de que la contaminación se extienda por los sistemas de distribución, la recogida de muestras para análisis microbiológicos (y para el análisis de parámetros asociados, como el residuo de cloro) se realizará típicamente de forma frecuente y en lugares dispersos. Es necesario elegir cuidadosamente los lugares y la frecuencia de la toma de muestras para el análisis de los componentes químicos provenientes de las tuberías y de los materiales de fontanería que no están sujetos a un control directo, así como para el de los componentes que sufren cambios durante la distribución, como los trihalometanos (THM).

En el cuadro 4.5 se muestran los números de muestras mínimos recomendados para la verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo.

Se ha comprobado la eficacia de la toma de muestras aleatoria estratificada en sistemas de distribución.

**Cuadro 4.5** **Números de muestras mínimos recomendados para análisis de indicadores de contaminación fecal en sistemas de distribución<sup>a</sup>**

<b>Población</b>	<b>Número de muestras al año</b>
<i>Fuentes puntuales</i>	Muestreo progresivo de todas las fuentes, en ciclos de 3 a 5 años (como máximo)
Sistemas de abastecimiento de agua por tuberías	
<5000	12
5000–100000	12 por cada 5 000 habitantes
>100000–500000	12 por cada 10 000 habitantes y 120 muestras adicionales
>500000	12 por cada 100 000 habitantes y 180 muestras adicionales

<sup>a</sup> Parámetros como el cloro, la turbidez y el pH deben analizarse con mayor frecuencia como parte del monitoreo operativo y de verificación.

#### 4.3.5 *Verificación en sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades*

Para evaluar correctamente el funcionamiento de un sistema de abastecimiento de agua de consumo comunitario, deben tenerse en cuenta varios factores. Algunos países que han desarrollado estrategias nacionales de vigilancia y control de la calidad de sistemas de abastecimiento de agua de consumo han adoptado *indicadores cuantitativos del servicio* (es decir, indicadores de la calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura, asequibilidad y continuidad del servicio) para su aplicación en los ámbitos comunitario, regional y nacional. Lo habitual es incluir los parámetros fundamentales de calidad microbiológica (normalmente, *E. coli*, cloro, turbidez y pH) y realizar una inspección sanitaria. Los métodos utilizados para estos análisis deben normalizarse y aprobarse. Se recomienda la validación del funcionamiento correcto de los equipos de análisis de campo con respecto a métodos de referencia o normalizados y su aprobación para uso en pruebas de verificación.

En su conjunto, los indicadores del servicio sirven de base para la fijación de metas relativas a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios. Proporcionan una orientación cuantitativa sobre la aptitud del sistema de abastecimiento de agua de consumo y proporcionan a los consumidores una medida objetiva de la calidad del servicio global y, por consiguiente, del grado de protección de la salud pública proporcionado.

El organismo responsable de la vigilancia típicamente deberá realizar análisis e inspecciones sanitarias periódicas de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios y evaluar los peligros microbianos y las sustancias químicas conocidas que ocasionan problemas (consulte también el capítulo 5). No es probable que puedan tomarse muestras con frecuencia; por consiguiente, una posible solución es un programa continuado de inspecciones en el que contemple la visita de cada sistema de abastecimiento una vez cada 3 a 5 años. La finalidad principal, más que evaluar el cumplimiento de las normas por cada uno de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo, es conformar los planes y

políticas estratégicas. Se recomienda realizar un análisis exhaustivo de la calidad química de todas las fuentes como mínimo antes de su puesta en marcha y preferiblemente cada 3 a 5 años a continuación.

Las normas ISO proporcionan recomendaciones sobre el diseño de los programas de toma de muestras y la frecuencia de muestreo (cuadro 4.6).

**Cuadro 4.6 Normas sobre calidad del agua de la Organización Internacional de Normalización (ISO) que proporcionan orientación sobre la toma de muestras**

<b>Norma ISO N°.</b>	<b>Título (calidad del agua)</b>
ISO 5667-1:1980 (UNE-EN 25667-1:1995)	<i>Sampling – Part 1: Guidance on the design of sampling programmes</i> (Muestreo. Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo)
5667-2:1991 (UNE-EN 25667-2:1995)	<i>Sampling – Part 2: Guidance on sampling techniques</i> (Muestreo. Parte 2: Guía para las técnicas de muestreo)
5667-3:1994 (UNE-EN 25667-3:2004)	<i>Sampling – Part 3: Guidance on the preservation and handling of samples</i> (Muestreo. Parte 3: Guía para la conservación y la manipulación de muestras)
5667-4:1987 (NTC ISO 5667-4)	<i>Sampling – Part 4: Guidance on sampling from lakes, natural and man-made</i> (Muestreo. Parte 4: Guía para el muestreo de lagos naturales y artificiales)
5667-5:1991 (NTC ISO 5667-5)	<i>Sampling – Part 5: Guidance on sampling of drinking-water and water used for food and beverage processing</i> (Muestreo. Parte 5: Guía para el muestreo de agua potable y agua utilizada para alimentos y procesamiento de bebidas)
5667-6:1990 (NTC ISO 5667-6)	<i>Sampling – Part 6: Guidance on sampling of rivers and streams</i> (Muestreo. Parte 6: Guía para el muestreo de aguas de ríos y corrientes)
5667-13:1997	<i>Sampling – Part 13: Guidance on sampling of sludges from sewage and water-treatment works</i> (sólo en inglés; Muestreo. Parte 13: Guía para el muestreo de lodos procedentes de aguas residuales y de las instalaciones de tratamiento del agua)
5667-14:1998	<i>Sampling – Part 14: Guidance on quality assurance of environmental water sampling and handling</i> (sólo en inglés; Muestreo. Parte 14: Guía sobre la garantía de la calidad del muestreo y la manipulación de aguas medioambientales)
5667-16:1998	<i>Sampling – Part 16: Guidance on biotesting of samples</i> (sólo en inglés; Muestreo. Parte 16: Guía para los ensayos biológicos de muestras)
5668-17:2000	<i>Sampling – Part 17: Guidance on sampling of suspended sediments</i> (sólo en inglés; Muestreo. Parte 17: Guía para el muestreo de sedimentos en suspensión)
13530:1997 (UNE-ENV 13530:2000)	<i>Water quality – Guide to analytical control for water analysis</i> (Calidad del agua. Guía para el control de la calidad analítica en el análisis del agua)

#### 4.3.6 Garantía y control de la calidad

Deberán aplicarse procedimientos adecuados de garantía y control de la calidad analítica en todas las actividades relacionadas con la obtención de datos sobre la calidad del agua de consumo. Estos procedimientos garantizarán que los datos son adecuados para el fin previsto; es decir, que la exactitud de los resultados obtenidos es suficiente. La «adecuación para el fin previsto» o «exactitud suficiente» se definirán en el programa de monitoreo de la calidad del agua, que incluirá una declaración relativa a la exactitud y la precisión de los datos. Dada la gran diversidad necesidades de sustancias, métodos, equipos y exactitud que probablemente intervengan en el monitoreo del agua de consumo, son de interés numerosos pormenores prácticos del control de la calidad analítica, pero quedan fuera del ámbito de la presente publicación.

En *Water Quality Monitoring* (Bartram y Ballance, 1996) se describe detalladamente el diseño y la ejecución de un programa de garantía de la calidad para laboratorios analíticos. El capítulo pertinente se basa en la norma ISO 17025:2000 *Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración*, que proporciona un marco teórico para la gestión de la calidad en laboratorios analíticos.

#### 4.4 Procedimientos de gestión para sistemas de distribución de agua por tuberías

La gestión eficaz conlleva la definición de: las medidas que deberán adoptarse en respuesta a las variaciones que se producen en condiciones operativas normales, las medidas que deberán adoptarse si se producen «incidentes» específicos que pudieran ocasionar la pérdida de control del sistema, y los procedimientos que deben aplicarse en situaciones imprevistas o de emergencia. Los procedimientos de gestión deberán documentarse, de igual modo que la evaluación del sistema, los planes de monitoreo, los programas complementarios y la estrategia de comunicación necesarios para garantizar el funcionamiento seguro del sistema.

Una parte sustancial de un plan de gestión describirá las medidas que deberán adoptarse en respuesta a las variaciones «normales» de los parámetros de monitoreo operativo con el fin de mantener un funcionamiento óptimo cuando dichos parámetros alcancen los límites operativos.

Habitualmente, se conoce como «incidente» una desviación significativa de un parámetro, detectada en el monitoreo operativo (o la verificación), que conlleva la superación un límite crítico. Un incidente es cualquier situación en la que hay motivos para sospechar que el agua suministrada para beber puede ser, o llegar a ser, insalubre (es decir, se pierde la confianza en la inocuidad del agua). Como parte de un PSA, deben definirse procedimientos de gestión para responder a los incidentes previsibles, así como a los incidentes imprevisibles y las situaciones de emergencia. Las situaciones siguientes pueden provocar incidentes:

- incumplimiento de los criterios de monitoreo operativo;
- mal funcionamiento de una planta de tratamiento de aguas residuales que descarga al agua de origen;
- derrame de una sustancia peligrosa al agua de origen;
- corte del suministro eléctrico a una medida de control fundamental;
- pluviosidad extrema en una cuenca de captación;
- detección de una turbidez más alta de la habitual (en el agua de origen o en el agua tratada);
- sabor, olor o aspecto anormales del agua;
- detección de concentraciones anormalmente altas de microorganismos indicadores, como indicadores de contaminación fecal (en el agua de origen o en el agua tratada) y patógenos (en el agua de origen); y
- valores anormales de indicadores de salud pública o brotes de enfermedades de las que el agua es un posible vector.

Los planes de respuesta a incidentes pueden contemplar diversos niveles de alerta, desde la advertencia temprana de incidentes menores para los que no es preciso adoptar otra medida que su investigación adicional, a las situaciones de emergencia, que con frecuencia requieren la intervención de organizaciones ajenas al proveedor de agua de consumo, en particular de las autoridades de salud pública.

Los planes de respuesta a incidentes habitualmente comprenden:

- responsabilidades e información de contacto del personal clave, con frecuencia diversas personas pertenecientes a varias organizaciones;
- listas de indicadores mensurables y valores o estados límite que desencadenarían los incidentes, y los niveles de alerta pertinentes;
- una descripción clara de las medidas que deben adoptarse en respuesta a las alertas;
- ubicación e identidad de los procedimientos normalizados de actuación (PNA) y equipos necesarios;
- ubicación de los equipos de reserva;
- información logística y técnica de interés; y
- listas de control y guías de consulta rápida.

Es posible que sea necesario aplicar el plan en un plazo muy breve, de modo que se necesitan listas de personal responsable de reserva, sistemas de comunicación eficaces, y mantener actualizados la formación y documentación.

Debe formarse al personal en la adopción de medidas de respuesta para garantizar que son capaces de gestionar eficazmente los incidentes o situaciones de emergencia. Los planes de respuesta a incidentes y situaciones de emergencia deben revisarse y ensayarse periódicamente. Los ensayos mejoran la preparación y permiten mejorar la eficacia de los planes antes de que se produzca una situación de emergencia.

Tras cualquier incidente o situación de emergencia, debe realizarse, con la colaboración de todas las personas implicadas, una investigación que debe responder a preguntas como las siguientes:

- ¿Qué ocasionó el problema?
- ¿Cómo se detectó o reconoció el problema originalmente?
- ¿Qué medidas eran más necesarias?
- ¿Qué problemas de comunicación surgieron y cómo se resolvieron?
- ¿Qué consecuencias tuvo el problema, inmediatas y a largo plazo?
- ¿Cómo funcionó el plan de respuesta a la situación de emergencia?

También deberán elaborarse los documentos e informes pertinentes acerca del incidente o situación de emergencia. La organización debe aprender todo lo posible del incidente o situación de emergencia para mejorar la preparación y planificación para futuros incidentes. El examen del incidente o situación de emergencia puede indicar la necesidad de modificar los protocolos existentes.

La elaboración de procedimientos claros, la definición de las responsabilidades y la provisión de equipos para la recogida y almacenamiento de muestras de agua en caso de producirse un incidente pueden ser instrumentos valiosos para el seguimiento epidemiológico o para otras investigaciones, y el plan de respuesta deberá contemplar la recogida y almacenamiento de muestras de agua desde el primer momento en que se sospeche un incidente.

#### **4.4.1 Incidentes previsibles («desviaciones»)**

Muchos incidentes (es decir, situaciones en las que se supera un límite crítico) pueden preverse, y los planes de gestión pueden determinar las medidas que deberán tomarse. Las medidas pueden comprender, por ejemplo, el cambio temporal de fuentes de agua (si es posible), el aumento de la dosis de coagulante, la aplicación de un tratamiento de desinfección de seguridad o el aumento de las concentraciones de desinfectantes en los sistemas de distribución.

#### **4.4.2 Sucesos imprevistos**

Algunas circunstancias que conllevan la consideración del agua como potencialmente insalubre pueden no estar definidas de forma explícita en los planes de respuesta a incidentes, ya sea porque dichas circunstancias no se previeron o porque se consideraron demasiado improbables para justificar la elaboración de planes con medidas correctoras detalladas. Para tener en cuenta este tipo de circunstancias, deberá elaborarse un plan para incidentes de tipo general. Este plan proporcionaría orientación general acerca de la determinación y gestión de incidentes, así como orientación específica acerca de las medidas que podrían aplicarse en respuesta a numerosos tipos de incidentes diferentes.

Se incluiría en un plan general de respuesta a incidentes un protocolo de evaluación de la situación y notificación de los incidentes, e incluiría responsabilidades personales y criterios de selección por categorías, como, por ejemplo, los siguientes:

- tiempo que tardarán en producirse los efectos;
- población afectada; y
- naturaleza del peligro sospechado.

La eficacia de las medidas generales de respuesta a incidentes depende de la experiencia, buen juicio y destreza del personal que opera y gestiona los sistemas de abastecimiento de agua de consumo. No obstante, pueden incorporarse a los planes generales de respuesta a incidentes medidas genéricas aplicadas de forma habitual en respuesta a muchos incidentes. Por ejemplo, para sistemas de abastecimiento de agua por tuberías, pueden elaborarse procedimientos normalizados de actuación para el purgado de urgencia y puede ensayarse su aplicación por si se presenta la necesidad de purgar un sistema de distribución de agua de red que contiene agua contaminada. De forma similar, pueden elaborarse, probarse e incorporarse al plan procedimientos normalizados de actuación para realizar cambios o derivaciones de embalses en poco tiempo. La elaboración de un conjunto de documentos complementarios de este tipo reduce la probabilidad de cometer errores y acelera la adopción de medidas de respuesta cuando se producen incidentes.

#### **4.4.3 Situaciones de emergencia**

Los proveedores de agua deberán elaborar planes que serán aplicados si se produce una situación de emergencia. Estos planes deberán contemplar las posibles catástrofes naturales (por ejemplo, terremotos, inundaciones, daños ocasionados por rayos a los equipos eléctricos), los accidentes (por ejemplo, vertidos en la cuenca de captación), los daños en la planta de tratamiento y el sistema de distribución, y las circunstancias debidas a acciones humanas (por ejemplo, huelgas, sabotaje). Los planes

para situaciones de emergencia deberán especificar claramente las responsabilidades de coordinación de las medidas que deberán adoptarse, un plan de comunicación para alertar e informar a los usuarios del sistema de abastecimiento de agua de consumo, y planes para proveer y distribuir agua potable durante la situación de emergencia.

En la elaboración de los planes deberá consultarse a las autoridades de reglamentación pertinentes y a otros organismos clave, y los planes deberán ser compatibles con las medidas para situaciones de emergencia previstas de ámbito nacional o local. Los planes de respuesta a situaciones de emergencia deberán abordar los siguientes aspectos fundamentales:

- medidas de respuesta, incluido un aumento del monitoreo;
- definición de responsabilidades y autoridades, tanto las internas de la organización como las externas a la misma;
- planes para el suministro de agua potable durante la situación de emergencia;
- protocolos y estrategias de comunicación, incluidos procedimientos de notificación (interna, al organismo de reglamentación, a los medios de comunicación y a la población); y
- mecanismos para aumentar la vigilancia de la salud pública.

Los planes de respuesta para situaciones de emergencia y sucesos imprevistos relativos a microorganismos o sustancias químicas deberían incluir también los criterios que determinan la adopción de recomendaciones de hervir el agua o de evitar su consumo. El objetivo de la recomendación deberá ser el interés público y su aplicación será normalmente responsabilidad de las autoridades de salud pública. La decisión de cerrar un sistema de abastecimiento de agua de consumo conlleva la obligación de proporcionar una fuente de agua inocua alternativa y está justificada en contadas ocasiones, dados los efectos adversos, especialmente para la salud, de la restricción del acceso al agua. En los apartados 7.6 (peligros microbianos) y 8.6 (peligros químicos) se describen las medidas específicas que deben aplicarse si se supera un valor de referencia o se produce una situación de emergencia. Los simulacros de situaciones de emergencia son importantes para mantener la preparación para este tipo de situaciones. Ayudan a determinar las posibles medidas que podrían adoptarse en diferentes circunstancias para un sistema de abastecimiento de agua específico. Las medidas que deben adoptarse en caso de emergencia se analizan más adelante, en los apartados 6.2, 7.6 y 8.6.

#### **4.4.4 *Elaboración de un plan de monitoreo***

Deben elaborarse programas de monitoreo operativo y de verificación y deben documentarse, como parte de un PSA, detallando las estrategias y procedimientos que deben aplicarse en la vigilancia de los diversos aspectos del sistema de abastecimiento de agua de consumo. Los planes de monitoreo deben documentarse de forma completa y deben incluir la información siguiente:

- parámetros que deben ser controlados;
- ubicación y frecuencia de la toma de muestras o evaluación;
- métodos y equipos de toma de muestras o evaluación;
- calendarios de toma de muestras o evaluación;
- métodos para garantizar la calidad de los resultados y validarlos;
- requisitos relativos a la comprobación e interpretación de los resultados;
- responsabilidades y aptitudes del personal;
- requisitos relativos a la documentación y la gestión de archivos, incluidos los relativos al modo en que se anotarán y conservarán los resultados del monitoreo; y
- requisitos relativos a la presentación de informes y la comunicación de resultados.

#### **4.4.5 *Programas complementarios***

Existen muchas medidas que, siendo importantes para garantizar la seguridad del agua de consumo, no afectan directamente a su calidad y no son, por consiguiente, medidas de control. Se conocen como «programas complementarios» y deben también documentarse en un PSA.

Las medidas que, siendo importantes para garantizar la seguridad del agua de consumo, no afectan directamente a su calidad se conocen como programas complementarios.
---

Los programas complementarios pueden comprender:

- el control del acceso a las plantas de tratamiento, cuencas de captación y embalses, y la adopción de las medidas de seguridad necesarias para impedir la transferencia de factores de peligro de las personas al agua de origen, en caso de acceso;
- la elaboración de protocolos de verificación relativos al uso de sustancias y materiales en el sistema de abastecimiento de agua de consumo, por ejemplo, para garantizar que los proveedores participan en programas de garantía de la calidad;
- el uso de equipos designados para atender incidentes como roturas de tuberías (por ejemplo, determinados equipos deberán estar designados exclusivamente para trabajos en instalaciones de agua potable y no para aguas residuales); y
- programas de formación y educativos para el personal que participa en actividades que podrían influir en la seguridad del agua de consumo; la formación debe incluirse en los programas de iniciación y actualizarse con frecuencia.

La práctica totalidad de los programas complementarios serán componentes que los proveedores y manipuladores de agua de consumo incluyen habitualmente en su actividad normal. Para la mayoría, la aplicación de los programas complementarios conllevará:

- la armonización de las prácticas operativas y de gestión existentes;
- un examen y actualización iniciales y, posteriormente, periódicos, para una mejora continua de las prácticas;
- el fomento del uso de prácticas correctas; y
- auditoría de las prácticas para comprobar que se aplican, incluida la adopción de medidas correctoras en casos de incumplimiento.

Los códigos de prácticas correctas de operación y gestión, y de prácticas higiénicas de trabajo son componentes fundamentales de los programas complementarios. Con frecuencia forman parte de los PNA e incluyen, pero no se limitan a, lo siguiente:

- prácticas higiénicas de trabajo documentadas en los PNA de mantenimiento;
- atención a la higiene personal;
- formación y aptitudes del personal relacionado con el sistema de abastecimiento de agua de consumo;
- instrumentos para la gestión de las actividades del personal, como sistemas de garantía de la calidad;
- obtención del compromiso de las partes interesadas, en todos los ámbitos, con el suministro de agua de consumo inocua;
- educación de las comunidades cuyas actividades pudieran afectar a la calidad del agua de consumo;
- calibración de los equipos de monitoreo; y
- mantenimiento de registros.

La comparación, por expertos externos, de un conjunto de programas complementarios con los de otros proveedores, mediante el examen por expertos, la comparación con programas de referencia, y el intercambio de personal o documentos pueden estimular ideas para mejorar las prácticas utilizadas.

Los programas complementarios pueden ser amplios y variados, y pueden participar involucrar a múltiples organizaciones y personas. Muchos programas complementarios incluyen medidas de protección de los recursos hídricos y normalmente incluyen aspectos relativos al control de los usos de la tierra. Algunas medidas de protección de los recursos hídricos se basan en sistemas diseñados por ingenieros, como las operaciones de tratamiento de vertidos y los sistemas de gestión de las aguas pluviales, que pueden utilizarse como medidas de control.

#### **4.5 Gestión de sistemas de abastecimiento de agua comunitarios y domésticos**

Es más frecuente, en todo el mundo, la contaminación de sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios que la de sistemas de abastecimiento más grandes; además, los primeros son más propensos a las interrupciones (o funcionamiento intermitente) y se producen más averías y fallos.

Para garantizar la seguridad del agua de los sistemas de abastecimiento pequeños, deberá prestarse atención a los aspectos siguientes:

- información a la población;

- evaluación de la capacidad del sistema de abastecimiento para cumplir las metas de protección de la salud señaladas (consulte el apartado 4.1);
- monitoreo de las medidas de control determinadas y formación de los operarios para garantizar que pueden controlarse todos los factores de peligro probables y que los riesgos se mantienen en niveles tolerables (consulte el apartado 4.2);
- monitoreo operativo del sistema de abastecimiento de agua de consumo (consulte el apartado 4.2);
- aplicación de procedimientos sistemáticos de gestión de la calidad del agua (consulte el apartado 4.4.1), incluidos los relativos a documentación y comunicación (consulte el apartado 4.6);
- establecimiento de protocolos adecuados de respuesta a los incidentes (que habitualmente abarcan medidas adoptadas en el abastecimiento individual, respaldadas por la formación de los operarios, y medidas exigidas por las autoridades locales o nacionales) (consulte los apartados 4.4.2, 4.4.3 y ); y
- elaboración de programas para ampliar y mejorar el sistema de suministro de agua existente (definidos habitualmente a nivel nacional o regional y no en cada sistema de abastecimiento individual) (consulte el apartado 4.1.8).

En el caso de las fuentes puntuales que abastecen a comunidades u hogares individuales, la atención debe centrarse en seleccionar el agua de origen de mayor calidad disponible y en proteger su calidad mediante el uso de barreras múltiples (habitualmente en el ámbito de la protección de la fuente) y de programas de mantenimiento. Sea cual fuere la fuente de agua (subterránea, superficial o de lluvia, recogida en depósitos), las comunidades y hogares deben asegurarse de que es potable. Generalmente, las aguas superficiales y las aguas subterráneas de poca profundidad en contacto directo con aguas superficiales (incluidas las aguas subterráneas de poca profundidad con vías de flujo preferente) deben someterse a tratamiento.

Los parámetros recomendados para el monitoreo mínimo de los sistemas de abastecimiento comunitarios son aquellos que permiten evaluar mejor la calidad higiénica del agua y, por consiguiente, su riesgo de transmisión de enfermedades. Los parámetros fundamentales de calidad del agua son *E. coli* —se acepta como sustituto adecuado la detección de coliformes termotolerantes (fecales)— y residuo de cloro (si se practica la cloración del agua).

Dichos parámetros deben complementarse, en caso pertinente, con el ajuste del pH (si se practica la cloración) y la medición de la turbidez.

Estos parámetros pueden medirse in situ mediante instrumentos de análisis relativamente sencillos. El análisis in situ es fundamental para la determinación de la turbidez y el residuo de cloro, que cambian rápidamente durante el transporte y almacenamiento, pero resulta también de interés para otros parámetros que no puedan determinarse en el laboratorio o cuando el transporte de las muestras plantea problemas que hacen que la toma de muestras y análisis convencionales no resulten prácticos.

También deben medirse otros parámetros relacionados con la salud de interés local. En el en el capítulo 8 se describe el enfoque general de control de la contaminación química.

#### **4.6 Documentación y comunicación**

La documentación de un PSA debe incluir:

- una descripción y evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo (consulte el apartado 4.1), incluidos los programas de ampliación y mejora del sistema de suministro existente (consulte el apartado 4.1.8);
- el plan de monitoreo operativo y verificación del sistema de abastecimiento de agua de consumo (consulte el apartado 4.2);
- los procedimientos de gestión de la seguridad del agua para el funcionamiento normal, los incidentes (específicos e imprevistos) y las situaciones de emergencia (consulte los apartados 4.4.1, 4.4.2 y 4.4.3), incluidos los correspondientes planes de comunicación; y
- la descripción de los programas complementarios (consulte el apartado 4.4.6).

Los registros son fundamentales para examinar la aptitud de un PSA y comprobar que el sistema de abastecimiento de agua de consumo lo cumple. Generalmente, se conservan cinco tipos de registros:

- documentación complementaria para la elaboración del PSA y su validación;
- registros y resultados generados por las actividades de monitoreo operativo y verificación;
- resultados de las investigaciones de incidentes;
- documentación de los métodos y procedimientos utilizados; y

— registros de los programas de formación del personal.

Un operario o administrador puede determinar, examinando los registros generados por el monitoreo operativo y la verificación, si una operación se aproxima a su límite operativo o crítico. El examen de los registros puede ser instrumental para determinar tendencias y realizar ajustes de las operaciones. Se recomienda el examen periódico de los registros del PSA para detectar tendencias y, en su caso, decidir qué medidas son pertinentes y ponerlas en práctica. Los registros resultan también fundamentales cuando la vigilancia se realiza mediante auditorías.

Deben utilizarse las estrategias de comunicación siguientes, entre otras:

- procedimientos para informar con prontitud de cualquier incidente significativo que se produzca en el sistema de abastecimiento de agua de consumo, incluida su notificación a la autoridad de salud pública;
- información resumida que deberá proporcionarse a los consumidores, por ejemplo en informes anuales y en Internet; y
- creación de mecanismos para atender las reclamaciones de la comunidad y para abordarlas de forma activa y puntual.

Los consumidores tienen un derecho fundamental a recibir información acerca de la seguridad del agua que se les suministra para consumo doméstico. No obstante, en muchas comunidades, el mero derecho a tener acceso a la información no garantizará que las personas conocen la calidad del agua que se les suministra; además, la probabilidad de consumir agua insalubre puede ser relativamente alta. Los organismos responsables del monitoreo deben, por consiguiente, elaborar estrategias para difundir y explicar la importancia de la información sobre la seguridad del agua. En el apartado 5.5 se proporciona más información relativa a la comunicación.



# 5

## Vigilancia

La vigilancia del abastecimiento de agua de consumo es «la evaluación continua y vigilante de la salud pública y el examen de la seguridad y aceptabilidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo» (OMS, 1976). Esta vigilancia contribuye a la protección de la salud pública al fomentar la mejora de la calidad, la cantidad, la accesibilidad, la cobertura, la asequibilidad y la continuidad de los sistemas de abastecimiento de agua (conocidos como indicadores de servicio) y se realiza como complemento a la función de control de calidad del proveedor de agua de consumo. La vigilancia del abastecimiento de agua de consumo no elimina ni sustituye la responsabilidad del proveedor, que debe asegurarse de que la calidad del agua de consumo sea aceptable y cumpla las metas de protección de la salud predefinidas, así como con otras metas relativas a la eficacia.

Todos los miembros de la población reciben agua de consumo de algún modo, ya sea por medio de sistemas de abastecimiento por tuberías (a través de una conexión doméstica o de un caño público) — el agua puede estar tratada o no, y el sistema puede ser con o sin bombeo—, transportada por camiones cisterna o animales de carga, u obtenida de fuentes de aguas subterráneas (manantiales o pozos) o superficiales (lagos, ríos y arroyos). Es importante que el organismo responsable de la vigilancia analice la frecuencia de uso de los diferentes tipos de sistemas de abastecimiento; este análisis es particularmente útil como paso preliminar en la planificación de un programa de vigilancia. La vigilancia únicamente de los sistemas de abastecimiento de agua por tuberías no resultará de mucha utilidad si sólo puede acceder a ellos una pequeña parte de la población o si proporcionan una fracción menor del agua suministrada.

La información por sí misma no produce mejoras. En cambio, la gestión eficaz y el uso de la información generada por la vigilancia posibilitan la mejora racional de los sistemas de abastecimiento de agua, entendiéndose por «racional» que los recursos disponibles se utilicen de modo que generen el máximo beneficio para la salud pública.

La vigilancia es un componente importante del desarrollo de estrategias para la mejora progresiva de la calidad de los servicios de abastecimiento de agua de consumo. Es importante desarrollar estrategias para aplicar el programa de vigilancia, recopilar, analizar y resumir los datos, y notificar y difundir los resultados, y que éstas estén acompañadas por recomendaciones sobre medidas correctoras. Será necesario realizar un seguimiento posterior para asegurarse de que se han aplicado las medidas correctoras.

La vigilancia no se limita a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo gestionados por un proveedor único, sino que comprende los sistemas gestionados por comunidades e incluye la garantía de una higiene adecuada en la captación y el almacenamiento del agua en los hogares.

El organismo encargado de la vigilancia debe contar con profesionales con conocimientos jurídicos, o tener acceso a ellos, además de contar con profesionales con conocimientos sobre el agua y su calidad (consulte el apartado 2.3.1). La vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua también sirve para garantizar que cualquier infracción que se pueda producir se investigará y resolverá. En muchos casos, será más adecuado utilizar la vigilancia como mecanismo de colaboración entre los organismos responsables de la salud pública y los proveedores de agua de consumo, para mejorar el sistema de abastecimiento, que imponer el cumplimiento de las normativas, sobre todo cuando el problema principal son los sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades.

Las autoridades responsables de la vigilancia del suministro de agua de consumo pueden ser el Ministerio de Salud Pública u otro organismo (consulte el apartado 1.2.1), y sus funciones abarcan cuatro áreas de actividad:

- supervisión en aras de la salud pública de los sistemas organizados de abastecimiento de agua de consumo;
- supervisión en materia de salud pública y asistencia informativa a poblaciones sin acceso a sistemas organizados de abastecimiento de agua de consumo, incluidas las comunidades y los hogares;
- fusión de la información de distintas fuentes para permitir comprender la situación general del abastecimiento de agua de un país o región en su conjunto y tenerla en cuenta en el desarrollo de políticas y prácticas coherentes centradas en la salud pública; y
- participación en la investigación, notificación y recopilación de datos sobre brotes epidémicos de enfermedades transmitidas por el agua.

Un programa de vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo normalmente debería incluir procedimientos para la aprobación de los PSA. Normalmente, dicha aprobación conllevará el examen de la evaluación del sistema, de la determinación de las medidas de control y programas complementarios pertinentes, así como de los planes de monitoreo operativo y de gestión. El programa de vigilancia debe comprobar que el PSA contempla las condiciones de operación normales y los incidentes previsibles (desviaciones) y que cuenta con planes de contingencia para situaciones de emergencia o de sucesos imprevistos.

El organismo responsable de la vigilancia puede también respaldar o desarrollar planes de seguridad del agua para sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades y para el almacenamiento de agua en los hogares. Estos planes pueden ser genéricos (aplicados a tecnologías concretas) en lugar de específicos (para sistemas concretos).

## 5.1 Tipos de enfoques

Existen dos tipos de enfoques para la vigilancia de la calidad del agua de consumo: los basados en auditorías y los basados en la evaluación directa. Generalmente, la vigilancia incluirá una combinación de estos enfoques, en función del tipo de abastecimiento, y puede conllevar el uso de programas continuados que estudian los sistemas de forma progresiva. Con frecuencia, no es posible llevar a cabo una vigilancia exhaustiva de todos los sistemas de abastecimiento comunitarios o de los hogares. En estos casos, se deben realizar encuestas bien diseñadas con el fin de comprender la situación existente en el ámbito nacional o regional.

### 5.1.1 Auditoría

En la vigilancia basada en la auditoría, la mayoría de las actividades de evaluación, incluidas las pruebas de verificación, suele realizarlas el proveedor, y se realiza una auditoría externa para verificar la conformidad. Cada vez es más frecuente encargar los servicios de análisis a laboratorios externos acreditados. Asimismo, algunas autoridades están experimentando con la aplicación de este tipo de acuerdos en servicios tales como la inspección sanitaria, la toma de muestras y los exámenes de auditorías.

Para aplicar el enfoque basado en la auditoría, el organismo encargado de la vigilancia debe contar con una fuente estable de profesionales cualificados y capacidad para:

- examinar y aprobar PSA nuevos;
- realizar o supervisar auditorías de la aplicación de diferentes PSA como actividad sistemática programada; y
- responder, investigar y ofrecer asesoramiento tras recibir informes sobre incidentes significativos.

Es preciso realizar auditorías periódicas de la aplicación de los PSA:

- cada cierto tiempo (la frecuencia de las auditorías periódicas dependerá de factores tales como el tamaño de la población abastecida, y la naturaleza y la calidad del agua de origen o de las instalaciones de tratamiento);
- tras producirse cambios sustanciales en la fuente, en el sistema de distribución o almacenamiento, o en el proceso de tratamiento; y
- tras producirse incidentes significativos.

Las auditorías periódicas incluirían normalmente, además del examen del PSA, los componentes siguientes:

- examen de los registros para comprobar que la gestión del sistema se lleva a cabo tal y como se especifica en el PSA;
- comprobación de que los parámetros del monitoreo operativo se mantienen dentro de los límites establecidos y de que se mantiene la conformidad;
- comprobación de que el proveedor de agua aplica programas de verificación (ya sea recurriendo a profesionales internos o contratando el servicio a un tercero);
- evaluación de los programas complementarios y de las estrategias para la mejora y la actualización del PSA; y

- en algunas circunstancias, inspección sanitaria, que puede englobar la totalidad del sistema de abastecimiento de agua de consumo, incluidas las fuentes, las infraestructuras de conducción, las plantas de tratamiento, los embalses de almacenamiento y los sistemas de distribución.

En respuesta a informes de incidentes significativos, es necesario garantizar que:

- el suceso se investiga de forma rápida y adecuada;
- se determina la causa del suceso y se corrige;
- se documentan el incidente y las medidas correctoras, y se notifica a las autoridades pertinentes; y
- se reexamina el PSA para evitar que vuelva a producirse una situación similar.

La aplicación de un enfoque basado en auditorías hace recaer en el proveedor del agua de consumo la responsabilidad de informar al organismo responsable de la vigilancia sobre el rendimiento del sistema con respecto a indicadores acordados. Además, se debe aplicar un programa de visitas, tanto previstas como inesperadas, de los auditores a los proveedores de agua de consumo, para examinar la documentación y los registros del funcionamiento, con el fin de garantizar la fiabilidad de los datos remitidos. Este tipo de enfoque no presupone necesariamente que sea probable que los proveedores de agua falsifiquen los registros, pero ofrece un medio importante de tranquilizar a los consumidores, garantizándoles que existe una verificación realmente independiente de las actividades del proveedor. Generalmente, el organismo encargado de la vigilancia se reserva la potestad de realizar algunos análisis de la calidad del agua de consumo, con el fin de comprobar la eficacia, o bien de contratar dicho servicio de análisis a un tercero.

### **5.1.2 Evaluación directa**

Puede ser oportuno que el organismo encargado de la vigilancia del sistema de abastecimiento de agua de consumo realice análisis independientes de los sistemas de abastecimiento. Este enfoque implica frecuentemente que el organismo tenga acceso a instalaciones de análisis propias, con personal capacitado para realizar la toma de muestras, los análisis y la inspección sanitaria.

La evaluación directa también implica que los organismos responsables de la vigilancia tengan capacidad de evaluar los resultados y de informar y asesorar a los proveedores y a las comunidades.

Un programa de vigilancia basado en la evaluación directa incluiría normalmente:

- métodos específicos para sistemas de abastecimiento de municipios grandes, municipios pequeños, comunidades y hogares individuales;
- inspecciones sanitarias realizadas por personal cualificado;
- toma de muestras realizada por personal cualificado;
- análisis realizados por laboratorios acreditados empleando métodos adecuados o por personal cualificado mediante equipos de ensayo de campo aprobados; y
- procedimientos sobre la notificación de los resultados y el seguimiento para comprobar que se han adoptado las medidas precisas.

En el caso de sistemas de abastecimiento de agua de consumo gestionados por comunidades en los que la aplicación de una verificación interna o contratada a un tercero esté sujeta a limitaciones, puede utilizarse la evaluación directa como sistema de vigilancia principal. Este puede ser el caso de los sistemas de abastecimiento de agua de pueblos pequeños gestionados por operadores privados pequeños o por el gobierno municipal. La evaluación directa puede conducir a determinar la necesidad de modificar o actualizar aspectos del PSA; en tales casos, debe determinarse claramente el procedimiento que hay que seguir para realizar dichas modificaciones.

Cuando es el organismo encargado de la vigilancia quien realiza la evaluación directa, ésta sirve como complemento a otras pruebas de verificación. El apartado 4.3 proporciona orientación general sobre las pruebas de verificación; dicha orientación también es aplicable a la vigilancia mediante evaluación directa.

## **5.2 Adaptación del enfoque a las circunstancias específicas**

### **5.2.1 Zonas urbanas en países en desarrollo**

La organización de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo en las zonas urbanas de los países en desarrollo suele ser compleja. Con frecuencia, habrá una gran red de distribución de agua con conexiones públicas y domésticas, así como una serie de sistemas de abastecimiento de agua de

consumo alternativos, entre los que se incluyen las fuentes puntuales y la venta ambulante de agua. En estas situaciones, el programa de vigilancia debe contemplar las distintas fuentes de agua de consumo y la posibilidad de deterioro de la calidad del agua durante su captación, almacenamiento y uso. Además, no todas las personas tendrán la misma situación socioeconómica ni vulnerabilidad frente a las enfermedades relacionadas con el agua.

En muchas situaciones, es necesario clasificar las diferentes zonas urbanas en función de su vulnerabilidad y de la organización del abastecimiento de agua de consumo existente en cada zona. El sistema de clasificación por zonas debe incluir a todas las poblaciones del área urbana, incluidos los asentamientos irregulares y periurbanos, con independencia de su situación legal, con el fin de dirigir los recursos a los lugares en los que se pueden conseguir mayores mejoras (o beneficios) para la salud pública. Este sistema permite garantizar que las actividades de vigilancia del sistema de abastecimiento de agua también incluyen las fuentes de agua de consumo no distribuida por tuberías.

La experiencia ha demostrado que la clasificación por zonas puede basarse en métodos cualitativos y cuantitativos, y que resulta útil para determinar grupos vulnerables y comunidades a las que debe prestarse atención prioritaria y cuyos sistemas de abastecimiento de agua deben mejorarse.

### **5.2.2 Vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios**

En la mayoría de los países hay sistemas de abastecimiento de agua de consumo pequeños gestionados por comunidades y para grandes segmentos de la población pueden ser la forma predominante de abastecimiento de agua. No existe una sola definición precisa de «sistema comunitario de abastecimiento de agua de consumo», pero estos sistemas se diferencian habitualmente de otros por la forma de administración y gestión. Los sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades pueden ser sistemas sencillos de distribución de agua entubada o una serie de fuentes puntuales, como pozos sondeo con bombas de mano, pozos excavados y manantiales protegidos.

El control de la seguridad del agua y la aplicación de programas de vigilancia para estos sistemas de abastecimiento con frecuencia se enfrentan a limitaciones importantes, entre las que normalmente se encuentran las siguientes:

- escasez de capacidad y conocimientos en la comunidad para llevar a cabo el control y la verificación del proceso, lo que puede aumentar la necesidad de vigilancia para evaluar el estado de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo y también de personal de vigilancia que proporcione formación y apoyo a los miembros de la comunidad; y
- el gran número de sistemas de abastecimiento muy dispersos, lo que aumenta significativamente los costos generales de las actividades de vigilancia.

Además, estos sistemas suelen ser los que presentan los problemas de calidad del agua más graves.

La experiencia, tanto de países en desarrollo como de países desarrollados, ha demostrado que puede realizarse una vigilancia eficaz de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo gestionados por comunidades cuando está bien planificada y cuando los objetivos están más orientados a apoyar la mejora de la gestión comunitaria y la evaluación de estrategias globales de apoyo que a imponer el cumplimiento de los planes.

La vigilancia de los sistemas comunitarios de abastecimiento de agua requiere un programa sistemático de estudios que abarquen todos los aspectos relativos al sistema de abastecimiento a la población en su conjunto, incluidos la inspección sanitaria (comprendidas las cuencas de captación) y aspectos institucionales y comunitarios. La vigilancia debe estudiar la variabilidad de la calidad del agua de origen, la eficacia de las operaciones de tratamiento y la calidad del agua distribuida, así como la del agua tratada o almacenada en los hogares.

La experiencia también ha demostrado que una de las funciones de la vigilancia puede ser la realización de actividades de educación y promoción de la salud para potenciar los hábitos saludables y mejorar la gestión del sistema de abastecimiento de agua de consumo y del saneamiento. Pueden realizarse actividades participativas, por ejemplo de inspección sanitaria por las comunidades, y, en caso pertinente, análisis de la calidad del agua en la comunidad, utilizando equipos de ensayo de campo asequibles y otros medios de análisis accesibles.

En la evaluación de las estrategias generales, el objetivo principal debe ser sacar conclusiones generales que permitan mejorar la seguridad del agua en todos los sistemas de abastecimiento comunitarios, en lugar de basarse en el monitoreo del funcionamiento de sistemas de abastecimiento individuales.

Puede no ser factible realizar visitas frecuentes a todos los sistemas de abastecimiento, ya que son muchos y los recursos para las visitas son limitados. Sin embargo, es posible realizar la vigilancia de

numerosos sistemas de abastecimiento comunitarios mediante un programa continuado de visitas. Generalmente, se establecerá el objetivo de visitar cada sistema de abastecimiento periódicamente (una vez cada 3 ó 5 años como mínimo), seleccionando los sistemas de abastecimiento específicos que se van a visitar mediante métodos de muestreo aleatorio estratificado o de muestreo por conglomerados. En cada visita, se realizará normalmente una inspección sanitaria y se analizará la calidad del agua, con el fin de averiguar si existe contaminación y sus causas.

Asimismo, puede analizarse en cada visita el agua almacenada en una muestra de hogares. El objetivo de dicho análisis es determinar si la contaminación se produce principalmente en la fuente o dentro del hogar. Esta información permitirá evaluar la necesidad de invertir en la mejora del sistema de abastecimiento o en educación sobre prácticas de higiene correctas para el tratamiento del agua en los hogares y su almacenamiento de forma segura. Los análisis realizados en los hogares también pueden utilizarse para evaluar el impacto de un programa específico de educación sobre higiene.

### **5.2.3 Vigilancia de los sistemas domésticos de tratamiento y almacenamiento de agua**

El agua manipulada durante su almacenamiento en los hogares puede estar expuesta a la contaminación; la toma de muestras de este tipo de agua es, por consiguiente, de interés para los programas de vigilancia independientes. La toma de muestras de agua almacenada en los hogares se realiza con frecuencia en el marco de un estudio diseñado para conocer el alcance y la naturaleza de los problemas preponderantes.

Por lo tanto, para los sistemas de abastecimiento de agua de consumo que comprenden el tratamiento y almacenamiento en depósitos en los hogares se recomienda la aplicación de sistemas de vigilancia gestionados por las autoridades de salud pública. La vigilancia de las intervenciones de tipo doméstico se centrará principalmente en la evaluación de su aceptación e impacto mediante estudios de muestras con el fin de evaluar y conformar el desarrollo y perfeccionamiento de una estrategia general.

## **5.3 Idoneidad del sistema de abastecimiento**

Puesto que el organismo responsable de la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo se preocupa por la salud de la población en general, su interés no se limita a la calidad del agua, sino que incluye todos los aspectos relacionados con la idoneidad del abastecimiento de agua de consumo para la protección de la salud pública.

Al evaluar la idoneidad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo, deben tenerse en cuenta los siguientes parámetros básicos de servicio:

- *Calidad.* Un sistema de abastecimiento de calidad cuenta con un PSA aprobado (consulte el capítulo 4) que ha sido validado y que se somete a auditorías periódicas para demostrar su conformidad (consulte el capítulo 3);
- *Cantidad (nivel de servicio).* Se refiere a la proporción de la población que tiene acceso a distintos niveles de abastecimiento de agua de consumo (por ejemplo, población que no tiene acceso al agua, que cuentan con un acceso básico, un acceso intermedio o un acceso óptimo);
- *Accesibilidad.* Es el porcentaje de la población que tiene un acceso razonable a un sistema de abastecimiento de agua de consumo mejorado.
- *Asequibilidad.* Es la tarifa abonada por los consumidores domésticos.
- *Continuidad.* Es el porcentaje de tiempo durante el que se dispone de agua de consumo (con carácter diario, semanal y estacional).

### **5.3.1 Cantidad (nivel de servicio)**

La cantidad de agua recogida y utilizada por los hogares tiene una gran influencia en la salud. El consumo de agua es una necesidad fisiológica básica para mantener la hidratación adecuada; además, se necesita agua para la preparación de los alimentos, así como para mantener la higiene, necesaria para la salud.

Las estimaciones del volumen de agua necesario para mantener la salud varían considerablemente. En el cálculo de los valores de referencia de la OMS se considera que cada persona adulta consume aproximadamente dos litros de agua diarios, aunque el consumo efectivo varía en función del clima, el nivel de actividad y la dieta. Según los datos disponibles actualmente, 7,5 litros de agua por persona y día es la cantidad mínima suficiente para cubrir las necesidades de hidratación y de incorporación a los alimentos de la mayoría de las personas y en la mayor parte de las situaciones. Además, se necesita agua suficiente para diversos usos domésticos, como la elaboración de alimentos, el lavado de la ropa, y la higiene personal y doméstica, que también son importantes para la salud. El agua puede también ser importante para la generación de ingresos y para usos recreativos.

Las cantidades de agua recogida y utilizada por los hogares son básicamente función de la distancia al lugar de suministro de agua o del tiempo total necesario para su recogida. Estos factores se corresponden, en términos generales, con el nivel de servicio. Se pueden definir cuatro niveles de servicio, según se muestra en el cuadro 5.1.

**Cuadro 5.1 Nivel de servicio y cantidad de agua recogida**

Nivel de servicio	Distancia o tiempo	Volumen probable de agua recogida	Riesgo para la salud pública debido a una higiene deficiente	Prioridad de intervención y medidas
Sin acceso	Más de 1 km, o trayecto de ida y vuelta superior a 30 minutos	Muy bajo: 5 litros por persona y día	<b>Muy alto</b> Peligran las prácticas de higiene Puede peligrar el consumo básico	<b>Muy alta</b> Suministro del nivel básico de servicio Educación sobre higiene
Acceso básico	Menos de 1 km, o trayecto de ida y vuelta inferior a 30 minutos	Promedio aproximado de 20 litros por persona y día	<b>Alto</b> Puede peligrar la higiene La ropa puede lavarse fuera de la parcela	<b>Alta</b> Educación sobre higiene Mejora del nivel de servicio
Acceso intermedio	Agua suministrada en la parcela mediante al menos un grifo (suministro en el jardín o patio)	Promedio aproximado de 50 litros por persona y día	<b>Bajo</b> Por lo general, no peligran la higiene La ropa se lava por lo general en la parcela	<b>Baja</b> La promoción de la higiene todavía genera mejoras para la salud Fomento del acceso óptimo
Acceso óptimo	Suministro de agua mediante múltiples grifos en la casa	Promedio de 100 a 200 litros por persona y día	<b>Muy bajo</b> Por lo general, no peligran la higiene. La ropa se lava en la parcela.	<b>Muy baja</b> La promoción de la higiene todavía genera mejoras para la salud.

Fuente: Howard y Bartram (2003).

El nivel de servicio es un indicador útil y fácilmente mensurable; es un sustituto válido de la cantidad de agua recogida por los hogares y es el indicador preferido para la vigilancia. Los estudios disponibles indican que dos mejoras fundamentales del nivel de servicio pueden mejorar la salud: el suministro de agua a menos de 1 km de distancia o con un tiempo total de recogida inferior a 30 minutos, y el suministro en el jardín o patio. Además, se producen probablemente mejoras adicionales de la salud cuando el agua se suministra a través de varios grifos, ya que aumenta la disponibilidad del agua para diversas prácticas de higiene. El volumen de agua recogida también puede ser función de la fiabilidad y el costo del agua. Por lo tanto, es importante reunir datos relativos a estos indicadores.

### 5.3.2 Accesibilidad

Desde el punto de vista de la salud pública, la proporción de la población que tiene acceso fiable a agua potable es el indicador más importante del éxito global de un programa de abastecimiento de agua.

Existen diversas definiciones de «acceso» (o cobertura), muchas de las cuales incluyen salvedades relativas a la seguridad o a la idoneidad. La definición preferida es la utilizada por Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento, que define el «acceso razonable» a fuentes mejoradas como la «disponibilidad de al menos 20 litros diarios por persona de una fuente que se encuentra en un radio de un kilómetro de la vivienda del usuario». Este programa ha definido las tecnologías mejoradas y no mejoradas de abastecimiento de agua en términos de su capacidad de proporcionar un «acceso razonable», según se resume a continuación:

- **Tecnologías mejoradas de abastecimiento de agua:**
  - Conexión doméstica
  - Caño público
  - Pozo sondeo
  - Pozo excavado protegido
  - Manantial protegido
  - Captación de agua de lluvia

- **Tecnologías no mejoradas de abastecimiento de agua:**
  - Pozo sin protección
  - Manantial sin protección
  - Agua suministrada por vendedores ambulantes
  - Agua embotellada
  - Suministro de agua mediante camiones cisterna.

### 5.3.3 *Asequibilidad*

La asequibilidad del agua influye de forma significativa en su uso y en la selección de las fuentes de agua. Los hogares con los menores niveles de acceso al suministro de agua potable suelen pagar más por el agua que los que disponen de conexión a una red de distribución de agua. El alto costo del agua puede obligar a los hogares a utilizar otras fuentes de agua de calidad inferior y, por consiguiente, que presentan un mayor riesgo para la salud. Además, el elevado costo del agua puede hacer que los hogares reduzcan el volumen que utilizan, lo que puede influir a su vez en las prácticas de higiene y aumentar el riesgo de transmisión de enfermedades.

Al evaluar la asequibilidad, es importante obtener datos sobre el precio en el punto de compra. Los hogares conectados a la red de distribución de un proveedor de agua de consumo pagarán la tarifa que aplique el proveedor. Si el agua se adquiere de grifos públicos o de los vecinos, su precio en el punto de compra puede ser muy diferente que el aplicado por el proveedor de agua de consumo. Las evaluaciones de la asequibilidad también deben incluir los costos del agua de muchas otras posibles fuentes (en particular, de vendedores ambulantes). Además de los costos recurrentes, al evaluar la asequibilidad también deben contabilizarse los costos de la adquisición inicial de una conexión.

### 5.3.4 *Continuidad*

Las interrupciones en el suministro de agua de consumo, tanto si se deben a la intermitencia de las fuentes como a fallos de ingeniería, son un importante factor determinante del acceso al agua y de su calidad. En el análisis de los datos sobre continuidad del suministro hay que tener en cuenta varios aspectos. Puede establecerse la siguiente clasificación de la continuidad:

- servicio durante todo el año de una fuente fiable, sin interrupción del caudal en el grifo ni en la fuente;
- servicio durante todo el año con interrupciones frecuentes (diarias o semanales), cuyas causas más comunes son:
  - restricciones de los regímenes de bombeo, en los sistemas que extraen agua por bombeo, ya sean previstos o debidos a cortes del suministro eléctrico o a averías puntuales;
  - la demanda máxima supera la capacidad de las tuberías de acometida o del embalse;
  - exceso de fugas en los sistemas de distribución;
  - demanda excesiva en las fuentes puntuales gestionadas por la comunidad;
- variación estacional del servicio derivada de la fluctuación en la fuente, que suele deberse a tres razones:
  - variación natural del volumen de la fuente a lo largo del año;
  - limitación del volumen causada por la competencia con otros usos, como el riego;
  - periodos durante los que puede ser imposible tratar el agua de origen debido a su gran turbidez; y
- combinación de discontinuidad estacional e interrupciones frecuentes del suministro.

Esta clasificación establece grandes categorías de continuidad que afectan probablemente a la higiene de diversos modos. Las interrupciones del suministro diarias o semanales ocasionan una reducción de la presión del suministro y, por tanto, un aumento del riesgo de recontaminación en la red de distribución. Otras consecuencias son una menor disponibilidad y el uso de un menor volumen de agua, que afectan negativamente a la higiene. Puede ser necesario almacenar agua en los hogares; el almacenamiento y la correspondiente manipulación del agua pueden conllevar un aumento del riesgo de contaminación. Las interrupciones estacionales del suministro obligan con frecuencia a los usuarios a obtener agua de fuentes más lejanas y de peor calidad, lo que además de suponer, obviamente, una reducción de la cantidad de agua recogida y de su calidad, obliga a dedicar más tiempo a la obtención del agua.

## 5.4 Planificación y ejecución

Para que la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo genere mejoras en el suministro, es vital reconocer y utilizar los mecanismos que permiten fomentar tales mejoras.

El objetivo de la mejora de un sistema de abastecimiento de agua (ya sea el establecimiento de prioridades de inversión de ámbito regional o nacional, el desarrollo de programas educativos sobre higiene o la imposición de la conformidad de los planes) dependerá de la naturaleza del sistema de abastecimiento y de los tipos de problemas identificados. A continuación, se proporciona una lista de mecanismos que permiten mejorar los sistemas de abastecimiento de agua de consumo, basándose en los resultados de la vigilancia:

- **Establecimiento de prioridades nacionales.** Una vez determinados los problemas y deficiencias más comunes de los sistemas de distribución de agua de consumo, se pueden formular estrategias nacionales para la aplicación de mejoras y de medidas correctoras; pueden ser, por ejemplo, cambios en la capacitación (de responsables, administradores, ingenieros o personal de campo), programas continuados de rehabilitación, o mejoras o cambios en las estrategias de financiación dirigidas a necesidades concretas.
- **Establecimiento de prioridades regionales.** Las oficinas regionales de los organismos responsables del suministro de agua de consumo pueden decidir en qué comunidades trabajarán y qué medidas correctoras son prioritarias (aplicando criterios de salud pública).
- **Establecimiento de programas educativos sobre higiene.** No todos los problemas detectados por los programas de vigilancia son de carácter técnico, ni todos los resuelven los proveedores de agua; la vigilancia también aborda problemas relacionados con los sistemas de abastecimiento comunitarios y domésticos, la recogida y el transporte del agua, y el tratamiento y almacenamiento domésticos. Para solucionar muchos de estos problemas será probablemente preciso realizar actividades educativas y de promoción.
- **Auditoría de los PSA y mejora.** La información generada por la vigilancia se puede utilizar para auditar los PSA y evaluar su conformidad. Si se detectan deficiencias en los sistemas de abastecimiento y PSA asociados, éstos deben mejorarse, aunque debe tenerse en cuenta la viabilidad de las mejoras y la obligación de realizarlas debe vincularse a estrategias diseñadas para hacerlo de forma progresiva.
- **Operación y mantenimiento por la comunidad.** Una autoridad designada debe proporcionar apoyo a los miembros de la comunidad para que puedan recibir la capacitación precisa para que puedan responsabilizarse de la operación y mantenimiento de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios.
- **Establecimiento de canales públicos de información y concienciación.** La publicación de información sobre aspectos de salud pública de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo, sobre la calidad del agua y sobre el desempeño de los proveedores puede impulsar a los proveedores a aplicar prácticas correctas, movilizar la opinión y la respuesta públicas, y reducir la necesidad de imponer el cumplimiento de las normativas, lo que debería hacerse como último recurso.

Para aprovechar de forma óptima los recursos limitados, es aconsejable que los sistemas que aún no apliquen un programa de vigilancia comiencen por aplicar un programa básico y lo amplíen posteriormente siguiendo un plan establecido. Las actividades realizadas en las fases iniciales generarán probablemente suficientes datos que resultarán útiles para demostrar el valor de la vigilancia. A partir de ese momento, el objetivo debe ser avanzar hacia una vigilancia más avanzada, conforme lo permitan los recursos y las condiciones.

A continuación se resumen las actividades realizadas normalmente en las etapas de desarrollo inicial, intermedia y avanzada de la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

- **Fase inicial:**
  - Establecer requisitos para el desarrollo institucional.
  - Capacitar al personal que participa en el programa.
  - Definir la función de los participantes; por ejemplo, garantía y control de la calidad por el proveedor, vigilancia por la autoridad de salud pública.
  - Desarrollar métodos adecuados para la zona.
  - Comenzar la vigilancia sistemática en las zonas prioritarias (incluidos los inventarios).
  - Limitar la verificación a parámetros fundamentales y sustancias problemáticas conocidas.
  - Establecer sistemas de notificación, archivo y comunicación.



- Recomendar mejoras que se ajusten a las prioridades establecidas.
- Determinar el modo de informar a los proveedores locales, las comunidades, los medios de comunicación y las autoridades regionales.
- Establecer la relación con las comunidades, y determinar las funciones que desempeñan las comunidades en la vigilancia y medios de fomentar la participación de la comunidad.
- **Fase intermedia:**
  - Capacitar al personal que participa en el programa.
  - Establecer y ampliar la vigilancia rutinaria sistemática.
  - Ampliar el acceso a medios de análisis (con frecuencia por medio de laboratorios regionales, siendo los laboratorios nacionales responsables principalmente del control de la calidad de los análisis y de la capacitación del personal de los laboratorios regionales).
  - Aplicar una gama más amplia de métodos de análisis al estudio de los contaminantes químicos.
  - Evaluar todos los métodos (de toma de muestras, de análisis, etc.).
  - Usar métodos normalizados adecuados (por ejemplo, métodos de análisis o procedimientos de trabajo de campo).
  - Desarrollar la capacidad de análisis estadístico de los datos.
  - Crear una base de datos nacional.
  - Señalar problemas comunes, y promover actividades para abordarlos en los ámbitos regional y nacional.
  - Ampliar los informes e incluir la interpretación de los datos de ámbito nacional.
  - Redactar o corregir las metas de protección de la salud como parte del marco para la seguridad del agua de consumo.
  - Aplicar, en caso necesario, medidas legales que obliguen a cumplir el programa de vigilancia.
  - Implicar a las comunidades, de forma sistemática, en la aplicación de los programas de vigilancia.
- **Fase avanzada:**
  - Capacitar al personal que participa en el programa.
  - Establecer el análisis sistemático, con frecuencias definidas, de todos los parámetros de salud y aceptabilidad.
  - Usar una red completa de laboratorios nacionales, regionales y locales (incluido el control de la calidad de los análisis).
  - Aplicar el marco nacional para la seguridad del agua de consumo.
  - Mejorar los servicios de abastecimiento de agua, teniendo en cuenta las prioridades nacionales y locales, y basándose en la educación sobre higiene y la imposición del cumplimiento de las normas.
  - Crear archivos de datos regionales compatibles con la base de datos nacional.
  - Difundir los datos en todos los ámbitos (local, regional y nacional).
  - Implicar a las comunidades, de forma sistemática, en la aplicación de los programas de vigilancia.

## 5.5 Notificación y comunicación

Un elemento fundamental para el éxito de un programa de vigilancia es la notificación de los resultados a los interesados. Es importante establecer sistemas adecuados de notificación para todos los organismos pertinentes. La notificación y comunicación oportunas a los interesados impulsarán el desarrollo de estrategias eficaces de corrección de las deficiencias existentes. La capacidad del programa de vigilancia de determinar y recomendar medidas para mejorar el abastecimiento de agua depende en gran medida de la capacidad de analizar y presentar la información de forma significativa a los distintos destinatarios. En general, la información del programa de vigilancia se dirigirá, entre otros, a los destinatarios siguientes:

- funcionarios de salud pública de los ámbitos local, regional y nacional;
- proveedores de agua;
- administraciones locales;
- comunidades y usuarios del agua; y

- autoridades locales, regionales y nacionales responsables de la planificación y la inversión en desarrollo.

### **5.5.1 Relación con las comunidades y los consumidores**

La participación de la comunidad es un componente deseable de la vigilancia, particularmente en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo domésticos y comunitarios. Como principales beneficiarios de la mejora de los sistemas de abastecimiento de agua, los miembros de la comunidad tienen derecho a participar en la toma de decisiones. La comunidad es un recurso que puede proporcionar conocimientos y experiencia locales. Los miembros de la comunidad serán con toda probabilidad los primeros que percibirán la existencia de problemas en el sistema de abastecimiento de agua y, por tanto, quienes podrán indicar cuándo es preciso aplicar medidas correctoras de forma inmediata. Deben utilizarse las estrategias de comunicación siguientes, entre otras:

- suministro de información resumida a los consumidores (por ejemplo, mediante informes anuales o en Internet); y
- creación y participación de asociaciones de consumidores en los ámbitos local, regional y nacional.

Los consumidores tienen el derecho fundamental a estar informados sobre la seguridad del agua que se les suministra para usos domésticos.

Sin embargo, en muchas comunidades, el simple derecho de acceso a la información no garantizará que las personas conozcan la calidad o seguridad del agua que se les suministra. Los organismos responsables de la vigilancia deben desarrollar estrategias para difundir los resultados obtenidos y explicar su trascendencia.

Es posible que el organismo encargado de la vigilancia no pueda proporcionar información sobre los resultados directamente a toda la comunidad. Por lo tanto, puede ser oportuno recurrir a las organizaciones comunitarias, si existen, como canal eficaz para proporcionar este tipo de información a los usuarios. Algunas organizaciones locales (por ejemplo, ayuntamientos y organizaciones comunitarias, como organizaciones de mujeres, grupos religiosos y colegios) celebran reuniones periódicas en las comunidades a las que prestan servicio y pueden, por tanto, servir como mecanismo de difusión de información importante a grupos numerosos de personas en la comunidad. Además, por medio de las organizaciones locales, suele resultar más sencillo iniciar en la comunidad un proceso de debate y toma de decisiones relativas a la calidad del agua. Los aspectos más importantes que deben cuidarse al trabajar con organizaciones locales son: asegurarse de que la organización seleccionada puede acceder a toda la comunidad y es capaz de iniciar un debate sobre los resultados de la vigilancia.

### **5.5.2 Uso de los datos en el ámbito regional**

Las estrategias para el establecimiento de prioridades regionales son, típicamente, de medio plazo y tienen necesidades de datos específicas. La gestión de información de ámbito nacional tiene por objeto destacar problemas comunes o recurrentes; sin embargo, en el ámbito regional el objetivo es asignar un grado de prioridad a cada intervención. Por lo tanto, es importante calcular una medida relativa del riesgo para la salud. Aunque esta información no sirve por sí misma para determinar a qué sistemas debe prestarse atención inmediata (para lo que sería preciso analizar también factores económicos, sociales, ambientales y culturales), es un instrumento muy útil para determinar las prioridades regionales. Debe establecerse como objetivo declarado garantizar que todos los años se apliquen medidas correctoras en una proporción predeterminada de los sistemas clasificados como de alto riesgo.

En el ámbito regional, es también importante monitorear la mejora (o el deterioro) de cada uno de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo y del conjunto de los mismos. En este contexto, debe calcularse de forma anual y controlarse la evolución de mediciones sencillas, como el valor medio de las puntuaciones de las inspecciones sanitarias de todos los sistemas, la proporción de sistemas que presentan determinado grado de contaminación fecal, la población con distintos niveles de servicio y el costo medio del consumo doméstico.

En muchos países en desarrollo y desarrollados, una proporción alta de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo de las comunidades pequeñas no cumplen los requisitos de seguridad del agua. En tales circunstancias, es importante acordar y aplicar objetivos realistas de mejora progresiva. Resulta práctico clasificar los resultados sobre la calidad del agua en categorías generales en función de su seguridad y vincular dicha clasificación con el grado de prioridad de las medidas correctoras pertinentes, según se muestra en el cuadro 5.2.

Los sistemas de clasificación pueden ser especialmente útiles en los sistemas de abastecimiento comunitarios en los que se realizan pruebas poco frecuentes y es especialmente inadecuado basarse únicamente en los resultados de los análisis. Los mencionados sistemas de clasificación, como el ilustrado por medio de la figura 5.1, tienen normalmente en cuenta tanto los resultados de los análisis como los de la inspección sanitaria.

El análisis combinado de los datos de la inspección sanitaria y de la calidad del agua se puede utilizar para determinar las causas más importantes de la contaminación y las medidas de control pertinentes, lo cual es importante para respaldar una toma de decisiones racional y eficaz. Por ejemplo, será importante saber si la contaminación del agua de consumo puede proceder de instalaciones de saneamiento locales o externas, ya que las medidas correctoras precisas para enfrentarse al foco de contaminación serán diferentes en uno y otro caso. Este análisis puede detectar también otros factores asociados a la contaminación, como las lluvias copiosas. Como los datos serán no paramétricos, los métodos de análisis adecuados serán, entre otros, los basados en pruebas de  $\chi^2$  cuadrado, razones de posibilidades y modelos de regresión logística.

Cuadro 5.2 Clasificación de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo en función del cumplimiento de los objetivos de eficacia y seguridad (consulte también el cuadro 7.7)

Calidad del sistema de abastecimiento de agua	Proporción (%) de muestras con resultado negativo del análisis de la presencia de <i>E. coli</i>		
	<5000	Tamaño de la población: 5000–100000	>100000
Excelente	90	95	99
Buena	80	90	95
Regular	70	85	90
Deficiente	60	80	85

**Figura 5.1** Ejemplo de evaluación de la prioridad de las medidas correctoras de sistemas de abastecimiento de agua de consumo comunitarios basada en un sistema de clasificación que tiene en cuenta la calidad microbiológica y la puntuación (riesgo) de la inspección sanitaria

		Puntuación (riesgo) de la inspección sanitaria										
		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
Clasificación respecto de <i>E. coli</i> *	E											
	D											
	C											
	B											
	A											
	Ninguna medida	Riesgo bajo: prioridad baja de adopción de medidas			Riesgo de medio a alto: mayor prioridad de adopción de medidas			Riesgo muy alto: adopción de medidas urgente				

\* Clasificación basada en la frecuencia de resultados positivos de los análisis de la presencia de *E. coli* o en la concentración de *E. coli* en el agua de consumo, o en ambos.

**Clasificación Descripción**

- A Totalmente satisfactoria: nivel de riesgo extremadamente bajo.
- B Satisfactoria: nivel de riesgo muy bajo.
- C Ligeramente satisfactoria: el agua presenta un nivel de riesgo microbiano bajo cuando sale de la planta, pero puede no ser satisfactoria desde el punto de vista químico.
- D Nivel de riesgo insatisfactorio.
- E Nivel de riesgo inaceptable.

Fuente: Lloyd y Bartram (1991).

## 6

# Aplicación de las Guías en circunstancias concretas

Estas Guías proporcionan un método de aplicación general relativo a la inocuidad del agua de consumo. En los capítulos 2 al 5 se describen métodos y, en los casos pertinentes, aspectos relativos a su aplicación al abastecimiento de agua de consumo entubada y mediante sistemas de abastecimiento comunitarios. En la aplicación de las Guías en circunstancias específicas, puede haber otros factores importantes. Este capítulo describe la aplicación de las Guías en algunas circunstancias específicas comunes y las cuestiones que deben tenerse en cuenta en cada circunstancia.

### 6.1 Grandes edificios

El proveedor de agua de consumo puede no ser responsable de muchas medidas esenciales para el control de la calidad del agua en edificios grandes. Pueden producirse contaminaciones significativas debidas a factores relacionados con el entorno de la construcción, y las necesidades específicas en los grandes edificios (incluidos los hospitales y centros de atención de salud) son diferentes de las propias del entorno doméstico.

La inocuidad general del agua de consumo se garantiza mediante la aplicación de protocolos de mantenimiento, la limpieza sistemática, el control de la temperatura y el mantenimiento de una concentración residual de desinfectante. En consecuencia, las autoridades responsables de la seguridad de los edificios tienen la responsabilidad de elaborar y aplicar planes de seguridad del agua (PSA). Las autoridades de reglamentación y otras autoridades pertinentes pueden proporcionar orientación sobre la elaboración y aplicación de planes de seguridad para los sistemas de distribución del agua de consumo de grandes edificios, que deben aplicar los gestores.

Puede ser oportuno que los PSA para grandes edificios no se limiten a los sistemas de distribución del agua de consumo, sino que incluyan también otros sistemas por los que circula agua, como las torres de refrigeración y los condensadores evaporativos de los aparatos de aire acondicionado.

La autoridad de reglamentación puede especificar los requisitos que deben cumplir todos los edificios, o bien los correspondientes a edificios concretos. Puede exigirse la aplicación de programas de mantenimiento y monitoreo mediante un PSA diseñado para un edificio concreto. Puede ser pertinente exponer, en un lugar destacado del edificio, los programas de mantenimiento y monitoreo y la certificación de su cumplimiento. El cumplimiento de los programas podrá ser verificado y certificado por un auditor independiente.

#### 6.1.1 Evaluación de los riesgos para la salud

Los principales peligros que pueden producirse en los sistemas de distribución de agua de consumo de grandes edificios son el acceso de contaminación microbiana (que puede afectar únicamente al agua del edificio o bien al conjunto del suministro), la proliferación y dispersión de bacterias que crecen en superficies en contacto con el agua (especialmente *Legionella*) y la contaminación del agua con sustancias químicas de los materiales de tuberías, juntas y elementos de fontanería.

Puede producirse contaminación fecal por conexión cruzada y por reflujo, y por depósitos o tuberías enterrados o sumergidos, sobre todo si no se mantiene una presión interna positiva.

Las bacterias del género *Legionella* son la causa de las legionelosis, entre las que se incluye la legionelosis neumónica o «enfermedad del legionario». Son ubicuas en el medio ambiente y pueden proliferar a temperaturas que se dan en ocasiones en los sistemas de distribución por tuberías. La vía de infección es por inhalación de gotículas o aerosoles; sin embargo, la exposición derivada de los sistemas de abastecimiento de agua por tuberías puede evitarse aplicando medidas básicas de gestión de la calidad del agua, como impedir que el agua alcance las temperaturas del intervalo en el que prolifera *Legionella* (de 25 a 50 °C) y mantener concentraciones residuales de desinfectantes en todo el sistema de distribución.

Si no se realiza un mantenimiento correcto, algunos dispositivos, como las torres de refrigeración y los sistemas de agua caliente o tibia, pueden proporcionar condiciones propicias para la supervivencia y

proliferación de *Legionella*. En los grandes edificios con sistemas de distribución extensos el potencial de proliferación de *Legionella* es mayor y debe prestarse atención particular al mantenimiento de estos sistemas. Además de propiciar la proliferación de *Legionella*, los dispositivos como torres de refrigeración y sistemas de agua caliente o tibia pueden producir aerosoles que diseminen el agua contaminada.

Para más información sobre *Legionella* en el agua de consumo, consulte el apartado 11.1.9 y el documento complementario *Legionella and the Prevention of Legionellosis* (véase el apartado 1.3).

Los hospitales, residencias y otros centros de atención de salud, escuelas, hoteles y algunos otros grandes edificios son ambientes de alto riesgo, tanto por la complejidad de sus sistemas de distribución de agua como por la vulnerabilidad de sus ocupantes. Deben aplicarse en estos casos requisitos similares a los descritos para otros grandes edificios, pero generalmente está justificado intensificar la vigilancia del monitoreo y la verificación de las medidas de control.

### **6.1.2 Evaluación del sistema**

Dado que los PSA de grandes edificios se limitan al entorno del edificio y que no es fácil describir la relación dosis-respuesta de las bacterias que pueden proliferar en dicho entorno, las medidas de control adecuadas se definen en términos de prácticas cuya eficacia ha sido comprobada.

En la evaluación del sistema de distribución de un edificio, deben tenerse en cuenta diversas cuestiones específicas relacionadas con el ingreso y la proliferación de contaminantes, incluidas las siguientes:

- presión del agua en el sistema;
- intermitencia del suministro;
- temperatura del agua;
- conexiones cruzadas, sobre todo en sistemas mixtos;
- dispositivos de prevención del reflujo; y
- diseño del sistema orientado a reducir al mínimo los puntos ciegos o muertos (tramos de tubería cerrados en un extremo por los que no pasa agua) y otros lugares en los que puede producirse estancamiento.

### **6.1.3 Gestión**

La función de los sistemas de distribución de los grandes edificios es suministrar agua potable con una presión y caudal suficientes. La presión se ve afectada por la fricción en las paredes de las tuberías, el caudal unitario, y la longitud, pendiente y diámetro de la tubería. Para mantener la calidad del agua de consumo es importante reducir al mínimo los tiempos de recorrido y evitar las presiones y caudales reducidos. La presión debe mantenerse en todos los puntos del sistema en valores tales que la presión máxima sea insuficiente para provocar roturas de tuberías y la presión mínima garantice que el caudal de agua sea suficiente para todos los usos previstos. Para ello, en algunos edificios, puede ser preciso aumentar la presión de la red.

Cuando se almacena agua distribuida por tuberías en depósitos para reducir el efecto de la intermitencia del suministro, y sobre todo cuando el agua se suministra directamente al equipo, hay riesgo de reflujo de agua a la red de distribución, ya sea por las presiones altas generadas en equipos conectados a la red o porque la presión en la red es baja. En los sistemas con suministro intermitente, la calidad del agua puede deteriorarse en la recarga, cuando las subidas de presión pueden ocasionar filtraciones, desplazamientos de biopelículas y problemas de aceptabilidad.

Un reflujo ocasionará un peligro sanitario si hay conexión cruzada entre el suministro de agua potable y una fuente de contaminación. Debe mantenerse una presión positiva en toda la red de distribución y deben aplicarse procedimientos de mantenimiento eficaces para impedir el reflujo. En situaciones en las que el reflujo sea particularmente preocupante, además del objetivo primario de reducirlo o eliminarlo, deberán instalarse dispositivos para su prevención. Deberá prestarse atención especial a las situaciones que supongan un riesgo para la salud pública potencialmente alto (por ejemplo, sillones de dentista, laboratorios).

Son puntos de riesgo significativos los lugares en los que tuberías de agua de consumo atraviesan alcantarillas u otros lugares con acumulación de agua estancada. El riesgo de contaminación asociado a estas situaciones puede controlarse reduciendo tales acumulaciones de agua estancada y evitando que la red de distribución atraviese estos lugares. El diseño y la gestión de las redes de distribución de agua en edificios deben tener también en cuenta el efecto de los caudales reducidos y los puntos ciegos.

Siempre que sea posible, los grifos de agua deben situarse en lugares de la red en los que el purgado de las tuberías sea completo, para reducir al mínimo la contaminación del agua con sustancias procedentes de tuberías, materiales y accesorios de fontanería.

#### **6.1.4 Monitoreo**

El monitoreo de las medidas de control incluye:

- la temperatura, con un monitoreo frecuente (por ejemplo, semanal) en zonas remotas;
- los desinfectantes y el pH, cuando se emplean (por ejemplo, semanal o mensualmente); y
- la calidad microbiológica del agua, particularmente tras realizar operaciones de mantenimiento o reparaciones del sistema.

Si hay casos de enfermedades que se sospecha han sido transmitidas por el agua, puede ser necesario realizar un monitoreo diario.

El monitoreo de la calidad del agua de consumo debe realizarse con mayor frecuencia cuando el edificio es nuevo o se ha puesto en servicio recientemente, o tras la realización de operaciones de mantenimiento del sistema. Hasta que el sistema de distribución de agua del edificio y la calidad del agua no se hayan estabilizado, el monitoreo deberá ser más frecuente.

#### **6.1.5 Vigilancia independiente y programas complementarios**

La vigilancia independiente es un componente deseable para garantizar en todo momento la inocuidad del agua en un edificio grande y debería realizarla el organismo de salud pertinente u otra autoridad independiente.

Los organismos de reglamentación nacionales se ocuparán de las actividades siguientes para garantizar la inocuidad del agua de consumo en los edificios:

- atención específica a la aplicación de códigos de prácticas correctas (por ejemplo, en la puesta en servicio y en la contratación de la construcción y la rehabilitación);
- capacitación adecuada para ingenieros y fontaneros;
- regulación del sector de la fontanería;
- certificación eficaz de los materiales y dispositivos disponibles en el mercado; e
- inclusión de los PSA como componente esencial de la seguridad del edificio.

Un PSA documentará normalmente el uso y la eficacia de dichas medidas; por ejemplo, indicando que el mantenimiento sea realizado exclusivamente por profesionales aprobados, e insistiendo en que utilicen materiales certificados.

#### **6.1.6 Calidad del agua de consumo en centros de atención de salud**

Los centros de atención de salud incluyen los hospitales, los centros de salud, las residencias, los centros de cuidados paliativos, las clínicas dentales y las unidades de diálisis. El agua en estos centros deberá ser apta para el consumo humano y para todos los usos domésticos habituales, incluida la higiene personal. No obstante, puede no ser adecuada para todos los usos o para algunos pacientes en los centros de atención de salud, y puede ser preciso someterla a procesamiento o tratamiento adicional o adoptar otras medidas preventivas de protección.

El agua de consumo puede contener diversos microorganismos, como *Pseudomonas aeruginosa*, *Mycobacterium* spp. no tuberculosas, *Acinetobacter* spp., *Aeromonas* spp. y *Aspergillus*. No hay pruebas de que estos microorganismos constituyan un peligro para la salud por el consumo de agua por la población general, incluidos la mayoría de los pacientes en centros de atención de salud. No obstante, puede ser preciso el procesamiento adicional del agua para garantizar que es apta para el consumo por personas con inmunodepresión grave, como las que tienen menos de 500 neutrófilos por microlitro (consulte el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; apartado 1.3).

Los microorganismos presentes en el agua de consumo pueden también ocasionar infecciones si se utiliza para lavar quemaduras o para lavar instrumentos médicos como endoscopios y catéteres. La calidad del agua destinada a estos usos debe ser mayor que la descrita en las presentes Guías y puede ser necesario someterla a tratamientos adicionales, como microfiltración o esterilización, en función del uso previsto.

En los centros de atención de salud puede haber ambientes que propicien la proliferación y diseminación de *Legionella* (véanse el apartado 11.1.9 y el documento complementario *Legionella and the Prevention of Legionellosis*; apartado 1.3).

En la diálisis renal se utilizan volúmenes grandes de agua cuya calidad química y microbiológica es superior a la del agua de consumo. El agua utilizada para diálisis debe ser sometida a tratamientos especiales para reducir al mínimo la presencia de microorganismos, endotoxinas, toxinas y contaminantes

químicos. En 1996 se demostró la vulnerabilidad de los pacientes sometidos a diálisis renal, al producirse el fallecimiento de 50 pacientes tras ser expuestos a agua contaminada con niveles altos de microcistinas (Jochimsen *et al.*, 1998; Pouria *et al.*, 1998). Los pacientes de diálisis son también sensibles a las cloraminas, lo que debe tenerse en cuenta al aplicar la cloraminación para desinfectar el agua de consumo, sobre todo en zonas en las que hay pacientes sometidos a diálisis en el hogar.

Los programas de control de la infección de todos los centros de atención de salud deben contar con PSA específicos. Estos planes deben abordar cuestiones como los requisitos de tratamiento y calidad del agua, la limpieza de equipos especializados y el control de la proliferación de microorganismos en los sistemas de distribución de agua y equipos auxiliares.

### **6.1.7 Calidad del agua de consumo en escuelas y guarderías**

Una forma de mejorar, a largo plazo, la higiene en la comunidad es mediante actividades con niños en las escuelas que permiten transmitir el concepto de higiene correcta, que comprende la seguridad del agua, e integrarlo en los conocimientos generales sobre la salud y la influencia del medio ambiente. Los niños en edad escolar pueden transmitir conceptos sobre higiene a sus familias y hogares. Dado que los niños de corta edad aprenden de su entorno, la propia escuela debe cumplir los requisitos de la higiene correcta, por ejemplo proporcionando inodoros o letrinas, agua para lavarse las manos, un entorno generalmente limpio e instalaciones higiénicas para la preparación y consumo de alimentos. Se ha comprobado la utilidad de mostrar visualmente la presencia de bacterias en las manos sin lavar (por ejemplo, basándose en la fluorescencia UV de algunas bacterias o mediante tiras de papel reactivo al sulfuro de hidrógeno).

Una de las características más importantes de una educación eficaz en materia de salud es que debe basarse en conceptos e ideas que las personas ya poseen y prácticas que ya realizan. Los programas de educación sobre higiene deben basarse en el conocimiento de los factores que influyen en el comportamiento en el ámbito de la comunidad, como los siguientes:

- factores habilitantes, como dinero, materiales y tiempo para aplicar patrones de comportamiento adecuados;
- presión de determinados miembros de la familia y la comunidad (por ejemplo, las personas mayores, los curanderos tradicionales o los líderes de opinión);
- las creencias y actitudes de los miembros de la comunidad con respecto a la higiene, sobre todo las ventajas y desventajas percibidas de la adopción de medidas higiénicas; y
- la comprensión de la relación entre salud e higiene.

Comprender los factores que influyen en los comportamientos relacionados con la higiene ayudará a determinar los recursos (por ejemplo, jabón, envases de almacenamiento), las personas clave de cada hogar y comunidad, y las creencias importantes que deben tenerse en cuenta. Esto contribuirá a que el contenido de la educación en materia de higiene sea relevante para la comunidad. Los consejos deben:

- mejorar la salud;
- ser asequibles;
- poderse aplicar con un esfuerzo y tiempo mínimos;
- ser realistas;
- ser aceptables culturalmente;
- responder a una necesidad percibida; y
- ser fáciles de comprender.

## **6.2 Situaciones de emergencia y catástrofes**

La seguridad del agua de consumo es uno de los problemas de salud pública más importantes en la mayoría de las situaciones de emergencia y catástrofes. El mayor riesgo para la salud derivado del agua en la mayoría de las situaciones de emergencia es la transmisión de agentes patógenos fecales, debido a condiciones inadecuadas de saneamiento, higiene y protección de las fuentes de agua. Algunas catástrofes, como las que ocasionan daños a instalaciones industriales químicas y nucleares o están causadas por daños a este tipo de instalaciones, los vertidos de medios de transporte, o las ocasionadas por actividades volcánicas, pueden crear problemas graves debidos a la contaminación química o radiológica del agua.

Diferentes tipos de catástrofes afectan a la calidad del agua de maneras diferentes. Cuando un conflicto o catástrofe natural ocasionan el desplazamiento de personas, éstas pueden instalarse en zonas



con fuentes de agua no protegidas y contaminadas. En situaciones de densidad demográfica alta y saneamiento deficiente, es muy probable que las fuentes de agua no protegidas situadas en asentamientos temporales o en sus alrededores resulten contaminadas. Si hay una proporción alta de personas enfermas o portadoras de enfermedades en una población de personas con inmunidad baja debido a la desnutrición o a los efectos de otras enfermedades, existirá un mayor riesgo de que se produzca un brote de una enfermedad transmitida por el agua. La calidad del agua de consumo en zonas urbanas pelagra particularmente tras producirse terremotos, aludes de barro y otras catástrofes que producen daños estructurales. Pueden resultar dañadas las instalaciones de tratamiento del agua, ocasionando la distribución de agua no tratada o parcialmente tratada, y pueden romperse tuberías de alcantarillado y de conducción de agua, ocasionando la contaminación del agua de consumo en el sistema de distribución. Las inundaciones pueden contaminar pozos, pozos sondeo y fuentes de aguas superficiales con materia fecal arrastrada de la superficie del terreno o por el desbordamiento de letrinas y alcantarillas. Durante las sequías, cuando se agotan las fuentes de abastecimiento normales, la población puede verse forzada a consumir agua de sistemas de abastecimiento no protegidos; además, al recurrir más personas y animales a un número menor de fuentes de agua, aumenta el riesgo de contaminación.

Las situaciones de emergencia gestionadas correctamente suelen estabilizarse tras unos días o semanas. Muchas se transforman en situaciones prolongadas que pueden durar varios años antes de que se encuentre una solución permanente. Durante ese tiempo, las preocupaciones por la calidad del agua pueden evolucionar, y puede aumentar la importancia de los parámetros de calidad del agua que plantean riesgos para la salud a largo plazo.

### 6.2.1 *Consideraciones prácticas*

En la mayoría de las situaciones de emergencia hay muy escasas fuentes de agua disponibles, y es importante proporcionar una cantidad de agua suficiente para la higiene personal y doméstica, además de para beber y cocinar. Por consiguiente, las directrices y normas de calidad nacionales sobre el agua de consumo deben ser flexibles, teniendo en cuenta los riesgos y beneficios para la salud a corto y largo plazo, y no deben restringir excesivamente la disponibilidad de agua para la higiene, ya que eso ocasionaría con frecuencia un aumento del riesgo general de transmisión de enfermedades.

Al proporcionar agua a una población afectada por una catástrofe, hay que tener en cuenta varios factores, incluidos los siguientes:

- *La cantidad de agua disponible y la fiabilidad del suministro.* Es probablemente la preocupación primordial en la mayoría de las situaciones de emergencia, ya que suele ser más fácil mejorar la calidad del agua que aumentar su disponibilidad o trasladar a la población afectada a un lugar más cercano a otra fuente de agua.
- *El acceso equitativo al agua.* Aunque haya agua suficiente para satisfacer las necesidades mínimas, puede ser preciso adoptar medidas adicionales para garantizar que el acceso es equitativo. Si los puntos de distribución de agua no están suficientemente cerca de su vivienda, los usuarios no podrán recoger agua suficiente para sus necesidades. Puede ser preciso racionar el agua para garantizar que se satisfacen las necesidades básicas de todos.
- *La calidad del agua bruta.* Es preferible elegir una fuente de agua que pueda distribuirse a los usuarios sin tratarla o con un tratamiento mínimo, siempre que se disponga de una cantidad suficiente.
- *Las fuentes de contaminación y la posibilidad de proteger la fuente de agua.* Debe ser siempre una prioridad en las situaciones de emergencia, con independencia de si se considera o no necesaria la desinfección del agua.
- *Los procesos de tratamiento necesarios para proporcionar rápidamente una cantidad suficiente de agua potable.* Dado que para suministrar agua a poblaciones grandes en situaciones de emergencia suelen usarse fuentes de agua superficiales, suele ser preciso clarificar el agua bruta antes de su desinfección, por ejemplo mediante tratamiento de floculación y sedimentación, de filtración, o ambos.
- *Los procesos de tratamiento pertinentes para las situaciones posteriores a la de emergencia.* Deberán tenerse en cuenta en una fase temprana de la respuesta a la situación de emergencia la asequibilidad, la simplicidad y la fiabilidad a largo plazo de los procesos de tratamiento del agua.
- *La necesidad de desinfectar el agua de consumo.* En las situaciones de emergencia, las condiciones higiénicas suelen ser deficientes y existe un riesgo alto de brotes de enfermedades, sobre todo en grupos de población con inmunidad deficiente. Es, por consiguiente, crucial desinfectar el agua, garantizando el mantenimiento de una capacidad de desinfección residual. Esto permite reducir considerablemente la probabilidad de transmisión de enfermedades por la contaminación del agua en los hogares.

- *La aceptabilidad.* Es importante garantizar que los consumidores consideren aceptable el agua de consumo suministrada en las situaciones de emergencia, ya que en caso contrario podrían recurrir a fuentes de agua no protegidas o no tratadas.
- *La necesidad de contar con recipientes para recoger y almacenar el agua.* Se necesitan recipientes higiénicos y adecuados para las necesidades y hábitos locales con los que recoger y almacenar el agua que se usará para lavar, cocinar y asearse.
- *Consideraciones epidemiológicas.* El agua puede contaminarse durante su recogida, almacenamiento y uso en el hogar como consecuencia de la ausencia de instalaciones de saneamiento o de condiciones de higiene deficientes debido a la disponibilidad de una cantidad insuficiente de agua. Otras vías de transmisión de las principales enfermedades transmitidas por el agua o relacionadas con el saneamiento en situaciones de emergencia son el contacto entre personas, los aerosoles y el consumo de alimentos. Al aplicar las Guías, seleccionar y proteger las fuentes de agua, y seleccionar opciones de tratamiento del agua debe tenerse en cuenta la importancia de todas las vías de transmisión.

En muchas situaciones de emergencia, el agua se recoge en puntos de recogida centrales, se almacena en recipientes y, posteriormente, las personas afectadas la transfieren a los recipientes que utilizan para cocinar y beber. En este proceso al que se somete el agua después de su salida del sistema de abastecimiento hay numerosas oportunidades para su contaminación. Es, por consiguiente, importante que las personas conozcan los riesgos para la salud derivados de la contaminación del agua desde su recogida hasta su consumo y que cuenten con medios para reducir o eliminar tales riesgos. Cuando las fuentes de agua están cercanas a zonas habitadas, pueden resultar contaminadas fácilmente por la defecación incontrolada, a la que se debe poner freno enérgicamente. Para lograr y mantener la calidad del agua en situaciones de emergencia es preciso contratar, capacitar y gestionar con prontitud al personal de operaciones y crear sistemas para el mantenimiento y las reparaciones, el abastecimiento de componentes fungibles y el monitoreo. La comunicación con la población afectada es extremadamente importante para reducir los problemas de salud debidos al agua de calidad deficiente. Hay información pormenorizada en Wisner y Adams (2003).

### 6.2.2 *Monitoreo*

Debe controlarse la inocuidad del agua durante las situaciones de emergencia. Además de la inspección sanitaria, el monitoreo puede comprender una o más de las siguientes actividades:

- inspección sanitaria, y muestreo y análisis del agua;
- monitoreo de los procesos de tratamiento del agua, incluida la desinfección;
- monitoreo de la calidad del agua en todos los puntos de recogida y en una muestra de hogares; y
- evaluación de la calidad del agua en la investigación de brotes de enfermedad o evaluación de las actividades de fomento de la higiene, según sea pertinente.

Los sistemas de monitoreo y de presentación de informes deben diseñarse y gestionarse de modo que se garantice la pronta adopción de medidas para proteger la salud. El monitoreo también debe analizar información sobre la salud, para garantizar una investigación rápida de la calidad del agua cuando exista la posibilidad de que ésta pueda estar involucrada en un problema de salud y que los procesos de tratamiento —sobre todo la desinfección— puedan modificarse en caso pertinente.

### 6.2.3 *Directrices microbiológicas*

El objetivo para todos los sistemas de abastecimiento de agua es que el recuento de *E. coli* por 100 ml de agua sea nulo y este debería ser el objetivo incluso en situaciones de emergencia; sin embargo, puede ser difícil lograrlo en el periodo inmediatamente posterior a una catástrofe; lo que pone de manifiesto la necesidad de una desinfección adecuada.

La determinación de una concentración determinada de bacterias indicadoras de contaminación fecal no es, por sí misma, una indicación fiable de la inocuidad microbiana del agua. Algunos agentes patógenos fecales, incluidos numerosos virus y quistes y oquistes de protozoos, pueden ser más resistentes al tratamiento (por ejemplo, con cloro) que las bacterias indicadoras de contaminación fecal comunes. Más generalmente, si un estudio sanitario sugiere que pueda haber riesgo de contaminación fecal, entonces incluso un nivel de contaminación fecal muy bajo puede considerarse peligroso, sobre todo durante un brote de una enfermedad que puede transmitirse por el agua, como el cólera.

En las situaciones de emergencia debe desinfectarse el agua de consumo, y debe mantenerse en el sistema una concentración residual suficiente del desinfectante (por ejemplo, de cloro). El agua turbia debe clarificarse siempre que sea posible para que su desinfección sea eficaz. Las concentraciones

objetivo mínimas de cloro en el lugar de suministro son de 0,2 mg/l en circunstancias normales y de 0,5 mg/l en circunstancias de riesgo alto. Las medidas locales cuya aplicación debe considerarse en respuesta a los problemas de calidad microbiológica del agua y las situaciones de emergencia se describen más detalladamente en el apartado 7.6.

Cuando exista preocupación por la calidad del agua de consumo en una situación de emergencia y no pueda abordarse el problema por medio de servicios centrales, deberá evaluarse si es pertinente aplicar tratamientos en los hogares, incluidos, por ejemplo, los siguientes:

- Calentar el agua hasta que hierva vivamente y enfriarla antes de consumirla.
- Añadir una solución de hipoclorito sódico o cálcico, como lejía doméstica, a un balde de agua, mezclar enérgicamente y dejar reposar durante alrededor de 30 minutos antes de consumir el agua. Si el agua está turbia, antes de desinfectarla debe clarificarse, filtrándola, dejando que sedimente, o ambas cosas.
- Agitar vigorosamente volúmenes pequeños de agua en un recipiente limpio y transparente, como una botella de refresco, durante 20 segundos y exponer el recipiente al sol durante al menos 6 horas.
- Aplicar productos para la desinfección del agua, en forma de comprimidos o mediante otras formas de dosificación, con o sin clarificación por floculación o filtración.
- Usar unidades y dispositivos para el tratamiento sobre el terreno del agua en el lugar de consumo.

Los procesos de descontaminación de emergencia pueden no lograr siempre el nivel de desinfección recomendado para condiciones óptimas, particularmente en lo que concierne a agentes patógenos resistentes. No obstante, la aplicación de procedimientos de emergencia puede reducir las concentraciones de agentes patógenos en el agua hasta niveles a los que el riesgo de transmisión de enfermedades por el agua esté, en gran medida, controlado.

Los parámetros que se miden más frecuentemente para valorar la inocuidad microbiana son los siguientes:

- *E. coli* (véase lo explicado antes). El recuento de coliformes termotolerantes puede ser una alternativa más sencilla.
- *Cloro residual*. El sabor del agua no permite juzgar de forma fiable su concentración de cloro. Debe determinarse el contenido de cloro sobre el terreno, por ejemplo mediante un comparador de color, generalmente utilizado en el intervalo de 0,2 a 1 mg/l.
- *pH*. Es necesario conocer el pH del agua porque cuanto más alcalina sea mayor será el tiempo de contacto necesario o mayor será la concentración de cloro libre residual al final del tiempo de contacto necesaria para una desinfección adecuada (0,4–0,5 mg/l a pH 6–8, que aumenta a 0,6 mg/l a pH 8–9; la cloración puede ser ineficaz si el pH es superior a 9).
- *Turbidez*. La turbidez afecta adversamente a la eficiencia de la desinfección. Se mide también para determinar qué tipo y nivel de tratamiento son precisos. Puede determinarse con un sencillo tubo de turbidez que permite una lectura directa en unidades nefelométricas de turbidez (UNT).

#### **6.2.4 Inspecciones sanitarias y cartografía de la cuenca de captación**

Es posible evaluar, mediante una inspección sanitaria, la probabilidad de contaminación fecal de fuentes de agua. La inspección sanitaria y el análisis de la calidad del agua son actividades complementarias; los resultados de una contribuyen a la interpretación de la otra. Cuando no puede analizarse la calidad del agua, una inspección sanitaria puede proporcionar información valiosa para tomar decisiones eficaces. Una inspección sanitaria permite averiguar qué debe hacerse para proteger la fuente de agua. Este procedimiento puede combinarse con análisis bacteriológicos, físicos y químicos para permitir a los equipos que trabajan sobre el terreno evaluar y tomar medidas para controlar los riesgos de contaminación, así como sentar las bases para el monitoreo del suministro de agua en el periodo posterior a la catástrofe.

Incluso cuando es posible analizar la calidad microbiológica del agua, los resultados no se obtienen de forma inmediata, de modo que la evaluación inmediata del riesgo de contaminación puede basarse en indicadores groseros como la proximidad del agua a fuentes de contaminación fecal (humana o animal), su color y olor, la presencia de animales o peces muertos, la presencia de materia extraña, como cenizas o desechos, o la presencia de un peligro químico o radiactivo o de un punto de descarga de aguas residuales aguas arriba. La cartografía de la cuenca de captación, que comprende la determinación de fuentes y vías de contaminación, puede ser un instrumento importante para evaluar la probabilidad de contaminación de una fuente de agua.

Es importante utilizar un formato normalizado de informe de las inspecciones sanitarias y de cartografía de la cuenca de captación para garantizar la fiabilidad de la información reunida por personas diferentes y permitir la comparación de la información reunida sobre fuentes de agua diferentes. Hay ejemplos de formatos en: OMS (1997) y Davis y Lambert (2002). Si desea información adicional sobre la cartografía de cuencas de captación, consulte: House y Reed (1997).

#### **6.2.5 Directrices químicas y radiológicas**

Muchas sustancias químicas presentes en el agua de consumo sólo son peligrosas tras exposiciones prolongadas. Por consiguiente, para reducir el riesgo de brotes de enfermedades transmitidas por el agua o causadas por condiciones insalubres (por ejemplo, tracoma, sarna, infecciones cutáneas), en las situaciones de emergencia es preferible suministrar agua, aunque algunos de sus parámetros químicos superen considerablemente los valores de referencia, que restringir el acceso al agua, siempre que el agua pueda tratarse para destruir los agentes patógenos y que pueda suministrarse rápidamente a la población afectada. Cuando sea probable que las fuentes de agua vayan a utilizarse durante periodos largos, deberá prestarse mayor atención a los contaminantes químicos y radiológicos que ocasionan problemas de salud a más largo plazo. En algunas situaciones, puede ser preciso para ello añadir procesos de tratamiento o buscar fuentes alternativas. En el apartado 8.6 se describen medidas locales que pueden considerarse en caso de emergencia o de superación a corto plazo de un valor de referencia.

El agua de fuentes consideradas con riesgo significativo de contaminación química o radiológica debe evitarse, incluso como recurso temporal. A largo plazo, el objetivo de los programas de abastecimiento de emergencia de agua de consumo debe ser el cumplimiento de las directrices mediante la mejora progresiva de la calidad del agua. En el documento complementario *Chemical Safety of Drinking-water* (apartado 1.3) se describen procedimientos para determinar las sustancias químicas prioritarias en el agua de consumo.

#### **6.2.6 Equipos y laboratorios de análisis**

Los equipos de análisis portátiles permiten determinar sobre el terreno parámetros clave de calidad del agua, como el recuento de coliformes termotolerantes, el cloro libre residual, el pH, la turbidez y la filtrabilidad.

Cuando se necesita analizar un gran número de muestras de agua o cuando hay numerosos parámetros de interés, suele ser preferible realizar los análisis en un laboratorio. Si los laboratorios del proveedor de agua de consumo o los de las oficinas de salud ambiental y universidades no están operativos debido a la catástrofe, puede ser necesario montar un laboratorio temporal. El manejo de las muestras durante su transporte a los laboratorios es importante. Si no se manejan correctamente, pueden obtenerse resultados sin sentido o engañosos.

Debe capacitarse a los trabajadores para que apliquen procedimientos correctos de recogida, etiquetado, envasado y transporte de las muestras y proporcionen información complementaria del estudio sanitario que ayude a interpretar los resultados del laboratorio. Si desea orientación sobre métodos de toma de muestras de agua y su análisis, consulte: OMS (1997) y Bartram y Ballance (1996).

### **6.3 Agua inocua para viajeros**

La diarrea es el trastorno de salud más común de los viajeros; en zonas de riesgo alto afecta hasta al 80% de los viajeros. En lugares en los que la calidad del agua potable y las prácticas de saneamiento e higiene alimentaria son cuestionables, puede haber concentraciones importantes de parásitos, bacterias y virus en el agua y los alimentos, y pueden producirse numerosas infecciones que afectan a personas alojadas en centros de vacaciones y hoteles de todas las categorías. Ninguna vacuna puede conferir protección general contra la diarrea, ya que la causan numerosos agentes patógenos diferentes. Es importante que los viajeros conozcan los riesgos y adopten las medidas oportunas para reducirlos al mínimo.

Las fuentes más comunes de infecciones son los alimentos, el agua y las bebidas contaminados. Una selección cuidadosa de las fuentes de agua de consumo y un tratamiento adecuado del agua confieren una protección significativa. Las siguientes son algunas medidas preventivas que deben adoptar quienes residen o viajan por zonas con agua de consumo insalubre:

- Evitar siempre el consumo o uso (incluso para lavarse los dientes) de agua insalubre o de cuya calidad no se está seguro.
- Evitar el consumo de jugos no pasteurizados y de hielo elaborado con agua no tratada.
- Evitar el consumo de ensaladas y otros alimentos no cocinados que puedan haber sido lavados o elaborados con agua insalubre.

- Beber agua hervida, filtrada o tratada con cloro o yodo, y guardada en recipientes limpios.
- Consumir hielo únicamente si se sabe que se ha elaborado con agua apta para el consumo.
- Beber agua embotellada si se sabe que es inocua, bebidas embotelladas carbonatadas (agua y refrescos) sólo de recipientes sellados y no manipulables, jugos pasteurizados o en conserva y leche pasteurizada.
- Beber café y té elaborados con agua hervida y servidos y almacenados en recipientes limpios.

El mayor riesgo para la salud de los viajeros derivado del agua de consumo se debe a la presencia de microorganismos. El agua puede tratarse (tanto si ya ha sido tratada como si no) en cantidades pequeñas para hacerla significativamente más segura. Los tratamientos beneficiosos más sencillos e importantes del agua con contaminación microbiana son el hervido, la desinfección y la filtración para inactivar o retirar los microorganismos patógenos. Por lo general, estos tratamientos no reducirán el contenido de la mayoría de las sustancias químicas del agua de consumo; no obstante, la mayoría de las sustancias químicas sólo ocasionan problemas de salud tras una exposición prolongada. Los viajeros disponen también de numerosos métodos de tratamiento sencillos y técnicas que se venden para el tratamiento de agua para uso personal.

La manera más eficaz de matar los agentes patógenos es calentar el agua hasta que hierva vivamente, incluso en grandes altitudes e incluso si el agua está turbia. Debe dejarse que el agua hervida se enfríe sola, sin añadir hielo. Si es preciso clarificar el agua, debe hacerse antes de hervirla.

La desinfección química mata eficazmente las bacterias, algunos virus y algunos protozoos (pero no, por ejemplo, los ooquistes de *Cryptosporidium*). Los productos químicos que más utilizan los viajeros para la desinfección de agua son diversos tipos de productos de yodo y cloro. Tras la cloración, puede utilizarse un filtro de carbón para eliminar el exceso de cloro y reducir el sabor a cloro o, en su caso, para eliminar el exceso de yodo. El tratamiento con plata no es una forma muy eficaz de eliminar microorganismos patógenos, ya que la plata es de acción lenta cuando actúa aislada. Si el agua está turbia (no es transparente o presenta materia sólida en suspensión), debe clarificarse antes de su desinfección; la clarificación incluye la filtración, la sedimentación y la decantación. También existen sistemas de filtración portátiles que han sido probados y clasificados en función de su capacidad de eliminar protozoos y algunas bacterias; los tipos más comunes son los filtros de cerámica y algunos filtros de bloque de carbón. El tamaño de poros del filtro debe ser igual o menor que 1 µm (absoluto) para garantizar la eliminación de ooquistes de *Cryptosporidium* (para estos filtros muy finos puede ser preciso un prefiltro que elimine las partículas más grandes y evite la obstrucción del filtro final). Se recomienda aplicar una combinación de técnicas (filtración seguida de desinfección química o hervido), ya que la mayoría de los dispositivos de filtración no eliminan los virus.

Se recomienda que las personas con inmunodeficiencia tomen precauciones adicionales para reducir el riesgo de infección por agua contaminada. Si bien lo más seguro es beber agua hervida, también puede ser aceptable el agua embotellada o mineral certificada. No se recomienda la desinfección con yodo del agua que vayan a consumir mujeres embarazadas, personas con antecedentes de disfunción tiroidea o personas con hipersensibilidad conocida al yodo, a no ser que se aplique también un sistema eficaz de eliminación del yodo tras el tratamiento, como el uso de carbón granular no agotado.

#### 6.4 Sistemas de desalinización

La principal finalidad de la desalinización es poder utilizar para consumo humano fuentes de agua salobre o salada que de otro modo serían inaceptables para tal fin.

Cada vez es más frecuente el uso de la desalinización para producir agua de consumo y la tendencia probablemente continuará conforme aumenta la escasez de agua a causa de las presiones que produce el crecimiento demográfico, la sobreexplotación de los recursos hídricos y la contaminación de otras fuentes de agua. Si bien la mayor parte (alrededor del 60%) de la capacidad instalada actual está en la región del Mediterráneo oriental, hay instalaciones de desalinización en todo el mundo, y su uso probablemente aumentará en todos los continentes.

La mayoría de los sistemas de desalinización actuales están diseñados para tratar agua estuarina, costera y marina. La desalinización puede aplicarse también a aguas salobres interiores (tanto superficiales como subterráneas) y puede utilizarse a bordo de barcos. Hay también unidades de desalinización de pequeña escala para uso doméstico y comunitario, cuya operación y mantenimiento eficaces presenta retos específicos.

El documento complementario *Desalination for Safe Drinking-water Supply* (apartado 1.3) ofrece orientación adicional sobre la desalinización para el suministro de agua potable.

Al aplicar las Guías a sistemas de abastecimiento de agua desalinizada, deben tenerse en cuenta determinadas diferencias importantes con respecto a los sistemas que extraen agua de fuentes de agua

dulce, entre las que cabe mencionar los factores descritos a continuación. Una vez tenidos en cuenta estos factores, deberían poderse aplicar los requisitos generales de estas Guías para garantizar la inocuidad microbiana, química y radiológica.

Las fuentes de agua salobre, costera y marina pueden contener factores de peligro ausentes en los sistemas de agua dulce; por ejemplo, diversos incidentes perjudiciales relacionados con algas microscópicas y macroscópicas y cianobacterias; determinadas bacterias libres (incluidas especies del género *Vibrio*, como *V. parahaemolyticus* y *V. cholerae*); y algunas sustancias químicas, como el boro y el bromuro, que son más abundantes en el agua de mar.

Los incidentes perjudiciales relacionados con algas pueden ocasionar la presencia de toxinas que pueden no ser destruidas por calentamiento, y que pueden estar en el interior de las células de las algas (endotoxinas) o libres en el agua (exotoxinas). Suelen ser no volátiles, y si pueden ser destruidas mediante cloración, se precisan habitualmente tiempos de contacto extremadamente largos. Aunque se han descubierto unas cuantas toxinas, puede haber otras aún desconocidas. Una medida de control importante es evitar en lo posible la posibilidad de extraer agua que contenga algas tóxicas mediante su detección o ubicación y el diseño de la toma de agua, así como la gestión de la toma de agua y monitoreo eficaces.

Otras cuestiones relacionadas con la inocuidad química, como el control de los «aditivos», los SPD y los plaguicidas, son similares a las del agua dulce (véase el capítulo 8), excepto que en la desalinización puede utilizarse una mayor variedad de sustancias y en mayores cantidades. Debido a la presencia de bromuro en el agua de mar, entre los SPD predominarán probablemente las sustancias orgánicas bromadas.

Los métodos de monitoreo y evaluación de la calidad de las fuentes de agua dulce pueden no ser aplicables directamente a las fuentes sometidas a desalinización. Por ejemplo, muchas bacterias indicadoras de contaminación fecal mueren más rápidamente que los agentes patógenos (sobre todo los virus) en agua salina que en agua dulce.

Aún no se conoce bien la eficacia de algunos de los procesos empleados en la desalinización para eliminar algunas sustancias peligrosas para la salud. Pueden afectar a la eficiencia de los procesos el uso de membranas imperfectas o de juntas de membranas deficientes (tratamiento con membranas), la proliferación de bacterias por la formación de membranas o biopelículas sobre las membranas (en sistemas de tratamiento con membranas); y el arrastre de sustancias, sobre todo de las volátiles (con vapor).

Dada la eficacia aparentemente alta de algunos de los procesos utilizados en la eliminación tanto de microorganismos como de sustancias químicas (sobre todo de la destilación y de la ósmosis inversa), estos procesos pueden utilizarse como tratamientos únicos o combinados sólo con la administración de una concentración baja de desinfectante residual. No obstante, la ausencia de barreras múltiples dificulta en gran medida la operación permanentemente segura de este proceso y hace que incluso una disminución de la eficacia de corta duración pueda hacer aumentar el riesgo para la salud de las personas. Esto, a su vez, supone la necesidad de aplicar un sistema de monitoreo en línea vinculado a un sistema de intervención rápida de los responsables. Para más información, consulte el documento complementario *Water Treatment and Pathogen Control* (apartado 1.3).

El agua producida mediante desalinización es «agresiva» para los materiales utilizados, por ejemplo en la distribución del agua y en las tuberías y dispositivos de fontanería domésticos. Es preciso prestar una atención especial a la calidad de estos materiales; los procedimientos normales de certificación de materiales como aptos para uso en instalaciones de agua potable pueden no ser adecuados para agua que no ha sido «estabilizada».

Debido a su agresividad y a que puede considerarse insípida e inaceptable, el agua desalinizada se trata comúnmente añadiendo sustancias químicas como carbonato cálcico y magnésico con dióxido de carbono. Una vez aplicado este tratamiento, el agua desalinizada no debería ser más agresiva que el agua de consumo habitual. Las sustancias químicas utilizadas en dicho tratamiento deben someterse a los procedimientos normales de certificación.

El agua desalinizada suele mezclarse con volúmenes pequeños de agua más rica en minerales para mejorar su aceptabilidad y, en particular, para reducir su agresividad. El agua utilizada en la mezcla debe ser plenamente potable, según lo descrito aquí y en otros apartados de las Guías. Cuando se utiliza agua de mar para este fin, los principales iones añadidos son sodio y cloruro. Esto no contribuye a mejorar la dureza ni el equilibrio iónico, y únicamente pueden añadirse cantidades pequeñas (por ejemplo, del 1 al 3%) sin ocasionar problemas de aceptabilidad. El agua mezclada procedente de zonas costeras y estuarinas puede ser más susceptible a la contaminación con hidrocarburos derivados del petróleo que podrían ocasionar problemas de sabor y olor. Algunas aguas subterráneas o superficiales pueden utilizarse, tras un tratamiento adecuado, para mezclar en proporciones mayores y pueden mejorar la dureza y el equilibrio iónico.

El agua desalinizada es un producto artificial. Se ha expresado preocupación por el efecto sobre la salud humana de valores extremos de las concentraciones de los principales iones, o de sus proporciones. Hay escasas pruebas para describir el riesgo para la salud asociado al consumo prolongado de agua de este tipo, aunque los problemas que pudiera ocasionar el contenido de minerales pueden limitarse mediante los procesos de estabilización antes descritos (véase: OMS, 2003b).

El agua desalinizada, debido a su elaboración artificial, contiene a menudo concentraciones menores que las habituales de otros iones comunes en el agua, algunos de los cuales son elementos esenciales, pero el agua normalmente aporta una proporción pequeña de estos elementos, cuya ingesta es mayoritariamente por los alimentos. Una excepción es el fluoruro, y se ha descrito el empeoramiento de la salud dental de poblaciones que consumen agua desalinizada con un contenido muy bajo de fluoruro, con un riesgo de moderado a alto de caries dental (OMS, 2003b).

El agua desalinizada puede ser más propensa a la proliferación de microorganismos que otras aguas, debido a uno o más de los siguientes factores: temperatura inicial más alta (por el proceso de tratamiento), temperatura más alta (se aplica en climas cálidos) y efecto de la corrosión de materiales (que libera nutrientes). No se conocen bien los efectos directos sobre la salud de tal proliferación (véase el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; apartado 1.3), con la excepción de *Legionella* (véase el capítulo 11). La formación de nitrito por microorganismos en biopelículas puede ocasionar problemas cuando se practica la cloraminación y hay exceso de amoníaco. Las prácticas correctas de gestión incluirán, por precaución, medidas preventivas.

## **6.5 Agua envasada**

Hay amplia disponibilidad de agua embotellada y hielo tanto en países industrializados como en desarrollo. Los consumidores pueden comprar agua envasada por diversos motivos, por su sabor, por la comodidad o por moda; no obstante, para muchos consumidores son importantes su inocuidad y posibles propiedades saludables.

### **6.5.1 Seguridad del agua envasada**

El agua se envasa para consumo en diversos tipos de recipientes, entre los que se incluyen latas, cajas de materiales laminados y bolsas de plástico, así como en forma de hielo listo para ser consumido; sin embargo, los tipos de envase más comunes son las botellas de vidrio o plástico. Además, hay diversos tamaños de botellas de agua, desde las de una sola porción de consumo a grandes garrafas de hasta 80 litros de capacidad.

En la aplicación de las Guías al agua embotellada, determinadas sustancias químicas pueden controlarse más fácilmente que en el agua entubada, y puede ser, por consiguiente, preferible aplicar normas más estrictas para reducir la exposición general de la población. De forma similar, cuando hay flexibilidad en la selección de la fuente de agua, es más fácil aplicar normas más estrictas para determinadas sustancias naturales peligrosas para la salud, como el arsénico, que las aplicadas al agua entubada.

No obstante, el control de algunas sustancias puede ser más difícil en el agua embotellada que en el agua de grifo. Algunos peligros pueden deberse a la naturaleza del producto (por ejemplo, trozos de cristal y fragmentos metálicos) y pueden surgir otros problemas debidos al almacenamiento del agua embotellada durante periodos largos y a temperaturas más altas que las del agua distribuida por tuberías, o por la reutilización de botellas y otros recipientes sin haberlos limpiado o desinfectado adecuadamente. Es, por consiguiente, particularmente importante el control de los materiales de los recipientes y cierres del agua embotellada. Algunos microorganismos cuya importancia para la salud pública es normalmente escasa o nula pueden alcanzar concentraciones más altas en el agua embotellada. Esta proliferación se produce, al parecer, con menor frecuencia en el agua con gas y el agua embotellada en recipientes de vidrio que en el agua sin gas y el agua embotellada en recipientes de plástico. No se conoce todavía con certeza qué importancia tiene esta proliferación microbiana para la salud pública, sobre todo para personas vulnerables, como los lactantes alimentados con biberón y las personas con inmunodeficiencia. En cuanto a la alimentación de lactantes con biberón, como el agua embotellada no es estéril, debe desinfectarse —por ejemplo, hirviéndola— antes de utilizarla en la elaboración de preparados para lactantes. Puede obtenerse más información en el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety* (apartado 1.3).

### **6.5.2 Posibles efectos saludables del agua embotellada**

Algunos consumidores creen que las aguas minerales naturales poseen propiedades medicinales u otros efectos saludables. Estas aguas normalmente poseen un contenido alto de minerales, a veces significativamente mayor que las concentraciones aceptadas normalmente en el agua de consumo. Suelen

tener una larga tradición de consumo y se aceptan con frecuencia por considerarse alimentos más que agua para beber *en sentido estricto*. Aunque determinadas aguas minerales pueden ser útiles por proporcionar micronutrientes esenciales, como calcio, las presentes Guías no formulan recomendaciones sobre concentraciones mínimas de compuestos esenciales debido a las incertidumbres que plantea, en materia de nutrición, la ingesta de minerales por medio del agua.

También se consumen aguas envasadas con contenido de minerales muy bajo, como las aguas destiladas o desmineralizadas. Algunas poblaciones consumen agua de lluvia, cuyo contenido de minerales es similarmente bajo, sin efectos adversos manifiestos para la salud. No hay información científica suficiente sobre los efectos saludables o los peligros asociados al consumo regular de estos tipos de aguas embotelladas (véase: OMS, 2003b).

### **6.5.3 Normas internacionales relativas al agua embotellada**

Las *Guías para la calidad del agua potable* sirven de base para la elaboración de normas para todas las aguas envasadas. Como en el caso de otras fuentes de agua de consumo, la inocuidad se logra mediante una combinación de medidas de gestión, normas sobre la calidad de los productos terminados y actividades de análisis. La Comisión del Codex Alimentarius (CAC) de la OMS y la FAO provee el marco internacional para la reglamentación del agua envasada: ha elaborado una *Norma para las aguas minerales naturales* y un código de prácticas asociado. La norma describe el producto y sus parámetros de composición y calidad, establece límites para determinadas sustancias químicas, y aborda aspectos relativos a la higiene, el envasado y el etiquetado. La CAC ha elaborado también una *Norma general para las aguas potables embotelladas/envasadas distintas de las aguas minerales naturales*. Ambas normas de la CAC hacen referencia directa a estas Guías.

El *Código de prácticas de higiene para la captación, elaboración y comercialización de las aguas minerales naturales* de la CAC proporciona orientación sobre diversas prácticas correctas de fabricación y proporciona un PSA genérico aplicado al agua envasada.

La actual *Norma para las aguas minerales naturales* de la CAC y el código de prácticas asociado establecen requisitos estrictos para las aguas minerales naturales, como que debe extraerse de una fuente natural, como un manantial o pozo, y que debe embotellarse sin tratamiento adicional. En cambio, la *Norma general para las aguas potables embotelladas/envasadas distintas de las aguas minerales naturales* de la CAC incluye aguas de otras fuentes, además de los manantiales y pozos, y permite el tratamiento del agua para mejorar su inocuidad y calidad. Las diferencias entre estas normas son especialmente importantes en regiones con una larga historia de consumo de aguas minerales naturales.

Se remite al lector que desee obtener información adicional sobre la CAC, el Comité del Codex sobre Aguas Minerales Naturales, la *Norma para las aguas minerales naturales* del CAC y su código de prácticas asociado al sitio web de la CAC: <http://www.codexalimentarius.net/>.

## **6.6 Producción y procesamiento de alimentos**

La calidad del agua definida en las Guías es tal que es adecuada para todos los usos normales de la industria alimentaria. Para algunos procesos se requiere agua con características de calidad especiales para que el producto tenga las características deseadas, y las Guías no garantizan necesariamente el cumplimiento de tales requisitos especiales.

El deterioro de la calidad del agua de consumo puede tener efectos graves en las instalaciones de procesamiento de alimentos y, potencialmente, en la salud pública. Las consecuencias del uso de agua no potable dependerán del uso de dicho agua y del procesamiento posterior de los materiales potencialmente contaminados. Las variaciones ocasionales de la calidad que pueden tolerarse en el agua de consumo puede ser inaceptables para algunos usos de la industria alimentaria y pueden ocasionar efectos con repercusiones económicas significativas en la producción de alimentos, como la retirada de producto del mercado.

Los requisitos de calidad del agua varían en función de los diversos tipos de uso en la producción y procesamiento de alimentos:

- riego y alimentación del ganado;
- usos en los que el agua puede incorporarse o adherirse a un producto (por ejemplo, como ingrediente, o para lavar o «refrescar» alimentos);
- la nebulización de hortalizas para ensalada en las tiendas de comestibles; y
- los usos en los que el contacto entre el agua y el alimento debe ser mínimo (como el uso de agua para calentamiento, enfriamiento y limpieza).



Para reducir la contaminación microbiana, pueden aplicarse tratamientos específicos (por ejemplo, térmicos) capaces de eliminar diversos microorganismos patógenos que suponen un riesgo para la salud pública. El efecto de estos tratamientos debe tenerse en cuenta al evaluar los efectos del deterioro de la calidad del agua de consumo en una instalación de producción o procesado de alimentos.

Si se deteriora la calidad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo, debe informarse puntualmente a las instalaciones de producción de alimentos vulnerables.

## **6.7 Aeronaves y aeropuertos**

### **6.7.1 Riesgos para la salud**

La importancia del agua como vehículo potencial de transmisión de enfermedades infecciosas en aeronaves está bien documentada. En términos generales, los mayores riesgos microbianos son los derivados del consumo de agua contaminada con excrementos humanos o animales.

Si la fuente de agua utilizada para reponer las reservas del aeronave está contaminada y no se toman las precauciones oportunas, puede ser fuente de transmisión de enfermedades en el aeronave. Es, por consiguiente, imprescindible que los aeropuertos cumplan el apartado segundo del artículo 14 (parte III: Organización en materia de salud) del Reglamento Sanitario Internacional (1969) y dispongan de una fuente de agua de consumo potable aprobada por el organismo de reglamentación pertinente (OMS, 1983).

Una fuente de agua potable no ofrece garantía de protección si el agua se contamina posteriormente durante su transferencia, almacenamiento o distribución en el aeronave. Los aeropuertos suelen contar con instalaciones especiales para la manipulación del agua en su interior. El agua puede suministrarse a las aeronaves mediante vehículos cisterna o depósitos móviles. Durante la transferencia del agua de los vehículos al aeronave puede producirse contaminación microbiana o química (por ejemplo, por las mangueras).

Un PSA que aborde la gestión del agua en los aeropuertos, desde su recepción hasta su transferencia al aeronave, complementado con medidas para garantizar el mantenimiento de la calidad del agua en el aeronave (por ejemplo, el uso de materiales inocuos y prácticas correctas en el diseño, la construcción, la operación y el mantenimiento de los sistemas de las aeronaves), garantiza la inocuidad del agua en la aviación.

### **6.7.2 Evaluación de los riesgos del sistema**

En la evaluación del sistema general de distribución de agua en el aeropuerto y las aeronaves, deben tenerse en cuenta diversas cuestiones específicas, incluidas las siguientes:

- la calidad del agua de origen;
- el diseño y la construcción de los depósitos de almacenamiento y tuberías del aeropuerto;
- el diseño y la construcción de los vehículos de suministro de agua;
- las técnicas de repostaje de agua;
- los sistemas de tratamiento que pudiera haber en las aeronaves;
- el mantenimiento del sistema de distribución de agua a bordo de las aeronaves; y
- la prevención de las conexiones cruzadas, incluida la prevención del reflujo.

### **6.7.3 Monitoreo operativo**

La autoridad aeroportuaria es responsable del suministro de agua potable y del monitoreo operativo hasta la transferencia del agua a la empresa de transporte aéreo. El monitoreo se centra principalmente en la verificación de los procesos de gestión. El monitoreo de las medidas de control incluye:

- la calidad del agua de origen;
- la limpieza y buen estado de las tomas de agua, mangueras y depósitos móviles;
- los residuos de desinfectantes y el pH;
- las válvulas de reflujo;
- los filtros; y
- la calidad microbiológica del agua, particularmente tras realizar operaciones de mantenimiento o reparaciones.

### **6.7.4 Gestión**

Aunque el agua suministrada al aeropuerto sea potable, es preciso tomar precauciones para evitar su contaminación durante la transferencia a las aeronaves y en el propio sistema de distribución de agua de las aeronaves. El personal que se ocupa del abastecimiento de agua no debe realizar actividades relacionadas con la limpieza de los baños de las aeronaves, a no ser que tome previamente todas las precauciones necesarias (como lavarse las manos concienzudamente o cambiarse la ropa de trabajo).

Todos los vehículos de suministro de agua deben limpiarse y desinfectarse frecuentemente.

En un PSA aeroportuario deben estar documentados los programas complementarios siguientes:

- capacitación adecuada para el personal que se ocupa de la transferencia y tratamiento del agua; y
- certificación efectiva de los materiales utilizados en los depósitos de almacenamiento y tuberías de las aeronaves.

#### **6.7.5 Vigilancia**

La vigilancia independiente se asemeja a la descrita en el capítulo 5 y es un componente esencial para garantizar la inocuidad del agua de consumo en la aviación. Comprende:

- auditorías periódicas y evaluación directa;
- examen y aprobación de los PSA;
- atención específica a los códigos de prácticas del sector aeronáutico, al documento complementario *Guide to Hygiene and Sanitation in Aviation* (apartado 1.3) y a los reglamentos de las líneas aéreas o de protección de la salud en los aeropuertos; y
- respuesta, investigación y asesoramiento tras recibir informes sobre incidentes significativos.

## **6.8 Barcos**

### **6.8.1 Riesgos para la salud**

La importancia del agua como vehículo de transmisión de enfermedades infecciosas en barcos está claramente documentada. En términos generales, los mayores riesgos microbianos son los derivados del consumo de agua contaminada con excrementos humanos o animales. Se ha confirmado la transmisión por el agua a bordo de barcos de *E. coli* enterotoxigénica, norovirus, *Vibrio* spp., *Salmonella typhi* y otras especies del género *Salmonella*, *Shigella* spp., *Cryptosporidium* spp., *Giardia lamblia* y *Legionella* spp. (véase Rooney *et al.*, en prensa).

También pueden darse en los barcos casos de envenenamiento por contaminación del agua con sustancias químicas. Por ejemplo, hubo un brote de casos de envenenamiento agudo en el que se determinó que la causa fue la contaminación de la reserva de agua potable del barco con hidroquinona, un ingrediente de líquido de revelado de fotografías. También podría producirse envenenamiento crónico en un barco si la tripulación o los pasajeros se exponen a dosis pequeñas de sustancias químicas dañinas durante periodos prolongados.

El documento complementario *Guide to Ship Sanitation* (apartado 1.3) describe los factores que pueden afectar al tratamiento, transferencia, producción, almacenamiento o distribución del agua en los barcos. Esta guía actualizada incluye una descripción de características específicas de la organización del suministro y del marco reglamentario.

La organización de sistemas para el abastecimiento de agua a instalaciones portuarias y barcos difiere considerablemente del abastecimiento convencional de agua en tierra. Aunque las autoridades portuarias pueden recibir agua potable de una red municipal o privada, suelen contar con instalaciones especiales para gestionar el agua en el puerto. El suministro de agua a los barcos se realiza mediante mangueras o desde barcos cisterna o gabarras. El agua puede sufrir contaminación microbiana o química durante su transferencia del puerto al barco.

A diferencia de las instalaciones en tierra, en los barcos hay numerosos sistemas de fontanería — de agua potable, de agua de mar, de residuos y de combustible— encajados en un espacio relativamente confinado. Estos sistemas suelen ser extensos y complejos, lo que dificulta su inspección, reparación y mantenimiento. Varios brotes de enfermedades transmitidas por el agua en barcos han sido ocasionados por la contaminación del agua potable después de su transferencia al barco, por ejemplo, por aguas residuales o de sentina, debido a un diseño y construcción deficientes de los sistemas de almacenamiento de agua. Durante la distribución del agua, puede ser difícil evitar el deterioro de su calidad debido a la existencia de agua estancada y puntos ciegos.

La distribución del agua en los barcos puede también ofrecer más oportunidades de contaminación que en tierra, debido a que el movimiento del barco puede ocasionar subidas de presión y reflujos.

### **6.8.2 Evaluación de los riesgos del sistema**

En la evaluación del sistema de distribución de agua de consumo en el barco, deben tenerse en cuenta diversas cuestiones específicas, incluidas las siguientes:

- la calidad del agua de origen;
- los equipos de repostaje de agua;
- las técnicas de repostaje de agua;
- el diseño y la construcción de los depósitos de almacenamiento y tuberías;
- los sistemas de filtración y otros sistemas de tratamiento a bordo del barco;
- las válvulas de reflujo;
- la presión del agua en el sistema;
- el diseño del sistema para reducir al mínimo los puntos ciegos y zonas de estancamiento de agua; y
- la desinfección residual.

### **6.8.3 Monitoreo operativo**

El patrón del barco es el responsable del monitoreo operativo. El monitoreo se centra principalmente en la verificación de los procesos de gestión. El monitoreo de las medidas de control incluye:

- la calidad del agua de origen;
- la limpieza y buen estado de las tomas de agua y mangueras;
- los residuos de desinfectantes y el pH (por ejemplo, diariamente);
- las válvulas de reflujo (por ejemplo, de una vez al mes a una vez al año);
- los filtros (antes y durante cada uso); y
- la calidad microbiológica del agua tratada, particularmente tras realizar operaciones de mantenimiento o reparaciones.

La frecuencia del monitoreo debe adaptarse a la frecuencia probable de cambios en la calidad del agua; por ejemplo, el monitoreo del agua de consumo puede ser más frecuente en barcos nuevos o que han sido puestos en servicio recientemente, pero la frecuencia podrá disminuir tras examinarse los resultados. De forma similar, si el sistema de distribución de agua del barco ha sufrido una avería, deberá aumentarse la frecuencia del monitoreo tras su reparación, hasta que se compruebe que está claramente bajo control.

### **6.8.4 Gestión**

La autoridad portuaria es responsable de proporcionar agua potable inocua para el repostaje de los barcos. Normalmente, el patrón del barco no podrá controlar directamente la contaminación del agua proporcionada en el puerto. Si sospecha que el agua proviene de una fuente insalubre, el patrón del barco podrá decidir someterla a un tratamiento adicional (por ejemplo, hipercloración o filtración, o ambas). Cuando sea preciso someter el agua a tratamiento, antes o después de transferirla a bordo, deberá elegirse el tratamiento que sea más adecuado para el tipo de agua y más fácil de operar y mantener por los oficiales y la tripulación del barco.

Durante la transferencia del agua al barco desde el puerto y una vez a bordo del barco, deberán disponerse medidas de protección sanitaria, en el sistema de distribución en tierra, incluidas las conexiones al sistema del barco, y en todo el sistema del barco, para evitar su contaminación.

El agua potable deberá almacenarse en uno o más depósitos construidos, ubicados y protegidos de forma que se evite su contaminación. Las conducciones de agua potable deben estar protegidas y ubicadas de forma tal que no queden sumergidas en agua de sentina ni pasen por depósitos que almacenen líquidos no potables.

El patrón del barco debe asegurarse de que la tripulación y los pasajeros reciben un abastecimiento de agua de consumo suficiente e ininterrumpido y que no se contamina el sistema de distribución. Los sistemas de distribución de los barcos son especialmente vulnerables a la contaminación cuando se producen caídas de la presión, por lo que deben instalarse válvulas de reflujo para evitar la contaminación del agua en tales situaciones.

Las conducciones de distribución de agua potable no deben presentar conexiones cruzadas con conducciones ni depósitos de almacenamiento de ningún sistema de agua no potable.

La inocuidad del agua se garantiza mediante protocolos de reparación y mantenimiento, que incluyen medidas de prevención de la contaminación mediante el uso de válvulas y la vigilancia del aseo y los hábitos de trabajo del personal y de la limpieza de los materiales empleados.

Actualmente, en muchos barcos la proliferación de microorganismos en el sistema de distribución se controla mediante concentraciones residuales de desinfectantes, pero no se debe confiar únicamente en la desinfección residual como «tratamiento» del agua contaminada, ya que la contaminación puede superar fácilmente esta barrera.

En los PSA de los barcos deben estar documentados los programas complementarios siguientes:

- capacitación adecuada de la tripulación que se ocupa de la transferencia y tratamiento del agua; y
- certificación efectiva de los materiales utilizados en los depósitos de almacenamiento y tuberías de los barcos.

#### **6.8.5 Vigilancia**

La vigilancia independiente es un componente deseable para garantizar la inocuidad del agua de consumo en los barcos. Comprende:

- auditorías periódicas y evaluación directa;
- examen y aprobación de los PSA;
- atención específica a los códigos de prácticas del sector naval, al documento complementario *Guide to Ship Sanitation* (apartado 1.3) y a los reglamentos portuarios de protección de la salud y de navegación; y
- respuesta, investigación y asesoramiento tras recibir informes sobre incidentes significativos.

# 7

## Aspectos microbiológicos

El mayor riesgo microbiano del agua es el relacionado con el consumo de agua contaminada con excrementos humanos o animales, aunque puede haber otras fuentes y vías de exposición significativas.

Este capítulo trata sobre los microorganismos que, según pruebas obtenidas en estudios epidemiológicos o en estudios prospectivos en situaciones no epidémicas, ocasionan enfermedades por ingestión, inhalación de gotículas o contacto con agua de consumo, así como sobre el control de dichos microorganismos.

### 7.1 Peligros microbianos relacionados con el agua de consumo

Los riesgos para la salud relacionados con el agua de consumo más comunes y extendidos son las enfermedades infecciosas ocasionadas por agentes patógenos como bacterias, virus y parásitos (por ejemplo, protozoos y helmintos). La carga para la salud pública es función de la gravedad de la enfermedad o enfermedades relacionadas con los agentes patógenos, de su infectividad y de la población expuesta.

Un fallo general del sistema de protección de la seguridad del abastecimiento de agua puede ocasionar una contaminación a gran escala del agua y, potencialmente, epidemias detectables. Otras averías y la contaminación leve, posiblemente en ocasiones repetidas, pueden ocasionar brotes esporádicos significativos de enfermedades, pero no es probable que las autoridades de vigilancia de la salud pública los asocien con la fuente de abastecimiento de agua de consumo.

La evaluación y cuantificación de los riesgos puede ayudar a comprenderlos y gestionarlos, sobre todo los relacionados con casos de enfermedad esporádicos.

#### 7.1.1 Infecciones transmitidas por el agua

Existen diversos tipos de agentes patógenos que pueden transmitirse por el agua de consumo contaminada. El cuadro 7.1 y la figura 7.1 proporcionan información general sobre agentes patógenos importantes en la gestión de sistemas de abastecimiento de agua de consumo. La gama de agentes patógenos cambia en función de factores variables como el aumento de las poblaciones de personas y animales, el incremento del uso de aguas residuales, los cambios de los hábitos de la población o de las intervenciones médicas, las migraciones y viajes de la población, y presiones selectivas que favorecen la aparición de agentes patógenos nuevos o mutantes, o de recombinaciones de los agentes patógenos existentes. También existe una considerable variabilidad en la inmunidad de las personas, ya sea adquirida por contacto con un agente patógeno o determinada por factores como la edad, el sexo, el estado de salud y las condiciones de vida.

**Cuadro 7.1 Agentes patógenos transmitidos por el agua y su importancia en los sistemas de abastecimiento de agua**

Agente patógeno	Importancia para la salud	Persistencia en los sistemas de abastecimiento de agua <sup>a</sup>	Resistencia al cloro <sup>b</sup>	Infectividad relativa <sup>c</sup>	Fuente animal importante
<b>Bacterias</b>					
<i>Burkholderia pseudomallei</i>	Baja	Puede proliferar	Baja	Baja	No
<i>Campylobacter jejuni</i> , <i>C. coli</i>	Alta	Moderada	Baja	Moderada	Sí
<i>Escherichia coli</i> patógena <sup>d</sup>	Alta	Moderada	Baja	Baja	Sí
<i>E. coli</i> enterohemorrágica	Alta	Moderada	Baja	Alta	Sí
<i>Legionella</i> spp.	Alta	Moderada	Baja	Moderada	No
Micobacterias no tuberculosas	Baja	Prolifera	Alta	Baja	No
<i>Pseudomonas aeruginosae</i>	Moderada	Prolifera	Moderada	Baja	No
<i>Salmonella typhi</i>	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja	No
Otras salmonelas	Alta	Moderada	Baja	Baja	Sí
<i>Shigella</i> spp.	Alta	Puede proliferar	Baja	Moderada	No
<i>Vibrio cholerae</i>	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja	No
<i>Yersinia enterocolitica</i>	Alta	Puede proliferar	Baja	Baja	Sí
		Corta			
		Corta			

Larga					
<b>Virus</b>					
Adenovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
Enterovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
Virus de la hepatitis A	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
Virus de la hepatitis E	Alta	Larga	Moderada	Alta	Potencialmente
Norovirus y sapovirus	Alta	Larga	Moderada	Alta	Potencialmente
Rotavirus	Alta	Larga	Moderada	Alta	No
<b>Protozoos</b>					
<i>Acanthamoeba</i> spp.	Alta	Larga	Alta	Alta	No
<i>Cryptosporidium parvum</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	Sí
<i>Cyclospora cayetanensis</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	No
<i>Entamoeba histolytica</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	No
<i>Giardia intestinalis</i>	Alta	Moderada	Alta	Alta	Sí
<i>Naegleria fowleri</i>	Alta	Puede proliferar <sup>f</sup>	Alta	Alta	No
<i>Toxoplasma gondii</i>	Alta	Larga	Alta	Alta	Sí
<b>Helmintos</b>					
<i>Dracunculus medinensis</i>	Alta	Moderada	Moderada	Alta	No
<i>Schistosoma</i> spp.	Alta	Corta	Moderada	Alta	Sí

Nota: La transmisión por el agua de los agentes patógenos incluidos en el cuadro ha sido confirmada mediante estudios epidemiológicos e historias clínicas. La comprobación de la patogenicidad se basa, en parte, en la reproducción de la enfermedad en hospedadores adecuados. El valor de la información de estudios experimentales en los que se expone a voluntarios a concentraciones conocidas de agentes patógenos es relativo; como la mayoría de los estudios se realizan con voluntarios adultos sanos, la información obtenida sólo es aplicable a una parte de la población expuesta y la extrapolación a grupos más vulnerables debe estudiarse más a fondo.

<sup>a</sup> Período de detección del estado infeccioso en agua a 20 °C: persistencia corta: hasta 1 semana; moderada: de 1 semana a 1 mes; larga: más de 1 mes.

<sup>b</sup> Estando el estado infeccioso en suspensión libre en agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales. La resistencia es «moderada» si es posible que el agente no sea destruido completamente.

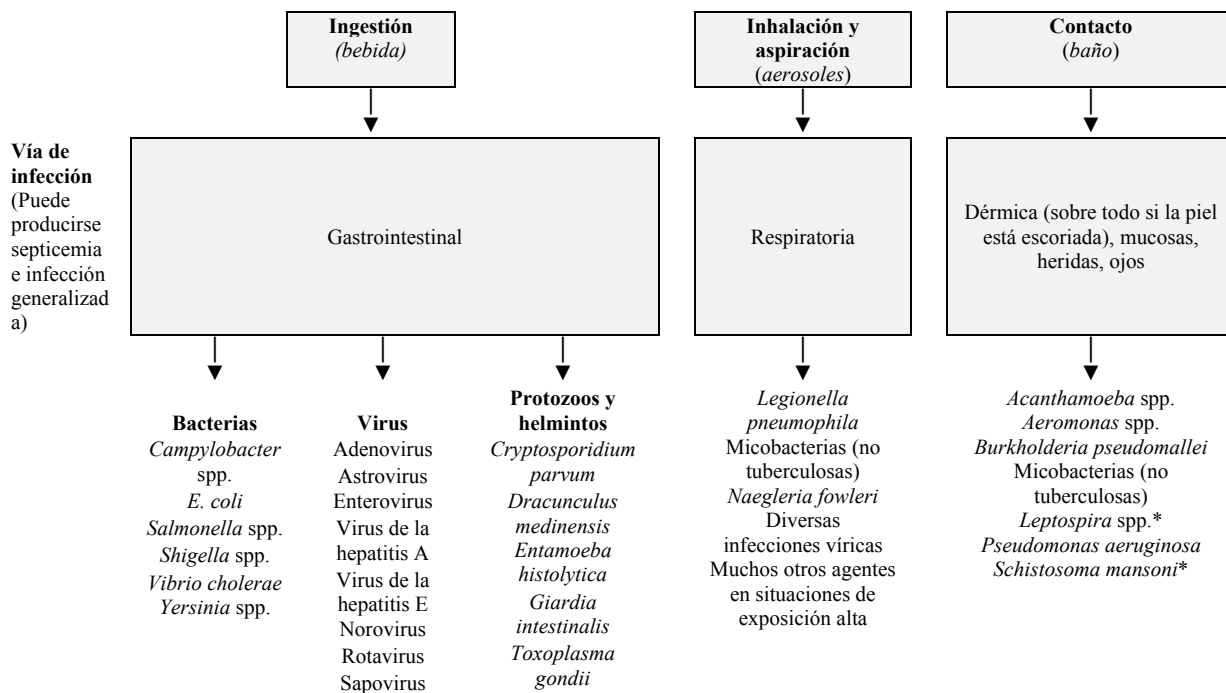
<sup>c</sup> Determinada en experimentos con voluntarios o basándose en información epidemiológica.

<sup>d</sup> Incluye los tipos enteropatógenos, enterotoxígenos y enteroinvasivos.

<sup>e</sup> La vía de infección principal es por contacto con la piel, pero puede infectar a enfermos de cáncer o personas inmunodeficientes por vía oral.

<sup>f</sup> En agua templada.

La transmisión por el agua de consumo es sólo uno de los vehículos de transmisión de los agentes patógenos transmitidos por la vía fecal-oral. Pueden ser también vehículo de transmisión los alimentos contaminados, las manos, los utensilios y la ropa, sobre todo cuando el saneamiento e higiene domésticos son deficientes. Para reducir la transmisión de enfermedades por la vía fecal-oral es importante mejorar la calidad del agua y su disponibilidad, así como los sistemas de eliminación de excrementos y la higiene general.



\* Principalmente por contacto con aguas superficiales muy contaminadas.

**Figura 7.1 Vías de transmisión y ejemplos de agentes patógenos relacionados con el agua**

Los riesgos para la salud relacionados con el agua de consumo más comunes y extendidos son las enfermedades infecciosas ocasionadas por agentes patógenos como bacterias, virus, protozoos y helmintos.

La inocuidad del agua de consumo no depende únicamente de la contaminación fecal. Algunos microorganismos proliferan en las redes de distribución de agua (por ejemplo, *Legionella*), mientras que otros se encuentran en las aguas de origen (el dracunculo, *Dracunculus medinensis*) y pueden ocasionar epidemias y casos aislados. Para otros microbios (por ejemplo, las cianobacterias tóxicas) deben adoptarse medidas de gestión específicas, que se abordan en otro capítulo de las presentes Guías (véase el apartado 11.5).

Ciertas enfermedades graves se producen por inhalación de gotículas de agua (aerosoles) en las que los microorganismos causantes de la enfermedad pueden multiplicarse si contienen nutrientes y la temperatura es cálida. Son ejemplos de tales enfermedades las legionelosis, como la legionelosis neumónica o «enfermedad del legionario», ocasionadas por *Legionella* spp., y las enfermedades causadas por la ameba *Naegleria fowleri* (meningoencefalitis amebiana primaria [MAP]) y por *Acanthamoeba* spp. (meningitis amebiana, infecciones pulmonares).

La esquistosomiasis (bilharziasis) es una importante enfermedad parasitaria de las regiones tropicales y subtropicales que se transmite por la penetración en la piel de la larva del parásito (cercaria), liberada por caracoles acuáticos infectados. Se transmite principalmente por contacto con el agua. La disponibilidad de agua inocua contribuye a prevenir la enfermedad, ya que reduce la necesidad de contacto con agua contaminada, por ejemplo, al recogerla para transportarla al hogar o al utilizarla para lavar la ropa o para la higiene personal.

El agua de consumo insalubre, contaminada con tierra o heces, puede actuar como vehículo de otras infecciones parasitarias como la balantidiasis (*Balantidium coli*) y determinados helmintos (especies de los géneros *Fasciola*, *Fasciolopsis*, *Echinococcus*, *Spirometra*, *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Necator*, *Ancylostoma* y *Strongyloides*, y la especie *Taenia solium*). No obstante, en la mayoría de estas especies, el modo de transmisión normal no es la ingestión de agua de consumo contaminada, sino la ingestión de los huevos presentes en alimentos contaminados con heces o con tierra contaminada con heces o, en el caso de *Taenia solium*, la ingestión del cisticerco por consumo de carne de cerdo no cocinada.

Otros agentes patógenos que pueden estar presentes de forma natural en el medio ambiente pueden hacer enfermar a personas con inmunodeficiencia local o sistémica, como los ancianos o las personas de muy corta edad, los pacientes con quemaduras o heridas extensas, las sometidas a

tratamientos inmunodepresores o las afectadas por el síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA). Si el agua que beben o usan estas personas para bañarse contiene cantidades suficientes de estos organismos, pueden producir diversas infecciones cutáneas y de las mucosas de los ojos, oídos, nariz y garganta. Son ejemplos de agentes patógenos de este tipo la especie *Pseudomonas aeruginosa* y especies de los géneros *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia* y *Aeromonas*, así como determinadas micobacterias (no tuberculosas) de crecimiento lento (véase el documento complementario *Pathogenic Mycobacteria in Water*; apartado 1.3).

La mayoría de los agentes patógenos del ser humano indicados en el cuadro 7.1 (que se describen en mayor detalle en el capítulo 11) están distribuidos por todo el mundo; no obstante, algunos, como los que ocasionan epidemias de cólera o dracunculosis, son endémicos de determinadas regiones. La erradicación de *D. medinensis* es un objetivo reconocido de la Asamblea Mundial de la Salud (1991).

Probablemente existan otros agentes patógenos transmitidos por el agua no incluidos en el cuadro 7.1, ya que el número de patógenos transmitidos por el agua conocidos continúa aumentando conforme se descubren patógenos nuevos o no identificados anteriormente (véase OMS, 2003a).

### **7.1.2 Persistencia y proliferación en el agua**

Aunque los agentes patógenos transmitidos por el agua típicos son capaces de sobrevivir en el agua de consumo, la mayoría no crecen ni proliferan en el agua. Microorganismos como *E. coli* y *Campylobacter* pueden acumularse en los sedimentos y movilizarse al aumentar el caudal de agua.

Tras abandonar el organismo de su hospedador, la viabilidad y capacidad infecciosa de la mayoría de los agentes patógenos disminuyen gradualmente. Su número disminuye normalmente de forma exponencial, y transcurrido cierto tiempo no podrá detectarse su presencia. Los agentes patógenos con persistencia baja deben encontrar rápidamente nuevos hospedadores y es más probable su transmisión por contacto de persona a persona o por una higiene personal deficiente que por el agua de consumo. Varios factores influyen en la persistencia, de los que la temperatura es el más importante. El número de microorganismos disminuye habitualmente con mayor rapidez a temperaturas más altas y la tasa de disminución puede verse potenciada por los efectos letales de la radiación UV de la luz solar que incide en la zona superficial del agua.

Los agentes patógenos y parásitos transmitidos por el agua más comunes son los que poseen una infectividad alta y o pueden proliferar en el agua o poseen una resistencia alta fuera del organismo.

Los virus y las formas latentes de los parásitos (quistes, ooquistes, huevos) no pueden multiplicarse en el agua. Por el contrario, la presencia de cantidades relativamente altas de carbono orgánico biodegradable, junto con temperaturas cálidas y concentraciones residuales bajas de cloro, pueden permitir la proliferación de *Legionella*, *V. cholerae*, *Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* y organismos molestos en algunas aguas superficiales y en los sistemas de distribución de agua (véase también el documento complementario *Heterotrophic Plate Counts and Drinking-water Safety*; apartado 1.3).

La calidad microbiológica del agua puede variar muy rápidamente y en gran medida. Pueden producirse aumentos repentinos de la concentración de agentes patógenos que pueden aumentar considerablemente el riesgo de enfermedades y desencadenar brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Los análisis de la calidad microbiológica del agua normalmente tardan demasiado para que sus resultados puedan ser tenidos en cuenta por los responsables de la adopción de medidas para evitar el suministro de agua insalubre.

### **7.1.3 Aspectos relativos a la salud pública**

Las epidemias de enfermedades transmitidas por el agua pueden afectar a numerosas personas, y la prioridad principal de la elaboración y aplicación de controles de la calidad del agua de consumo debe ser el control de estas epidemias. La información disponible sugiere también que el agua de consumo puede contribuir a la morbilidad general en ausencia de epidemias, de modo que una finalidad adicional del control de la calidad del agua de consumo debe ser reducir la morbilidad por enfermedades transmitidas por el agua en el conjunto de la población.

La experiencia ha demostrado que los sistemas de detección de epidemias de enfermedades transmitidas por el agua suelen ser ineficientes en países con cualquier grado de desarrollo socioeconómico, y el que no se detecten brotes no garantiza que no existan, ni indica necesariamente que el agua de consumo pueda considerarse inocua.

Algunos de los agentes patógenos cuya transmisión por agua de consumo contaminada es conocida producen enfermedades graves y que, en ocasiones, pueden ser mortales. Algunas de estas enfermedades son la fiebre tifoidea, el cólera, la hepatitis infecciosa (causada por el virus de la hepatitis A [VHA] o el de la hepatitis E [VHE]) y las enfermedades causadas por *Shigella* spp. y por *E. coli* O157.



Otras enfermedades conllevan típicamente desenlaces menos graves, como la diarrea de resolución espontánea (por ejemplo, los norovirus y *Cryptosporidium*).

La exposición a agentes patógenos no produce los mismos efectos en todas las personas ni, por consiguiente, en todas las poblaciones. Gracias a los efectos de la inmunidad adquirida, la exposición repetida a un agente patógeno puede conllevar una menor probabilidad de enfermar o una menor gravedad de la enfermedad ocasionada. La inmunidad frente a algunos agentes patógenos (por ejemplo, el VHA) dura toda la vida, mientras que en otros casos (por ejemplo, *Campylobacter*) los efectos protectores pueden durar únicamente unos pocos meses o años. Por otro lado, los subgrupos de población vulnerables (por ejemplo, los niños, los ancianos, las mujeres embarazadas y las personas con inmunodeficiencia) pueden estar expuestos a un mayor riesgo de enfermar o la enfermedad puede ser más grave, incluso mortal. No todos los agentes patógenos producen efectos más intensos en todos los subgrupos de población vulnerables.

Algunas personas infectadas no contraerán la enfermedad sintomática. La proporción de la población infectada que es asintomática (incluidos los portadores) es diferente para cada agente patógeno y también varía en función de características demográficas, como la prevalencia de inmunidad. Los portadores y las personas con infecciones asintomáticas, así como aquellas que aún no han desarrollado los síntomas, pueden contribuir a la propagación secundaria de agentes patógenos.

## **7.2 Formulación de metas de protección de la salud**

### **7.2.1 Metas de protección de la salud aplicadas a los peligros microbianos**

Los métodos generales de formulación de metas de protección de la salud se describen en el apartado 2.1.1 y en el capítulo 3.

Puede obtenerse información sobre riesgos para la salud de fuentes epidemiológicas o de evaluaciones de riesgos; por lo general, se utilizan ambas fuentes de forma complementaria.

En situaciones en las que la carga de morbilidad de enfermedades transmitidas por el agua se considere suficientemente alta para permitir la medición del efecto de las intervenciones, es decir, de las reducciones de la carga de morbilidad que puede atribuirse al agua de consumo, también pueden establecerse metas de protección de la salud mediante un enfoque basado en dichos resultados sanitarios.

La evaluación de riesgos es particularmente útil cuando la proporción de la morbilidad atribuible al agua de consumo es baja o difícil de medir directamente mediante la vigilancia de la salud pública o estudios epidemiológicos analíticos.

Para muchos agentes patógenos, se cuenta con escasos datos —tanto epidemiológicos como de evaluación de riesgos— en los que basar la formulación de metas de protección de la salud, pero se producen cada vez más datos. Para la formulación de metas nacionales, siempre será de gran utilidad la información generada en el país.

El tipo más frecuente de metas de protección de la salud aplicadas para el control de los peligros microbianos son las metas relativas a la eficacia (véase el apartado 3.2.2), relacionadas con una carga de morbilidad tolerable. Normalmente, no se fijan metas de calidad del agua (véase el apartado 3.2.3) para el control de agentes patógenos, porque el análisis de la presencia de dichos agentes en el agua tratada no se considera una opción factible ni costoeficaz.

### **7.2.2 Método de evaluación de riesgos**

En muchas circunstancias, es posible calcular los efectos de la mejora de la calidad del agua de consumo sobre los riesgos para la salud de la población mediante la elaboración y aplicación de modelos de evaluación de riesgos.

La evaluación cuantitativa de los riesgos microbianos es una disciplina en rápido desarrollo que combina de forma sistemática la información disponible sobre exposición al riesgo y sobre la relación entre dosis y respuesta para calcular valores estimados de la carga de morbilidad relacionada con la exposición a agentes patógenos. Se utilizan modelos matemáticos para estimar los efectos que producen, en poblaciones y subgrupos de población, concentraciones bajas de agentes patógenos en el agua de consumo.

Para interpretar y aplicar información obtenida en estudios epidemiológicos analíticos para determinar metas de protección de la salud de ámbito de aplicación nacional o local, es preciso tener en cuenta diversos factores, incluidos los siguientes:

- ¿Deben proporcionarse valores estimados específicos de reducción de la morbilidad o bien intervalos indicativos de las reducciones esperadas?
- ¿En qué medida es representativa de la población objetivo la muestra de estudio? ¿Se puede confiar en la validez de los resultados para un grupo de población más amplio?

- ¿En qué medida afectarán a los efectos esperados pequeñas variaciones en las condiciones demográficas o socioeconómicas?

La evaluación de riesgos comienza con la formulación del problema, cuya finalidad es determinar todos los peligros posibles y sus vías de transmisión de la fuente o fuentes a la persona o personas afectadas. A continuación, se caracterizan los riesgos combinando la información sobre exposición de las personas a los agentes patógenos seleccionados (concentraciones medioambientales y volúmenes ingeridos) y la relativa a la relación entre dosis y respuesta. Esta información, junto con información adicional (factores sociales, culturales, políticos, económicos, medioambientales, etc.), permite establecer prioridades entre las diferentes opciones de gestión. Para fomentar el apoyo y la participación de las partes interesadas, es importante aplicar, en cada etapa del proceso, un procedimiento transparente y una comunicación activa de los riesgos. En el cuadro 7.2 se expone un ejemplo de método de evaluación de riesgos, que se describe a continuación.

### Formulación del problema y determinación de los peligros

Deben determinarse y documentarse, para cada componente del sistema de abastecimiento de agua de consumo, todos los posibles peligros, las fuentes de peligro y los sucesos que pudieran dar lugar a dichos peligros (es decir, qué puede pasar y cómo), con independencia de si el proveedor de agua de consumo controla o no directamente dicho componente. Se incluyen las fuentes de contaminación puntuales (por ejemplo, los vertidos de residuos humanos e industriales) y las difusas (por ejemplo, las generadas por actividades agropecuarias). Deben tenerse en cuenta también las pautas temporales de la contaminación, que puede ser continua, intermitente o estacional, así como los sucesos extremos e infrecuentes, como sequías e inundaciones.

La determinación de los peligros, en su sentido más amplio, se centra en las situaciones de peligro, que son sucesos que pueden hacer que los consumidores se vean expuestos a microorganismos patógenos específicos. En estos casos, puede utilizarse el término «peligro» en referencia al suceso peligroso (por ejemplo, los picos de contaminación del agua de origen con aguas residuales domésticas).

Se seleccionan microorganismos representativos cuyo control garantizaría el control de todos los agentes patógenos peligrosos. Típicamente, esto conlleva la inclusión de al menos una bacteria, un virus y un protozoo patógenos.

**Cuadro 7.2 Modelo de evaluación de riesgos para la salud derivados de agentes patógenos**

<b>Etapas</b>	<b>Finalidad</b>
1. Formulación del problema y determinación de los peligros	Señalar todos los posibles peligros relacionados con el agua de consumo que tendrían consecuencias perjudiciales para la salud pública, así como sus vías de transmisión de la fuente o fuentes al consumidor o consumidores
2. Evaluación de la exposición	Determinar el tamaño y la naturaleza de la población expuesta, así como la vía, magnitud y duración de la exposición
3. Evaluación de la relación entre dosis y respuesta	Caracterizar la relación entre la exposición y la incidencia del efecto sobre la salud
4. Caracterización de los riesgos	Integrar la información sobre exposición, relación entre dosis y respuesta e intervenciones sanitarias para calcular la magnitud del problema de salud pública y evaluar su variabilidad e incertidumbre

Fuente: Adaptación de Haas *et al.* (1999).

### Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición consiste en el cálculo del número de microbios patógenos a los que se expone una persona, principalmente por ingestión. La evaluación de la exposición es una actividad de predicción basada frecuentemente en juicios subjetivos. Conlleva, inevitablemente, incertidumbre y debe tener en cuenta la variabilidad de factores como las concentraciones de microorganismos (que varían en el tiempo), los volúmenes ingeridos, etcétera.

La exposición puede considerarse en términos de una dosis única de agentes patógenos ingerida por un consumidor en un momento determinado, o bien en términos de la cantidad total ingerida en varias exposiciones (por ejemplo, a lo largo de un año). Se determina en función de la concentración de microbios en el agua de consumo y del volumen de agua consumida.

Rara vez es posible o pertinente medir directamente y de forma sistemática la concentración de agentes patógenos presentes en el agua de consumo. Lo habitual es medir las concentraciones en las aguas de origen, o suponer su valor, y aplicar reducciones estimadas de las concentraciones —por ejemplo, debidas al tratamiento del agua— para calcular la concentración en el agua consumida. Si se mide la concentración de agentes patógenos, es mejor, por lo general, hacerlo donde es máxima (generalmente en las aguas de origen). La reducción de la concentración de agentes patógenos lograda mediante la

aplicación de sucesivas medidas de control se determina generalmente por medio de indicadores, como *E. Coli*, en el caso de las bacterias entéricas patógenas (véase también el documento complementario *Water Treatment and Pathogen Control*; apartado 1.3).

El otro componente de la evaluación de la exposición, que es independiente del agente patógeno objeto de evaluación, es el volumen de agua no hervida consumida por la población, teniendo en cuenta las variaciones de los hábitos de consumo entre personas diferentes y, sobre todo, entre grupos de riesgo diferentes. En la evaluación de los riesgos derivados de peligros microbianos, es importante basarse en el volumen de agua no hervida consumida, tanto directamente como en la elaboración de alimentos, ya que el calentamiento del agua inactivará rápidamente los agentes patógenos que contenga. Este volumen es menor que el utilizado para determinar los valores de referencia de sustancias químicas y las metas relativas a la calidad del agua.

La exposición diaria de un consumidor puede calcularse multiplicando la concentración de agentes patógenos en el agua de consumo por el volumen de agua consumida. Para los fines de las Guías, se supone un consumo diario de 1 litro de agua de consumo no hervida.

### **Evaluación de la relación entre dosis y respuesta**

La probabilidad de que la exposición a uno o más organismos patógenos ocasione un efecto perjudicial para la salud se determina mediante un modelo de relación entre dosis y respuesta. Los datos disponibles sobre relaciones entre dosis y respuesta proceden principalmente de estudios con voluntarios adultos sanos. Varios subgrupos de población, como los niños, los ancianos y las personas con inmunodeficiencia, son más vulnerables a las enfermedades infecciosas; sin embargo, no se dispone actualmente de datos que lo tengan adecuadamente en cuenta.

Conceptualmente, el modelo de infección se basa en la observación de que la probabilidad de infección como consecuencia de la exposición a la dosis descrita es función de las probabilidades de una serie de acontecimientos. Para que se produzca un caso de infección, la persona infectada deberá haber ingerido uno o más agentes patógenos viables; además, uno o más de los agentes patógenos ingeridos deberá haber sobrevivido en el organismo del hospedador. Un concepto importante es el principio de infectividad por un único agente patógeno: que es posible, aunque la probabilidad pueda ser baja, que incluso un único microorganismo pueda producir una infección y hacer enfermar a la persona infectada. Este concepto sustituye al concepto de dosis infecciosa (mínima) utilizado con frecuencia en la bibliografía menos reciente (véase el documento complementario *Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua*; apartado 1.3).

En general, se considera que si los agentes patógenos están dispersos uniformemente en el agua, su distribución puede describirse mediante una distribución de Poisson. Si la probabilidad de supervivencia e infección de cualquier microorganismo individual es la misma, la relación entre dosis y respuesta se simplifica mediante una función de tipo exponencial. No obstante, si la probabilidad individual de infección es heterogénea, la relación entre dosis y respuesta será de tipo beta-Poisson, en la que la «beta» representa la distribución de las probabilidades individuales entre agentes patógenos (y hospedadores). Con niveles de exposición bajos, como los típicos del agua de consumo, el modelo de relación entre dosis y respuesta es aproximadamente lineal y puede representarse simplemente como la probabilidad de infección resultante de la exposición a un único microorganismo (véase el documento complementario *Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua*; apartado 1.3).

### **Caracterización de los riesgos**

La caracterización de los riesgos reúne diversos tipos de datos: exposición a agentes patógenos, relación entre dosis y respuesta, gravedad de la enfermedad y carga de morbilidad.

La probabilidad de infección puede calcularse como el producto de la exposición por el agua de consumo y la probabilidad de infección por exposición a un único microorganismo. La probabilidad de infección diaria se multiplica por 365 para calcular la probabilidad de infección anual. En este cálculo, suponemos que las diferentes exposiciones son independientes; es decir, que no se genera inmunidad protectora. Esta simplificación únicamente está justificada para niveles de riesgo bajos.

No todas las personas infectadas contraerán la enfermedad clínica; la mayoría de los agentes patógenos generan habitualmente infecciones asintomáticas. El porcentaje de personas infectadas que sufrirán la enfermedad clínica es función del agente patógeno, pero también de otros factores, como el estado inmunitario del hospedador. El riesgo de enfermar anual se determina multiplicando la probabilidad de infección por la probabilidad de enfermar en caso de infección.

Las cifras bajas del cuadro 7.3 pueden interpretarse como indicativas de la probabilidad de que una persona contraiga la enfermedad en un año determinado. Por ejemplo, un riesgo de enfermar por infección de *Campylobacter* de  $2,5 \times 10^{-4}$  al año indica que, por término medio, 1 de cada 4000 consumidores de agua de consumo contraerían campilobacteriosis por consumir dicha agua.

Cuadro 7.3 Relación entre carga de morbilidad tolerable asociada a agentes patógenos de referencia y calidad del agua de origen: ejemplo de cálculo

Agua de río (contaminada por residuos humanos y animales)		<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus <sup>a</sup>
Calidad del agua bruta (C <sub>R</sub> )	Microorganismos por litro	10	100	10
<i>Efecto del tratamiento necesario para alcanzar un nivel de riesgo tolerable (T%)</i>	<i>Reducción porcentual</i>	99,994%	99,99987%	99,99968%
Calidad del agua de consumo (C <sub>D</sub> )	Microorganismos por litro	$6,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$3,2 \times 10^{-5}$
Consumo de agua sin hervir (V)	Litros al día	1	1	1
Exposición por el agua de consumo (E)	Microorganismos al día	$6,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$3,2 \times 10^{-5}$
Relación entre dosis y respuesta (r)	Probabilidad de infección, por microorganismo	$4,0 \times 10^{-3}$	$1,8 \times 10^{-2}$	$2,7 \times 10^{-1}$
Riesgo de infección (P <sub>inf,d</sub> )	Diario	$2,5 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-6}$	$8,5 \times 10^{-6}$
Riesgo de infección (P <sub>inf,v</sub> )	Anual	$9,2 \times 10^{-4}$	$8,3 \times 10^{-4}$	$3,1 \times 10^{-3}$
Riesgo de enfermar (diarrea) habiéndose producido infección (P <sub>illinf</sub> )		0,7	0,3	0,5
Riesgo de enfermar (diarrea) (P <sub>ill</sub> )	Anual	$6,4 \times 10^{-4}$	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-3}$
Carga de morbilidad (db)	AVAD por caso	$1,5 \times 10^{-3}$	$4,6 \times 10^{-3}$	$1,4 \times 10^{-2}$
Proporción de la población vulnerable (f <sub>s</sub> )	Porcentaje de población	100%	100%	6%
Carga de morbilidad (DB)	AVAD anuales	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$	$1 \times 10^{-6}$
<b>Fórmulas:</b>	$C_D = C_R \times (1 - T\%)$			
	$E = C_D \times V$			
	$P_{inf,d} = E \times r$			

<sup>a</sup> Datos de regiones con ingresos altos. En las regiones con ingresos bajos la gravedad suele ser mayor, pero no es probable que el agua de consumo sea la vía de transmisión predominante.

La magnitud «años de vida ajustados en función de la discapacidad» (AVAD) permite traducir el riesgo de contraer una enfermedad específica a unidades de carga de morbilidad por caso. Esta magnitud debe reflejar, además de los efectos de los desenlaces agudos (por ejemplo, diarrea), la mortalidad y los efectos de desenlaces más graves (por ejemplo, el síndrome de Guillain-Barré asociado a *Campylobacter*). La carga de morbilidad por caso es muy variable. Por ejemplo, en regiones con ingresos bajos, con altas tasas de mortalidad en la niñez, la carga de morbilidad por 1000 casos de diarrea por rotavirus es de 480 AVAD. No obstante, en regiones con ingresos altos, donde la gran mayoría de la población tiene acceso a instalaciones hospitalarias, es de sólo 14 AVAD por 1000 casos (véase el documento complementario *Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*; apartado 1.3). Debido a esta diferencia considerable de carga de morbilidad, para reducir el riesgo a niveles iguales (expresados en AVAD anuales), los requisitos de tratamiento deben ser mucho más rigurosos, para la misma calidad del agua de origen, en las regiones con ingresos bajos. Idóneamente, las estimaciones generales de carga de morbilidad del cuadro 7.3 deberían adaptarse a las situaciones nacionales específicas. En el cuadro 7.3 no se tienen en cuenta los efectos en personas con inmunodeficiencia (por ejemplo, de la criptosporidiosis en enfermos de VIH/SIDA), que en algunos países constituyen una proporción significativa de la población. El apartado 3.3.3 proporciona información adicional sobre la magnitud AVAD y sobre cómo se aplica para determinar un nivel de riesgo de referencia.

En el caso de algunos agentes patógenos, es posible que sólo una parte de la población sea vulnerable, porque la inmunidad generada tras un episodio inicial de infección o enfermedad puede proporcionar una protección vitalicia. Son ejemplos de tales agentes patógenos el virus de la hepatitis A y los rotavirus. Se considera que en los países en desarrollo todos los niños mayores de cinco años son inmunes a los rotavirus debido a la exposición reiterada a los mismos en los primeros años de vida. Así, por término medio, el 17% de la población de los países en desarrollo es vulnerable a enfermedades

ocasionadas por rotavirus. En países desarrollados, la infección por rotavirus es también común en los primeros años de vida, y la enfermedad se diagnostica principalmente en niños de corta edad, pero la proporción de niños de corta edad en el conjunto de la población es menor; por ello, en los países desarrollados es vulnerable un promedio del 6% de la población.

La incertidumbre de la estimación del riesgo es consecuencia de la incertidumbre y la variabilidad de los datos obtenidos en las diversas etapas de la evaluación de riesgos. Idóneamente, los modelos de evaluación de riesgos deberían tener en cuenta esta variabilidad e incertidumbre, aunque aquí se ofrecen únicamente estimaciones puntuales (véase a continuación).

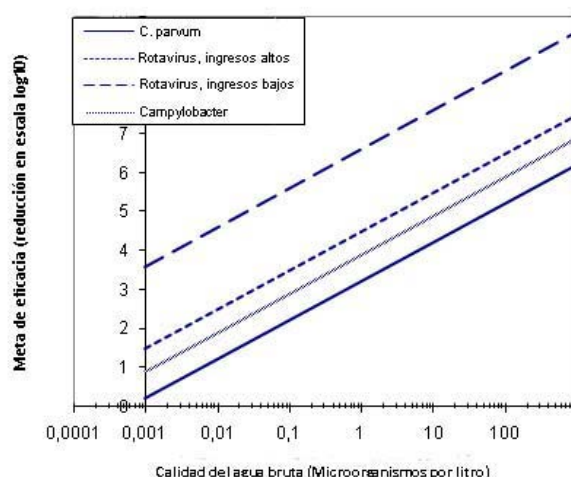
Es importante elegir la estimación puntual más adecuada para cada una de las variables. Según se deduce de consideraciones teóricas, los riesgos son directamente proporcionales a la media aritmética de las dosis ingeridas. Por ello, se recomienda el uso de medias aritméticas de variables como la concentración de agentes patógenos en el agua bruta, la tasa de eliminación mediante tratamiento y el consumo de agua de consumo. Esta recomendación difiere de la práctica habitual de los microbiólogos e ingenieros de convertir las concentraciones y efectos de los tratamientos en valores logarítmicos y basar los cálculos o las especificaciones en la escala logarítmica. Estos cálculos generan estimaciones de la media geométrica y no de la media aritmética, y dichas estimaciones pueden subestimar el riesgo significativamente. Por consiguiente, para analizar los datos de lugares específicos puede ser preciso basar los cálculos en los datos brutos en lugar de en los valores logarítmicos notificados.

### **7.2.3 Formulación de metas relativas a la eficacia basadas en la evaluación de riesgos**

El procedimiento descrito en el apartado anterior sirve para calcular el riesgo para el conjunto de la población, teniendo en cuenta la calidad del agua de origen y el efecto de las medidas de control. Este valor puede compararse con el nivel de riesgo de referencia (véase el apartado 3.3.2) o con un nivel de riesgo tolerable determinado a nivel local. Los cálculos permiten cuantificar el grado de protección o tratamiento del agua de origen necesario para lograr un nivel de riesgo aceptable especificado y analizar el efecto estimado de modificaciones en las medidas de control.

Las metas relativas a la eficacia suelen aplicarse a la eficacia de los tratamientos, es decir, para determinar la reducción de la carga microbiana necesaria para garantizar la inocuidad del agua. Una meta relativa a la eficacia puede aplicarse a un sistema específico (es decir, pueden tenerse en cuenta las características específicas del agua de origen) o general (por ejemplo, suponer unas características de calidad del agua de origen comunes a todos los sistemas de un determinado tipo o que se alimentan de agua de un determinado tipo de fuente) (véase también el documento complementario *Water Treatment and Pathogen Control*; apartado 1.3).

La figura 7.2 ilustra las metas relativas a la eficacia de los tratamientos correspondientes a diversos agentes patógenos presentes en el agua bruta. Por ejemplo, para una concentración de 10 microorganismos por litro de agua de origen, la meta relativa a la eficacia será una reducción de 4,2 en escala logarítmica (del 99,994%) para *Cryptosporidium*, o de 5,5 en escala logarítmica (del 99,99968%) para rotavirus en regiones con ingresos altos (véase también el cuadro 7.4, a continuación). La diferencia entre las metas relativas a la eficacia correspondiente a rotavirus en países con ingresos altos y la correspondiente a países con ingresos bajos (5,5 y 7,6 unidades logarítmicas, respectivamente; figura 7.2) se debe a que la gravedad de la enfermedad provocada por este microorganismo es diferente en uno y otro tipo de países. En países con ingresos bajos, la tasa de letalidad en la niñez es relativamente alta y, por consiguiente, la carga de morbilidad es mayor. Además, en los países con ingresos bajos, es mayor la proporción de la población menor de cinco años, vulnerable a la infección por rotavirus.



**Figura 7.2 Metas de eficacia correspondientes a bacterias, virus y protozoos patógenos seleccionados, con respecto a la calidad del agua bruta (para alcanzar un valor de  $10^{-6}$  AVAD por persona y año)**

El cálculo de estas metas relativas a la eficacia se describe en el cuadro 7.4, que ofrece un ejemplo de los datos y cálculos que se utilizarían normalmente para construir un modelo de evaluación de los riesgos correspondientes a agentes patógenos transmitidos por el agua. El cuadro presenta datos correspondientes a agentes patógenos representantes de los tres grupos principales (bacterias, virus y protozoos) de diversas fuentes. La finalidad de estos ejemplos de cálculo es determinar el nivel de riesgo de referencia de  $10^{-6}$  AVAD por persona y año, según se describe en el apartado 3.3.3. Los datos del cuadro ilustran los cálculos necesarios para determinar un valor estimado del riesgo y no son valores de referencia.

**Cuadro 7.4 Metas de protección de la salud derivadas del ejemplo de cálculo del cuadro 7.3**

	<i>Cryptosporidium</i>	<i>Campylobacter</i>	Rotavirus <sup>a</sup>
Microorganismos por litro en el agua de origen	10	100	10
Meta sanitaria	$10^{-6}$ AVAD por persona y año	$10^{-6}$ AVAD por persona y año	$10^{-6}$ AVAD por persona y año
Riesgo de enfermedad diarreaica <sup>b</sup>	1 por 1600 anual	1 por 4000 anual	1 por 11 000 anual
Calidad del agua de consumo	1 por 1600 litros	1 por 8000 litros	1 por 32 000 litros
Meta de eficacia <sup>c</sup>	4,2 unidades en la escala logarítmica decimal	5,9 unidades en la escala logarítmica decimal	5,5 unidades en la escala logarítmica decimal

<sup>a</sup> Datos de regiones con ingresos altos. En las regiones con ingresos bajos la gravedad suele ser mayor, pero no es probable que el agua de consumo sea la vía de transmisión predominante.

<sup>b</sup> Para la población vulnerable.

<sup>c</sup> La meta de eficacia es una medida de la reducción, en escala logarítmica, de la concentración de agentes patógenos con respecto a la concentración (calidad) en el agua de origen.

#### 7.2.4 Presentación del resultado de la determinación de metas relativas a la eficacia

El cuadro 7.4 presenta algunos datos del cuadro 7.3 en un formato más significativo para los responsables de la gestión de riesgos. Se incluye la concentración media de agentes patógenos en el agua de consumo, a efectos de información. No es una meta relativa a la calidad del agua ni tiene por finalidad fomentar la medición de la concentración de agentes patógenos en el agua tratada. Por ejemplo, una concentración de  $6,3 \times 10^{-4}$  criptosporidios por litro (véase el cuadro 7.3) corresponde a 1 ooquiste por 1600 litros (véase el cuadro 7.4). La meta relativa a la eficacia (en la fila «Efecto del tratamiento» del cuadro 7.3), expresada como reducción porcentual, es el dato más importante del cuadro de evaluación de riesgos desde el punto de vista de la gestión. Puede expresarse también como valor de reducción en escala logarítmica. Por ejemplo, una reducción de la concentración de rotavirus del 99,99968% corresponde a 5,5 unidades en la escala logarítmica decimal.

### 7.2.5 Problemas que plantea la adaptación a las circunstancias nacionales o locales de la formulación de metas de eficacia basadas en la evaluación de riesgos

La elección de agentes patógenos del cuadro 7.4 se basó principalmente en la disponibilidad de datos sobre resistencia al tratamiento del agua, infectividad y carga de morbilidad. Los agentes patógenos elegidos pueden no ser prioritarios en todas las regiones del mundo; sin embargo, normalmente, la selección de otros agentes patógenos no afectaría en gran medida a las conclusiones generales derivadas de la aplicación del modelo.

Siempre que sea posible, en las evaluaciones de este tipo, debería utilizarse información específica de los países o lugares pertinentes. Si no se dispone de datos específicos, los riesgos pueden calcularse de forma aproximada basándose en valores estimados generales (véase el cuadro 7.5, a continuación).

Cuadro 7.5 Ejemplos de concentraciones detectables máximas (por litro) notificadas en publicaciones científicas de agentes patógenos entéricos e indicadores de contaminación fecal en diferentes tipos de aguas de origen

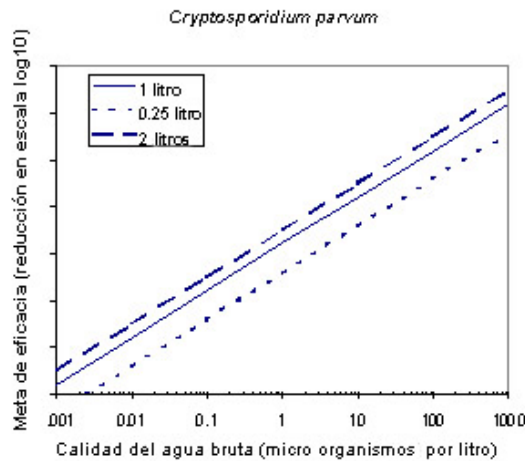
Grupo de agente patógeno o indicador	Lagos y embalses	Ríos y arroyos afectados	Ríos y arroyos silvestres	Aguas subterráneas
<i>Campylobacter</i>	20–500	90–2500	0–1100	0–10
<i>Salmonella</i>	—	3–58000 (3–1000) <sup>a</sup>	1–4	—
<i>E. coli</i> (genérica)	10000–1000000	30000–1000000	6000–30000	0–1000
Virus	1–10	30–60	0–3	0–2
<i>Cryptosporidium</i>	4–290	2–480	2–240	0–1
<i>Giardia</i>	2–30	1–470	1–2	0–1

<sup>a</sup> El intervalo menor corresponde a una medición más reciente.

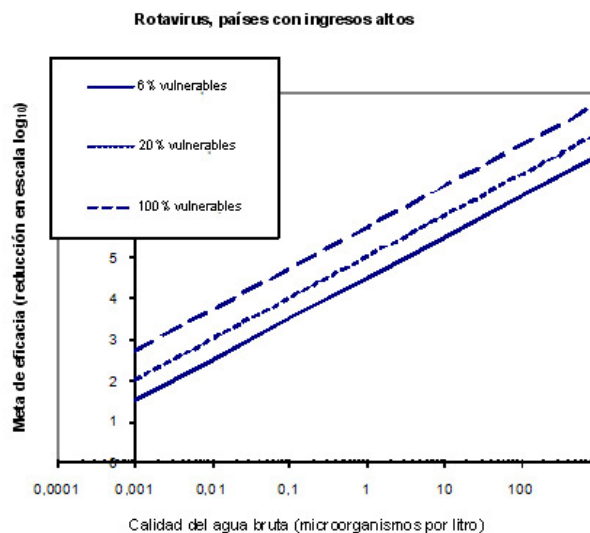
El cuadro 7.4 únicamente tiene en cuenta los cambios en la calidad del agua derivados del tratamiento y no las medidas de protección de la fuente, que contribuyen con frecuencia en gran medida a la inocuidad general, ya que afectan a la concentración de agentes patógenos, a su variabilidad, o a ambas cosas. Además, las estimaciones de riesgos presentadas en el cuadro 7.3 presuponen que la calidad del agua no se degrada en la red de distribución. Estos supuestos pueden no ser realistas en todas las circunstancias, y es aconsejable tomar estos factores en consideración siempre que sea posible.

El cuadro 7.4 presenta únicamente estimaciones puntuales y no tiene en cuenta la variabilidad y la incertidumbre. Los modelos completos de evaluación de riesgos incorporarían dichos factores representando las variables independientes como distribuciones estadísticas en lugar de como estimaciones puntuales. No obstante, la elaboración de modelos de este tipo no está actualmente al alcance de muchos países y escasean los datos necesarios para definir las distribuciones mencionadas. Para obtener este tipo de datos puede ser necesario invertir tiempo y recursos considerables, pero ayudan mucho a conocer la calidad real del agua de origen y la eficacia de su tratamiento.

El grado de tratamiento necesario depende también de los valores adoptados como variables independientes del modelo de evaluación de riesgos (por ejemplo, consumo de agua de consumo o proporción de la población que es vulnerable). La figura 7.3 muestra el efecto de la variación en el consumo de agua de consumo no hervida en las metas de eficacia correspondientes a *Cryptosporidium parvum*. Por ejemplo, para una concentración de 1 ooquiste por litro de agua bruta, las metas de eficacia correspondientes a valores de consumo de 0,25 a 2 litros al día son de 2,6 a 3,5 unidades en la escala logarítmica decimal. Según algunos datos epidemiológicos, en los países desarrollados una proporción significativa de la población de edad superior a cinco años puede no ser inmune a enfermedades causadas por rotavirus. La figura 7.4 muestra el efecto de la variación de la proporción de la población que es vulnerable. Por ejemplo, para una concentración de 10 partículas víricas por litro de agua bruta, la meta de eficacia aumenta de 5,5 a 6,7 cuando la proporción de personas vulnerables aumenta del 6 al 100%.



**Figura 7.3** Metas de eficacia correspondientes a *Cryptosporidium parvum*, con respecto al consumo diario de agua sin hervir (para alcanzar un valor de  $10^{-6}$  AVAD por persona y año)



**Figura 7.4** Metas de eficacia correspondientes a rotavirus, con respecto a la proporción de la población que es vulnerable a la enfermedad (para alcanzar un valor de  $10^{-6}$  AVAD por persona y año)

### 7.2.6 Metas sanitarias

En los planes de seguridad del agua (PSA) elaborados para intervenciones especificadas de mejora de la calidad del agua en comunidades y hogares, pueden aplicarse metas sanitarias relativas a la reducción de la morbilidad en una comunidad. Estas metas señalarían las reducciones de la morbilidad que se prevé lograr en las comunidades en las que se aplican las intervenciones.

Para determinar las medidas de mejora de la calidad del agua prioritarias, es preciso centrarse en aquellos aspectos que se calcula que contribuyen en una proporción superior a, por ejemplo, el 5% a la carga de morbilidad de una enfermedad dada (por ejemplo, el 5% de los casos de diarrea). En muchos lugares del mundo, la ejecución de una medida de fomento de la calidad del agua que mejore previsiblemente la salud en más del 5% se consideraría extremadamente deseable. En situaciones con carga de morbilidad alta, la aplicación de medidas eficaces puede suponer una demostración directa de las ventajas para la salud derivadas de la mejora de la calidad del agua —evaluadas, por ejemplo, mediante la



disminución de los recuentos de *E. coli* en el lugar de consumo—, lo que sería un instrumento muy eficaz para poner de manifiesto un primer avance en un proceso de mejora progresiva de la seguridad del agua.

Cuando se determina como meta sanitaria una reducción especificada y cuantificada de la morbilidad, puede ser aconsejable realizar una vigilancia activa y continua de la salud pública en comunidades representativas, en lugar de basarse en una vigilancia pasiva.

### **7.3 Presencia de agentes patógenos en el agua y su tratamiento**

Según se explicó en el apartado 4.1, en la evaluación del sistema se determina si la cadena de suministro de agua de consumo, en su conjunto, puede suministrar agua cuya calidad sea acorde con las metas establecidas. Para ello, es preciso conocer la calidad del agua de origen y la eficacia de las medidas de control.

Es fundamental conocer la presencia de agentes patógenos en las aguas de origen, ya que facilita la selección de la fuente de mayor calidad para alimentar el sistema de abastecimiento de agua de consumo y permite determinar los números y concentraciones de agentes patógenos en las aguas de origen y las necesidades de tratamiento del agua para cumplir las metas de protección de la salud establecidas en un PSA.

La validación (véanse los apartados 2.1.2 y 4.1.7) de las medidas de control contribuye a conocer su eficacia. Además de para garantizar que el tratamiento logrará alcanzar los objetivos deseados (metas de eficacia), la validación es importante para determinar aspectos de la eficacia que pueden mejorarse (por ejemplo, comparando la eficacia alcanzada con la que, según se ha comprobado, puede alcanzarse mediante la ejecución correcta de los procesos).

#### **7.3.1 Presencia de agentes patógenos**

La presencia de agentes patógenos y de microorganismos indicadores en fuentes de aguas subterráneas y superficiales depende de varios factores, como las características físicas y químicas intrínsecas de la zona de captación, y la magnitud y diversidad de las actividades humanas y fuentes animales que liberan patógenos al medio ambiente.

En las aguas superficiales, las fuentes de agentes patógenos pueden ser puntuales, como los desbordamientos de los sistemas municipales de alcantarillado y conducción de aguas pluviales urbanas; y no puntuales, como el agua de escorrentía contaminada procedente de zonas agrícolas y de zonas con sistemas de saneamiento que transcurren por fosas sépticas y letrinas. Otras fuentes son la fauna silvestre y el acceso directo del ganado a masas de agua superficiales. La concentración de muchos de los agentes patógenos presentes en masas de agua superficiales se reducirá por efecto de la dilución, la sedimentación y la destrucción de los patógenos debida a efectos medioambientales (calor, luz solar, depredación, etc.).

Las aguas subterráneas son frecuentemente menos vulnerables a la influencia directa de las fuentes de contaminación, debido a los efectos de barrera que ejercen el terreno que las recubre y su zona vadosa. La contaminación de las aguas subterráneas es más frecuente en los lugares en los que han sido alteradas estas barreras protectoras, permitiendo la contaminación directa, por ejemplo a través de pozos contaminados o abandonados, o por fuentes de contaminación subterráneas, como letrinas y conducciones de alcantarillado. No obstante, varios estudios han mostrado la presencia de agentes patógenos y microorganismos indicadores en aguas subterráneas, incluso en profundidad y en ausencia de circunstancias de peligro como las mencionadas, sobre todo cuando la contaminación superficial es intensa, por ejemplo por el abonado de tierras con estiércol o la presencia de otras fuentes de materia fecal derivadas de la ganadería intensiva (por ejemplo, parcelas de engorde). Los efectos de estas fuentes de contaminación pueden reducirse en gran medida mediante, por ejemplo, medidas de protección de los acuíferos, y la construcción y diseño correctos de pozos.

Si desea obtener información adicional sobre las fuentes de agentes patógenos y los factores fundamentales que los afectan, consulte los documentos complementario *Protecting Surface Waters for Health* y *Protecting Groundwaters for Health* (apartado 1.3).

El cuadro 7.5 presenta valores estimados de concentraciones máximas de patógenos entéricos y de indicadores microbianos en diferentes tipos de aguas superficiales y subterráneas, obtenidos principalmente del examen de datos publicados. Se han presentado los valores máximos porque representan situaciones de mayor riesgo y, por consiguiente, mayores grados de vulnerabilidad. El cuadro incluye dos categorías de datos correspondientes a ríos y arroyos: uno para fuentes de abastecimiento afectadas y otro para fuentes menos afectadas. Diversas publicaciones, incluidos varios artículos citados en Dangendorf *et al.* (2003), ofrecen información más detallada sobre estos datos.

Los datos del cuadro 7.5 constituyen una orientación útil acerca de las concentraciones de agentes patógenos entéricos y microorganismos indicadores presentes en diversas fuentes. No obstante, los datos presentan varias limitaciones y fuentes de incertidumbre, como las siguientes:

- no se conoce la relación entre los lugares de toma de muestras y las fuentes de contaminación;
- problemas relativos a la sensibilidad de las técnicas analíticas, particularmente las utilizadas para virus y protozoos; y
- no se conoce la viabilidad ni la capacidad de infectar al ser humano de los ooquistes de *Cryptosporidium*, de los quistes de *Giardia* ni de los virus detectados en los diferentes estudios, porque los diversos métodos utilizados (por ejemplo, microscopía o análisis molecular o de ácidos nucleicos) no se basan en el cultivo de los microorganismos.

Si bien el cuadro proporciona una indicación de las concentraciones posibles en fuentes de agua, la forma más exacta, con mucho, de determinar los números y concentraciones de agentes patógenos en cuencas de captación y otras fuentes de agua específicas es analizar la calidad del agua durante cierto periodo, asegurándose de incluir las variaciones estacionales y las debidas a acontecimientos puntuales, como tormentas. Se recomienda, siempre que sea posible, la medición directa de los agentes patógenos e indicadores en las aguas de origen específicas para las que se está elaborando un PSA y determinándose la presencia de patógenos, ya que se obtendrán así las estimaciones más exactas de números y concentraciones de microorganismos.

### 7.3.2 Tratamiento

En el caso de aguas de calidad muy alta —por ejemplo, las aguas subterráneas de acuíferos confinados— pueden utilizarse la protección del agua de origen y del sistema de distribución como medidas principales de control para el suministro de agua inocua. Sin embargo, lo más frecuente es que sea necesario someter el agua a tratamiento para retirar o destruir los microorganismos patógenos. En muchos casos (por ejemplo, con aguas superficiales de calidad deficiente) es preciso aplicar múltiples etapas de tratamiento, incluidas, por ejemplo, la coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. El cuadro 7.6 ofrece información resumida sobre los procesos de tratamiento comúnmente aplicados, ya sea de forma independiente o combinados, para reducir la carga microbiana.

Cuadro 7.6 Reducciones de la carga de bacterias, virus y protozoos logradas mediante tratamientos del agua típicos y mejorados

Tratamiento	Grupo de microbios entéricos patógenos	Tasa de eliminación de referencia	Tasa de eliminación máxima posible
<b>Pretratamiento</b>			
Prefiltros	Bacterias	50%	Hasta el 95% si se protegen contra los picos de turbidez mediante un filtro dinámico o si se utilizan únicamente cuando están maduros
	Virus	No hay datos	
	Protozoos	No hay datos; es probable cierto grado de eliminación	La eficacia de eliminación de protozoos probablemente sea equivalente a la de reducción de la turbidez
Microtamizado ( <i>microstraining</i> )	Bacterias, virus y protozoos	Cero	Generalmente ineficaz
Almacenamiento aislado de la corriente o en la orilla	Todos	Puede producirse un grado significativo de recontaminación que se sumaría al nivel de contaminación del agua de origen; la calidad puede deteriorarse por el crecimiento de algas	Eliminación equivalente al 90% si se evita la entrada de agua cuando su turbidez es máxima; mediante el almacenamiento en compartimentos se logran tasas de eliminación de 15 a 230 veces mayores
	Bacterias	Cero (supone la existencia de cortocircuitos)	Eliminación del 90% en 10 a 40 días de tiempo de retención efectivo
	Virus	Cero (supone la existencia de cortocircuitos)	Eliminación del 93% en 100 días de tiempo de retención efectivo
	Protozoos	Cero (supone la existencia de	Eliminación del 99% en 3

		cortocircuitos)	semanas de tiempo de retención efectivo
Filtración de orilla	Bacterias	99,9% tras 2 min. 99,99% tras 4 min. (mínimo basado en la eliminación de virus)	
	Virus	99,9% tras 2 min. 99,99% tras 4 min.	
	Protozoos	99,99%	
<b>Coagulación, floculación, sedimentación</b>			
Clarificación convencional	Bacterias	30%	90% (en función del coagulante, el pH, la temperatura, la alcalinidad y la turbidez)
	Virus	30%	70% (mismos factores)
	Protozoos	30%	90% (mismos factores)
Clarificación de caudal alto	Bacterias	Al menos 30%	
	Virus	Al menos 30%	
	Protozoos	95%	99,99% (si se utiliza el polímero de capa adecuado)
Flotación por aire disuelto	Bacterias	No hay datos	
	Virus	No hay datos	
	Protozoos	95%	99,9% (en función del pH, la dosis de coagulante, el tiempo de floculación y la tasa de recirculación)
Ablandamiento con cal	Bacterias	20% a pH 9,5 durante 6 h a 2–8 °C	99% a pH 11,5 durante 6 h a 2–8 °C
	Virus	90% a pH < 11 durante 6 h	99,99% a pH > 11, en función del virus y del tiempo de sedimentación
	Protozoos	Inactivación baja	99% mediante sedimentación por precipitación e inactivación a pH 11,5
<b>Intercambio de iones</b>			
	Bacterias	Cero	
	Virus	Cero	
	Protozoos	Cero	
<b>Filtración</b>			
Filtración granular de caudal alto	Bacterias	No hay datos	99% en condiciones de coagulación óptimas
	Virus	No hay datos	99,9% en condiciones de coagulación óptimas
	Protozoos	70%	99,9% en condiciones de coagulación óptimas
Filtración lenta en arena	Bacterias	50%	99,5% en condiciones óptimas de maduración, limpieza y relleno y con ausencia de cortocircuitos
	Virus	20%	99,99% en condiciones óptimas de maduración, limpieza y relleno y con ausencia de cortocircuitos
	Protozoos	50%	99% en condiciones óptimas de maduración, limpieza y relleno y con ausencia de cortocircuitos
Filtración de precapa, con tierra de diatomeas y con perlita	Bacterias	30–50%	96–99,9% con pretratamiento químico con coagulantes o polímeros
	Virus	90%	98% con pretratamiento químico con coagulantes o polímeros
	Protozoos	99,9%	99,99%, en función de la calidad del medio y del caudal de filtración
Filtración de membrana:	Bacterias	99,9–99,99%, con un	

microfiltración		pretratamiento adecuado y si se conserva íntegra la membrana
	Virus	<90%
	Protozoos	99,9–99,99%, con un pretratamiento adecuado y si se conserva íntegra la membrana
Filtración de membrana: ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa	Bacterias	Eliminación completa, con un pretratamiento adecuado y si se conserva íntegra la membrana
	Virus	Eliminación completa con nanofiltros, con ósmosis inversa y con ultrafiltros de menor tamaño de poros, con un pretratamiento adecuado y si se conserva íntegra la membrana
	Protozoos	Eliminación completa, con un pretratamiento adecuado y si se conserva íntegra la membrana
<b>Desinfección</b>		
Cloro	Bacterias	Ct <sub>99</sub> : 0,08 mg·min/l a 1–2 °C, pH 7; 3,3 mg·min/l a 1–2 °C, pH 8,5
	Virus	Ct <sub>99</sub> : 12 mg·min/l a 0–5 °C; 8 mg·min/l a 10 °C; ambos a pH 7–7,5
	Protozoos	<i>Giardia</i> Ct <sub>99</sub> : 230 mg·min/l a 0,5 °C; 100 mg·min/l a 10 °C; 41 mg·min/l a 25 °C; todos a pH 7–7,5
Monocloramina	Bacterias	Ct <sub>99</sub> : 94 mg·min/l a 1–2 °C, pH 7; 278 mg·min/l a 1–2 °C, pH 8,5
	Virus	Ct <sub>99</sub> : 1240 mg·min/l a 1 °C; 430 mg·min/l a 15 °C; ambos a pH 6–9
	Protozoos	<i>Giardia</i> Ct <sub>99</sub> : 2550 mg·min/l a 1 °C; 1000 mg·min/l a 15 °C; ambos a pH 6–9
Dióxido de cloro	Bacterias	No inactiva <i>Cryptosporidium</i> Ct <sub>99</sub> : 0,13 mg·min/l a 1–2 °C, pH 7; 0,19 mg·min/l a 1–2 °C, pH 8,5
	Virus	Ct <sub>99</sub> : 8,4 mg·min/l a 1 °C; 2,8 mg·min/l a 15 °C, ambos a pH 6–9
	Protozoos	<i>Giardia</i> Ct <sub>99</sub> : 42 mg·min/l a 1 °C; 15 mg·min/l a 10 °C; 7,3 mg·min/l a 25 °C; todos a pH 6–9
Ozono	Bacterias	Ct <sub>99</sub> : 0,02 mg·min/l a 5 °C, pH 6–7
	Virus	Ct <sub>99</sub> : 0,9 mg·min/l a 1 °C; 0,3 mg·min/l a 15 °C
	Protozoos	<i>Giardia</i> Ct <sub>99</sub> : 1,9 mg·min/l a 1 °C;

		0,63 mg·min/l a 15 °C, pH 6-9
		<i>Cryptosporidium</i>
		Ct <sub>99</sub> : 40 mg·min/l a 1 °C;
		4,4 mg·min/l a 22 °C
Radiación UV	Bacterias	99% de inactivación: 7 mJ/cm <sup>2</sup>
	Virus	99% de inactivación: 59 mJ/cm <sup>2</sup>
	Protozoos	<i>Giardia</i> 99% de inactivación: 5 mJ/cm <sup>2</sup> <i>Cryptosporidium</i> 99.9% de inactivación: 10 mJ/cm <sup>2</sup>

Nota: Ct y UV son para microorganismos en suspensión, no en el seno de partículas ni en biopelículas.

Las reducciones de la carga microbiana indicadas en el cuadro 7.6 corresponden a grupos o categorías generales de microbios: bacterias, virus y protozoos. Esto se debe a que, por lo general, la eficacia de reducción de la carga microbiana de los tratamientos es diferente para cada grupo de microbios, debido a las diferentes propiedades inherentes de los mismos (por ejemplo, su tamaño, la naturaleza de sus capas protectoras exteriores, las propiedades fisicoquímicas de sus superficies, etc.). Dentro de cada grupo de microbios, las diferencias de eficacia de los procesos de tratamiento entre especies, tipos o cepas de microbios específicos son menores. No obstante, estas diferencias existen y el cuadro proporciona estimaciones conservadoras de las reducciones de la carga microbiana basadas en los tipos de microorganismos patógenos más resistentes o persistentes de cada grupo. Los resultados correspondientes a tipos específicos de microbios de un grupo general cuyas tasas de eliminación mediante el tratamiento son considerablemente diferentes se presentan en el cuadro por separado.

El agua de sistemas de abastecimiento sin tuberías, como la obtenida mediante sistemas de captación de agua de lluvia en tejados y la extraída de pozos o manantiales, puede estar frecuentemente contaminada con agentes patógenos. Para que el agua de estas fuentes sea inocua, normalmente deberá ser tratada y almacenarse protegida de la contaminación. Muchos de los procesos de tratamiento del agua utilizados en los hogares son los mismos que los empleados en sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades y otros sistemas de abastecimiento de agua entubada (cuadro 7.6). La eficacia de eliminación de microbios de estos procesos de tratamiento en el ámbito doméstico es probablemente similar a la tasa de referencia indicada en el cuadro 7.6. No obstante, existen otras técnicas de tratamiento de agua recomendadas para uso en sistemas de abastecimiento de agua sin tuberías en el ámbito doméstico que no se utilizan normalmente para sistemas de abastecimiento de agua entubada.

Se proporciona información adicional más detallada sobre estos procesos de tratamiento del agua, su operación y su eficacia de reducción de la concentración de agentes patógenos en los documentos complementarios siguientes: para sistemas de abastecimiento de agua entubada: *Water Treatment and Pathogen Control*; para sistemas de abastecimiento de agua sin tuberías (principalmente domésticos): *Managing Water in the Home*; véase el apartado 1.3.

#### 7.4 Verificación de la inocuidad y calidad microbiológicas

Los agentes patógenos tienen varias propiedades que los distinguen de otros contaminantes del agua de consumo:

- Son componentes discretos y no están en solución.
- Con frecuencia forman agregados, o se adhieren a sólidos suspendidos en el agua.
- La probabilidad de infección por la exposición a un agente patógeno depende de su invasividad y virulencia, así como de la inmunidad de la persona expuesta.
- Si la infección arraiga, los agentes patógenos se multiplican en su hospedador. Ciertas bacterias patógenas son también capaces de multiplicarse en alimentos o bebidas, de modo que perpetúan o incluso aumentan las posibilidades de infección.
- A diferencia de muchos agentes químicos, la relación entre dosis y respuesta de los agentes patógenos no es acumulativa.

Las bacterias indicadoras de contaminación fecal, incluida *E. coli*, son parámetros importantes en la verificación de la calidad microbiológica del agua (véase también el apartado 2.2.1). Esta verificación

de la calidad del agua complementa el monitoreo operativo y las evaluaciones de los riesgos de contaminación, por ejemplo, mediante auditoría de las plantas de tratamiento, evaluación del control de los procesos e inspección sanitaria.

Para proporcionar resultados significativos, las bacterias indicadoras de contaminación fecal deben cumplir determinados criterios. Deben estar presentes universalmente, en concentraciones elevadas, en las heces humanas y de otros animales de sangre caliente, ser fácilmente detectables mediante métodos sencillos y no proliferar en aguas naturales.

El microorganismo elegido como indicador de contaminación fecal es *E. coli*. En muchas circunstancias, en lugar de *E. coli* puede analizarse la presencia de bacterias coliformes termotolerantes.

El agua destinada al consumo humano no debería contener microorganismos indicadores. En la mayoría de los casos, el análisis de la presencia de bacterias indicadoras proporciona un alto grado de seguridad, ya se encuentran en cantidades abundantes en aguas contaminadas.

El agua de consumo tratada puede no contener *E. coli* y sin embargo contener agentes patógenos más resistentes a las condiciones medioambientales o técnicas de tratamiento convencionales. Estudios retrospectivos de epidemias de enfermedades transmitidas por el agua y avances en el conocimiento del comportamiento de los agentes patógenos en el agua han mostrado que la confianza sistemática en hipótesis relacionadas con la ausencia o presencia de *E. coli* no garantiza la adopción de decisiones óptimas relativas a la seguridad del agua.

Los protozoos y algunos enterovirus son más resistentes a muchos desinfectantes, incluido el cloro, y pueden seguir siendo viables (y mantener su capacidad patógena) en el agua de consumo tras su desinfección. Otros microorganismos pueden ser indicadores más adecuados de peligros microbianos persistentes, y debería evaluarse su selección como indicadores adicionales a tenor de las circunstancias locales y los conocimientos científicos. Por consiguiente, para verificar la calidad microbiológica del agua puede ser preciso analizar diversos microorganismos, como enterococos intestinales, (esporas de) *Clostridium perfringens* y bacteriófagos.

El cuadro 7.7 indica valores de referencia para la verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo. No se deben aplicar valores de referencia individuales tomados directamente de los cuadros, sino que deben utilizarse e interpretarse junto con la información de las presentes Guías y otros documentos complementarios.

Una consecuencia de la diversa vulnerabilidad de las personas a los agentes patógenos es que la exposición a agua de consumo de una calidad particular puede producir efectos sobre la salud diferentes en poblaciones diferentes. Para la determinación de valores de referencia es necesario definir las poblaciones de referencia o, en algunos casos, centrarse en grupos de población vulnerables específicos. Al determinar las normas nacionales, puede ser oportuno que las autoridades nacionales o locales tengan en cuenta las características específicas de las poblaciones afectadas.

**Cuadro 7.7 Valores de referencia para la verificación de la calidad microbiológica<sup>a</sup> (véase también el cuadro 5.2)**

Microorganismos	Valor de referencia
<b>Toda agua destinada a ser bebida</b>	
<i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes <sup>b,c</sup>	No detectables en ninguna muestra de 100 ml
<b>Agua tratada que alimenta al sistema de distribución</b>	
<i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes <sup>b</sup>	No detectables en ninguna muestra de 100 ml
<b>Agua tratada presente en el sistema de distribución</b>	
<i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes <sup>b</sup>	No detectables en ninguna muestra de 100 ml

<sup>a</sup> Si se detecta *E. coli* debe investigarse inmediatamente su origen.

<sup>b</sup> Aunque *E. coli* es el indicador de contaminación fecal más preciso, el recuento de bacterias coliformes termotolerantes es una opción aceptable. En caso necesario, deben realizarse los análisis de confirmación pertinentes. Las bacterias coliformes totales no son indicadores aceptables de la calidad sanitaria de los sistemas de abastecimiento de agua, sobre todo en zonas tropicales donde casi todos los sistemas de abastecimiento de agua no tratada contienen numerosas bacterias que no constituyen un problema sanitario.

<sup>c</sup> Se reconoce que en la gran mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua rurales, sobre todo en los países en desarrollo, la contaminación fecal es frecuente. Es preciso, sobre todo en estas circunstancias, establecer metas a medio plazo de mejora progresiva de los sistemas de abastecimiento de agua.

## 7.5 Métodos de detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal

El análisis de las bacterias indicadoras de contaminación fecal proporciona una indicación sensible, aunque no la más rápida, de la contaminación del agua de consumo. Dado que el medio de cultivo y las condiciones de incubación, así como la naturaleza y antigüedad de la muestra de agua, pueden influir en la especie aislada y en el recuento, la exactitud de los análisis microbiológicos puede ser variable. Es, por consiguiente, muy importante normalizar los métodos y los procedimientos de laboratorio para poder aplicar criterios de calidad microbiológica del agua uniformes, entre laboratorios diferentes y a nivel internacional.

Los métodos normalizados internacionales deben evaluarse, antes de adoptarlos, en las circunstancias locales. Existen métodos normalizados establecidos, como los de la ISO (cuadro 7.8), y también métodos de eficacia y fiabilidad equivalentes. Para los exámenes sistemáticos conviene utilizar métodos normalizados establecidos. Sea cual sea el método de detección de *E. coli* o de coliformes termotolerantes elegido, debe considerarse la importancia de «resucitar» o recuperar las cepas dañadas por las condiciones medioambientales o por la acción de desinfectantes.

Cuadro 7.8 Normas de la Organización Internacional de Normalización (ISO) para la detección y recuento de bacterias indicadoras de contaminación fecal en agua

Norma ISO	Título (calidad del agua)
6461-1:1986 (UNE-EN 26461-1:1995)	<i>Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia) — Part 1: Method by enrichment in a liquid medium</i> (Detección y recuento de los esporos de microorganismos anaerobios sulfito-reductores (clostridia). Parte 1: método por enriquecimiento en un medio líquido.)
6461-2:1986 (UNE-EN 26461-2:1995)	<i>Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia) — Part 2: Method by membrane filtration</i> (Detección y recuento de los esporos de microorganismos anaerobios sulfito-reductores (clostridia). Parte 2: método de filtración por membrana.)
7704:1985 (UNE 77075:1991)	<i>Evaluation of membrane filters used for microbiological analyses</i> (Evaluación de las membranas filtrantes utilizadas en los análisis microbiológicos.)
7899-1:1984	<i>Detection and enumeration of faecal streptococci – Part 1: Method by enrichment in a liquid medium</i> (sólo en inglés; Detección y recuento de estreptococos intestinales. Parte 1: Método de enriquecimiento en un medio líquido)
7899-2:1984 (UNE-EN ISO 7899-2:2001)	<i>Detection and enumeration of faecal streptococci – Part 2: Method by membrane filtration</i> (Detección y recuento de enterococos intestinales. Parte 2: Método de filtración de membrana.)
9308-1:1990 (UNE-EN ISO 9308-1:2001)	<i>Detection and enumeration of coliform organisms, thermotolerant coliform organisms and presumptive Escherichia coli – Part 1: Membrane filtration method</i> (Detección y recuento de <i>Escherichia coli</i> y de bacterias coliformes. Parte 1: Método de filtración en membrana.)
9308-2:1990	<i>Detection and enumeration of coliform organisms, thermotolerant coliform organisms and presumptive Escherichia coli – Part 2: Multiple tube (most probable number) method</i> (sólo en inglés; Detección y recuento de microorganismos coliformes, microorganismos coliformes termotolerantes y <i>Escherichia coli</i> presunta. Parte 2: método del tubo múltiple (número más probable)

## **7.6 Determinación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad microbiológica del agua**

Durante una situación de emergencia en la que se tienen pruebas de contaminación fecal del agua de consumo, puede ser necesario utilizar temporalmente otras fuentes de agua o bien modificar el tratamiento de las fuentes existentes, intensificando la desinfección del agua en la fuente, tras su tratamiento o durante su distribución.

Si no puede mantenerse la calidad microbiológica, puede ser necesario recomendar a los consumidores que hiervan el agua mientras dure la situación de emergencia (véase el apartado 7.6.1). Cuando sea posible reaccionar con rapidez suficiente para impedir que cantidades significativas de agua contaminada lleguen a los consumidores, puede ser preferible efectuar una supercloración y aplicar medidas correctoras inmediatas.

Durante epidemias de enfermedades potencialmente transmitidas por el agua o cuando se detecte la contaminación fecal de un sistema de abastecimiento de agua de consumo, una respuesta inmediata mínima debe ser aumentar la concentración de cloro libre a más de 0,5 mg/l en todo el sistema. Es fundamental que las decisiones se adopten tras consultar a las autoridades de salud pública y, en caso pertinente, a las autoridades civiles (véase también el apartado 8.6).

### **7.6.1 Recomendaciones de hervir el agua o de evitar su consumo**

Los proveedores de agua, conjuntamente con las autoridades de salud pública, deben elaborar protocolos para la promulgación de órdenes de hervir el agua y recomendaciones de evitar su consumo. Los protocolos deben elaborarse antes de que se produzcan incidentes y deben incorporarse a los planes de gestión. Las decisiones de promulgar recomendaciones se realizan frecuentemente en un plazo corto, y el desarrollo de medidas durante un incidente puede complicar la toma de decisiones, dificultar la comunicación y socavar la confianza de la población.

Además de la información descrita en el apartado 4.4.3, los protocolos deben proporcionar la información siguiente:

- criterios que determinarán la promulgación y revocación de las recomendaciones;
- información que debe proporcionarse a la población general y a grupos específicos; y
- actividades afectadas por la recomendación.

Los protocolos deben especificar mecanismos de comunicación de las recomendaciones de hervir el agua o de evitar su consumo. Pueden disponerse mecanismos diferentes en función de la naturaleza del sistema de abastecimiento y del tamaño de la comunidad afectada, por ejemplo:

- comunicados difundidos por televisión, radio, o prensa;
- comunicación, por teléfono, correo electrónico o fax, a centros, grupos comunitarios y autoridades locales específicos;
- colocación de anuncios en lugares bien visibles;
- comunicación en persona; y
- comunicación por correo.

Los métodos elegidos deben proporcionar una garantía razonable de que la recomendación se notifica, a la mayor brevedad posible, a todos los afectados, incluidos los residentes en el lugar, quienes trabajen en el mismo y quienes se encuentren allí de viaje.

Las recomendaciones de hervir agua deben indicar que el agua puede potabilizarse calentándola hasta que hierva vivamente. Tras hervirla, debe dejarse que el agua se enfríe sola, sin añadir hielo. Este procedimiento es eficaz a cualquier altitud y aunque el agua esté turbia.

Deberá considerarse la necesidad de promulgar recomendaciones de hervir el agua cuando se produzcan los siguientes tipos de incidentes:

- deterioro substancial de la calidad del agua de origen;
- averías graves que afectan a los procesos de tratamiento o a la integridad de los sistemas de distribución;
- desinfección insuficiente;
- detección de agentes patógenos o de indicadores de contaminación fecal en el agua de consumo; y
- datos epidemiológicos indicativos de una epidemia originada por el agua de consumo.



La recomendación de hervir el agua es una medida drástica que puede tener consecuencias adversas importantes. Puede tener repercusiones perjudiciales para la salud pública, como lesiones por escaldaduras, y puede generar ansiedad en la población, incluso después de haberse anulado la recomendación. Además, no todos los consumidores cumplirán la recomendación de hervir el agua, ni siquiera al principio; si la recomendación se anuncia con frecuencia o se mantiene durante periodos largos, disminuirá el grado de acatamiento. Por consiguiente, sólo deberán difundirse recomendaciones de hervir el agua después de que la autoridad de salud pública y el equipo responsable de la adopción de medidas en respuesta a incidentes hayan examinado cuidadosamente toda la información y hayan concluido que existe un riesgo permanente para la salud pública superior a los riesgos derivados de la recomendación de hervir el agua. Por ejemplo, si se detecta contaminación microbiana en muestras de agua de consumo, al evaluar la necesidad de promulgar una recomendación de hervir el agua deberán considerarse los factores siguientes:

- fiabilidad y exactitud de los resultados;
- vulnerabilidad a la contaminación del agua de origen;
- pruebas del deterioro de la calidad del agua de origen;
- resultados del monitoreo de la calidad del agua de origen;
- resultados del monitoreo de los procesos de tratamiento y desinfección;
- residuos de desinfectante; e
- integridad física del sistema de distribución.

Debe examinarse la información disponible para determinar la fuente probable de la contaminación y la probabilidad de que ésta vuelva a producirse o persista.

Una vez tomada la decisión de promulgar una recomendación de hervir el agua, ésta debe ser clara y fácil de entender por las personas a las que se dirige, ya que de lo contrario podrían hacer caso omiso. Las recomendaciones deberán incluir normalmente una descripción del problema, de los posibles riesgos para la salud y los correspondientes síntomas, de las actividades a las que afecta, y de las medidas de investigación y correctoras que se han iniciado; deberán, asimismo, indicar el tiempo que, según se prevé, se tardará en resolver el problema. Si la recomendación está relacionada con una epidemia, debería proporcionarse información específica sobre la naturaleza de la epidemia, sobre la enfermedad y sobre la respuesta adoptada en materia de salud pública.

Las recomendaciones de hervir el agua deben señalar los usos del agua de consumo afectados y los no afectados. Por lo general, la recomendación indicará que debe evitarse el uso de agua no hervida para beber, elaborar bebidas frías, hacer hielo, cocinar o lavar alimentos, o lavarse los dientes. Salvo que la contaminación sea intensa, el agua no hervida generalmente será apta para bañarse (siempre que se evite tragar agua) y para lavar la ropa. Una recomendación de hervir el agua podría incluir recomendaciones específicas dirigidas a grupos vulnerables, como mujeres embarazadas y personas que pudieran padecer inmunodeficiencia.

Deben proporcionarse también recomendaciones específicas para diversos tipos de centros, como clínicas dentales, centros de diálisis, consultas médicas, hospitales y otros centros de atención de salud, guarderías infantiles, escuelas, proveedores y fabricantes de alimentos, hoteles, restaurantes y operadores de balnearios y piscinas públicos.

Mientras estén en vigor recomendaciones temporales de hervir el agua o de evitar su uso, debe considerarse el suministro de agua de consumo de otras fuentes, como agua embotellada o a granel. Los protocolos deben señalar otras fuentes de agua y mecanismos para su distribución.

Los protocolos deben especificar los criterios que se aplicarán para revocar las recomendaciones de hervir agua o de evitar su consumo. En función del motivo que impulsó la recomendación, pueden incluirse uno o más de los criterios siguientes:

- pruebas de que los parámetros de calidad del agua de origen vuelven a ser normales;
- arreglo de las averías que afectan a los procesos de tratamiento o a los sistemas de distribución;
- corrección de los fallos de los procesos de desinfección y restauración de los valores normales de concentración residual de desinfectante;
- en los casos en que la recomendación se debió a la detección de contaminación microbiana del agua de consumo, pruebas de la eliminación o inactivación de la contaminación;
- pruebas de que se han realizado purgas o desplazamientos de agua de las cañerías suficientes para retirar el agua potencialmente contaminada y las biopelículas; o
- datos epidemiológicos indicativos de que la epidemia ha finalizado.

Cuando se anulan las recomendaciones de hervir el agua o evitar su consumo, debe notificarse la anulación, por canales similares, a los mismos grupos de población a quienes se informó de la recomendación. Además, debe informarse a los administradores, gestores u ocupantes de grandes edificios y de edificios que cuentan con depósitos de almacenamiento de agua de la necesidad de asegurarse de haber purgado concienzudamente los depósitos y el conjunto de los sistemas de distribución internos antes de recuperar los usos normales del agua.

Las recomendaciones de evitar el consumo de agua, que tienen muchas características comunes con las recomendaciones de hervir el agua pero son menos frecuentes, se aplican cuando el agua contiene contaminantes peligrosos, principalmente contaminantes químicos, que no puede eliminarse hirviéndola (véase el apartado 8.6).

#### **7.6.2 *Medidas tras un incidente***

Es importante investigar adecuadamente cualquier incidente y promover medidas correctoras que eviten que vuelva a producirse. El PSA deberá actualizarse para incorporar la experiencia adquirida. Los resultados de la investigación pueden también ser útiles para diseñar medidas aplicables a en otros sistemas de abastecimiento de agua, para impedir que se produzca un incidente similar en otro lugar. En caso pertinente, las investigaciones epidemiológicas de la autoridad de salud también contribuirán al diseño de medidas futuras.

# 8

## Aspectos químicos

La mayoría de las sustancias químicas presentes en el agua de consumo son potencialmente peligrosas para la salud sólo después de una exposición prolongada (durante años, más que meses). La excepción principal es el nitrato. Generalmente, los cambios en la calidad del agua se producen de forma progresiva, excepto en el caso de las sustancias que se vierten o filtran de forma esporádica a corrientes de aguas superficiales o subterráneas, procedentes, por ejemplo, de vertederos contaminados.

En algunos casos, el agua puede contener grupos de sustancias químicas procedentes de fuentes relacionadas —por ejemplo, los SPD— y puede no ser necesario establecer normas para todas las sustancias para las que existen valores de referencia. Si se practica la cloración, es probable que los principales SPD sean los trihalometanos, cuyo componente principal es el cloroformo, así como, en algunas ocasiones, los ácidos cloroacéticos. En ciertos casos, el control de las concentraciones de cloroformo y, en caso pertinente, de ácido tricloroacético también proporcionará un grado de control adecuado de otros subproductos de la cloración.

Varios de los elementos inorgánicos para los que se han recomendado valores de referencia se consideran esenciales en la nutrición humana. Sin embargo, a día de hoy no se ha realizado ningún intento de definir una concentración mínima deseable de tales sustancias en el agua de consumo.

El capítulo 12 contiene hojas de información sobre contaminantes químicos individuales. Las hojas de información correspondientes a contaminantes para los que se ha establecido un valor de referencia incluyen una breve reseña toxicológica sobre la sustancia química, el método de cálculo del valor de referencia, la concentración alcanzable mediante tratamiento y el límite de detección analítico. Hay información más detallada sobre sustancias químicas en:

[http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines/es/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/es/)

### 8.1 Peligros de tipo químico en el agua de consumo

Se ha demostrado que cierto número de contaminantes químicos causan efectos adversos para la salud de las personas como consecuencia de una exposición prolongada por el agua de consumo. No obstante, se trata sólo de una proporción muy pequeña de las sustancias químicas que pueden estar presentes en el agua de consumo procedentes de diversas fuentes.

Se han evaluado los posibles efectos sobre la salud de las sustancias contempladas en el presente documento, y sólo se han propuesto valores de referencia para aquellas sustancias consideradas peligrosas para la salud. El capítulo 10 aborda los posibles efectos de los contaminantes químicos sobre la aceptabilidad del agua de consumo para los consumidores. Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan a la aceptabilidad del agua de consumo de modos que, por lo general, conllevarían el rechazo del agua que contiene concentraciones bastante menores que las consideradas peligrosas para la salud. Los valores de referencia basados en efectos sobre la salud correspondientes a tales sustancias se necesitan para, por ejemplo, interpretar los datos recopilados en respuesta a reclamaciones de los consumidores.

No todas las sustancias químicas incluidas en las listas proporcionadas en estas Guías estarán siempre presentes en el agua, ni estarán necesariamente ausentes las no mencionadas en las listas.

En el apartado 2.3.2, se indica que: «En el desarrollo de normas nacionales sobre el agua de consumo basadas en estas Guías, será preciso tener en cuenta diversas circunstancias medioambientales, sociales, culturales, económicas y alimentarias, así como otros factores que afectan a la exposición potencial. Así, las normas nacionales pueden diferir apreciablemente de estas Guías.» Esto es particularmente cierto en el caso de los contaminantes químicos, que son numerosos, por lo que no es viable ni deseable establecer, en los programas de monitoreo, normas para cada uno de ellos, o que los incluyan a todos.

Conviene clasificar los contaminantes químicos en función de su importancia, para que se considere la inclusión de los más importantes en las normas y programas de monitoreo nacionales.

La probabilidad de que pueda haber concentraciones significativas de una sustancia química concreta en una situación determinada debe evaluarse en cada caso. Es posible que ya se conozca la presencia de ciertas sustancias químicas en un país específico, pero la de otras puede resultar más difícil de evaluar.

En la mayoría de los países, tanto si se trata de países en desarrollo como industrializados, es probable que los profesionales del sector del agua conozcan la presencia de ciertas sustancias químicas en concentraciones significativas en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo. Los conocimientos locales acumulados a lo largo del tiempo mediante la experiencia práctica son extremadamente valiosos. Por lo tanto, la presencia unos pocos contaminantes químicos en el agua de consumo suele conocerse de antemano en muchos países y en muchos sistemas locales. No obstante, pueden surgir problemas importantes, incluso crisis, si abunda la presencia de sustancias químicas muy peligrosas para la salud pero se desconoce porque su efecto sobre la salud es a largo plazo, causado por una exposición crónica, no una exposición breve. Tal ha sido el caso del arsénico en aguas subterráneas en Bangladesh y Bengala Occidental, por ejemplo.

En el caso de ciertos contaminantes, habrá exposición por fuentes distintas del agua de consumo, y puede ser preciso tenerlo en cuenta al establecer normas o considerar su necesidad. También puede ser importante al considerar la necesidad de monitoreo. En algunos casos, el agua de consumo será una fuente de exposición menor y el control de las concentraciones en el agua tendrá escasa repercusión en la exposición total. En otros, el control de un contaminante en el agua puede ser el modo más rentable de reducir la exposición. Por lo tanto, las estrategias de monitoreo del agua de consumo no deben contemplarse aisladamente de otras posibles vías de exposición a sustancias químicas presentes en el medio ambiente.

En el capítulo 12 se resume el fundamento científico de cada uno de los valores de referencia. Esta información es importante para facilitar la modificación de los valores de referencia para adaptarlos a los requisitos de cada país o para evaluar la importancia para la salud de concentraciones de un contaminante mayores que el valor de referencia.

Los contaminantes químicos del agua de consumo se pueden clasificar de varias maneras; sin embargo, la más adecuada es considerar la fuente principal del contaminante, es decir, agrupar las sustancias químicas en función del factor que se puede controlar con mayor eficacia. Esta clasificación facilita el desarrollo de métodos concebidos para evitar o reducir al mínimo la contaminación, en lugar de métodos basados primordialmente en la medición de las concentraciones de contaminantes en las aguas finales.

En general, hay dos tipos de métodos de gestión de los peligros de tipo químico en el agua de consumo: los peligros derivados fundamentalmente del agua de origen se controlan, por ejemplo, mediante la selección del agua de origen, el control de su contaminación, su tratamiento o su mezcla con otras aguas, mientras que los procedentes de materiales y sustancias químicas utilizados en la producción y distribución de agua de consumo se controlan optimizando los procesos o especificando las características de los productos utilizados. Por consiguiente, en estas Guías, las sustancias químicas se dividen en seis grupos principales en función de su origen, como se muestra en el cuadro 8.1.

Es posible que las categorías no estén siempre bien delimitadas. El grupo de contaminantes de origen natural, por ejemplo, comprende muchas sustancias químicas inorgánicas presentes en el agua de consumo como consecuencia de su liberación, por la acción de la lluvia, de rocas y suelos, algunas de las cuales pueden convertirse en un problema cuando existe perturbación medioambiental, como en las zonas mineras.

**Cuadro 8.1 Clasificación de los componentes químicos en función de su origen**

<b>Origen de componentes químicos</b>	<b>Ejemplos de orígenes</b>
Origen natural	Rocas, suelos y los efectos del marco geológico y el clima
Fuentes industriales y núcleos habitados	Minería (industrias extractivas) e industrias de fabricación y procesamiento, aguas residuales, residuos sólidos, escorrentía urbana, fugas de combustibles
Actividades agropecuarias	Estiércoles, fertilizantes, prácticas de ganadería intensiva y plaguicidas
Tratamiento del agua o materiales en contacto con el agua de consumo	Coagulantes, SPD, materiales de tuberías
Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública	Larvicidas utilizados en el control de insectos vectores de enfermedades
Cianobacterias	Lagos eutróficos

## 8.2 Cálculo de valores de referencia para sustancias químicas

Los criterios utilizados para decidir si se establece un valor de referencia para un componente químico concreto son los siguientes:

- existen pruebas verosímiles de la presencia de la sustancia química en el agua de consumo, junto con pruebas de su toxicidad real o potencial; o
- existe preocupación internacional significativa por la sustancia; o
- se está considerando la inclusión de la sustancia, o bien ya está incluida, en el plan de evaluación de plaguicidas, WHOPEs, de la OMS, un programa de aprobación de la aplicación directa de plaguicidas al agua de consumo para el control de insectos vectores de enfermedades.

Se han calculado valores de referencia para muchos componentes químicos del agua de consumo. Un valor de referencia representa normalmente la concentración de un componente que no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume durante toda una vida. Se han establecido diversos valores de referencia provisionales en concentraciones alcanzables de forma razonable mediante métodos de tratamiento prácticos o en laboratorios analíticos; estos valores de referencia provisionales son mayores que la concentración que se obtendría normalmente calculando el valor de referencia basado en efectos sobre la salud. Los valores de referencia se designan también como provisionales cuando los datos toxicológicos y de efectos sobre la salud están sujetos a un alto grado de incertidumbre (consulte también el apartado 8.2.6).

Existen dos fuentes principales de información acerca de los efectos sobre la salud derivados de la exposición a sustancias químicas que se pueden usar para calcular valores de referencia. Los estudios sobre poblaciones humanas son la fuente primera y preferible. Sin embargo, el valor de dichos estudios para muchas sustancias es limitado, debido a la falta de información cuantitativa sobre la concentración a la que han estado expuestas las personas o sobre la exposición simultánea a otros agentes. No obstante, dichos estudios constituyen la base principal para el desarrollo de los valores de referencia de algunas sustancias. Los estudios de toxicidad que emplean animales de laboratorio son la segunda fuente de información y la utilizada más frecuentemente. Los estudios toxicológicos se ven limitados por el número relativamente pequeño de animales utilizado y las dosis relativamente altas administradas, lo que crea incertidumbre sobre la pertinencia de determinados resultados para la salud de las personas. Ello se debe a que los resultados obtenidos deben extrapolarse de los animales al ser humano y a las dosis bajas a las que suelen estar expuestas las poblaciones humanas. En la mayoría de los casos, el estudio en el que se basa el cálculo del valor de referencia está respaldado por otros estudios, incluidos los que aportan datos sobre personas, que también se tienen en cuenta al realizar una evaluación de los riesgos para la salud.

Para calcular un valor de referencia para proteger la salud de las personas, es preciso seleccionar el estudio o estudios más adecuados. Es preferible emplear datos de estudios bien realizados, donde se haya comprobado una relación clara entre dosis y respuesta. La selección del estudio más adecuado entre la diversa información disponible se basó en la opinión de expertos.

### 8.2.1 Métodos utilizados

Para calcular los valores de referencia se utilizan dos métodos: uno para sustancias químicas con umbral de toxicidad y el otro para sustancias sin umbral de toxicidad (principalmente sustancias cancerígenas genotóxicas).

Por lo general, se considera que el suceso desencadenante del proceso de carcinogénesis de la sustancia química genotóxica es la inducción de una mutación en el material genético (ADN) de células somáticas (es decir, células distintas de los óvulos o espermatozoides) y que existe un riesgo teórico sea cual sea el nivel de exposición (es decir, sin umbral). Por otra parte, existen sustancias cancerígenas que pueden generar tumores en animales o personas sin ejercer una actividad genotóxica, sino actuando mediante un mecanismo indirecto. Se considera generalmente que hay una dosis umbral demostrable para las sustancias cancerígenas no genotóxicas.

Al calcular valores de referencia para sustancias cancerígenas, se tuvo en cuenta el posible mecanismo (o mecanismos) por el que puede causar cáncer la sustancia, con el fin de decidir si debía aplicarse un método basado en la existencia de umbral de toxicidad o en su ausencia (consulte los apartados 8.2.2 y 8.2.4).

La evaluación de la carcinogenia potencial de las sustancias químicas suele basarse en estudios a largo plazo con animales. En ocasiones, se dispone de datos sobre carcinogenia en personas, generalmente de la exposición por motivos laborales.

Basándose en las pruebas disponibles, el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) clasifica las sustancias químicas en función de su riesgo cancerígeno potencial en los grupos siguientes:

- Grupo 1: el agente es cancerígeno para los seres humanos.  
 Grupo 2A: el agente probablemente es cancerígeno para los seres humanos.  
 Grupo 2B: el agente posiblemente es cancerígeno para los seres humanos.  
 Grupo 3: el agente no puede clasificarse con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos.  
 Grupo 4: el agente probablemente no es cancerígeno para los seres humanos.

Según el CIIC, estas clasificaciones constituyen una primera etapa en la evaluación del riesgo de carcinogenia que conduce, si es posible, a una segunda etapa de evaluación cuantitativa del riesgo. Al establecer valores de referencia para el agua de consumo, se tiene en cuenta, si existe, la evaluación del CIIC de compuestos cancerígenos.

### 8.2.2 *Sustancias químicas con umbral de toxicidad*

En la mayoría de los tipos de toxicidad, se cree que existe una dosis por debajo de la cual no se producirá ningún efecto adverso. En el caso de las sustancias químicas que ocasionan tales efectos tóxicos, se debe calcular una ingesta diaria tolerable (IDT), como se indica a continuación, para el criterio de valoración más sensible del estudio más relevante, preferiblemente en el que la sustancia se haya administrado en el agua de consumo:

$$IDT = (DSEAO \text{ o } DMEAO) / FI$$

donde:

- DSEAO = dosis sin efecto adverso observado
- DMEAO = dosis mínima con efecto adverso observado
- FI = factor de incertidumbre

A continuación, se calcula el valor de referencia (VR) a partir de la IDT del modo siguiente:

$$VR = (IDT \times PC \times P) / C$$

donde:

- PC = peso corporal (véase más abajo)
- P = proporción de la IDT asignada al agua de consumo
- C = consumo de agua diario (véase más abajo)

### **Ingesta diaria tolerable**

La IDT es una estimación de la cantidad de una sustancia presente en los alimentos y el agua de consumo, expresada en función del peso corporal (mg/kg o µg/kg de peso corporal), que se puede ingerir durante toda la vida sin riesgo apreciable para la salud.

Las ingestas diarias admisibles (IDA) se establecen para aditivos alimentarios y residuos de plaguicidas que están presentes en los alimentos por motivos tecnológicos o de protección fitosanitaria necesarios. En el caso de los contaminantes químicos, que no suelen tener ninguna función intencionada en el agua de consumo, es más adecuada la expresión «ingesta diaria tolerable» que «ingesta diaria admisible», ya que se refiere a lo que resulta permisible más que a lo admisible o aceptable.

El JECFA y la JMPR han desarrollado, a lo largo de muchos años, ciertos principios aplicables al cálculo de las IDA, que se han aplicado, en los casos oportunos, al cálculo de las IDT usadas en la determinación de valores de referencia relativos a la calidad del agua de consumo.

Puesto que se considera que las IDT corresponden a ingestas tolerables durante toda la vida, no son tan precisas como para que no puedan superarse durante periodos breves. La exposición breve a niveles que superan la IDT no es motivo de preocupación, siempre que el promedio de la ingesta de la persona en cuestión durante periodos más prolongados no supere sensiblemente el nivel establecido. Los grandes factores de incertidumbre aplicados generalmente al establecer una IDT (véase más abajo) sirven para garantizar que si la exposición supera la IDT durante periodos breves la probabilidad de que ocasione algún efecto perjudicial para la salud sea escasa. No obstante, se deben tener en cuenta los posibles efectos agudos que pueden producirse si se supera la IDT en gran medida durante periodos breves.

### **Dosis sin efecto adverso observado y dosis mínima con efecto adverso observado**

La DSEAO se define como la dosis o concentración máxima de una sustancia química, determinada en un solo estudio, mediante experimentación u observación, que no ocasiona ningún efecto adverso detectable sobre la salud. Siempre que sea posible, la DSEAO se basa en estudios a largo plazo, preferiblemente de la ingestión de la sustancia presente en el agua de consumo; sin embargo, también se pueden utilizar DSEAO obtenidas de estudios a corto plazo y de estudios que utilizan otras fuentes de exposición (por ejemplo, los alimentos o el aire).

Si no hay una DSEAO, se puede usar una DMEAO, que es la dosis o concentración mínima observada de una sustancia que produce un efecto adverso detectable sobre la salud. Cuando se utiliza una DMEAO en lugar de una DSEAO, se suele aplicar un factor de incertidumbre adicional (véase más abajo).

### **Factores de incertidumbre**

Los factores de incertidumbre (o de seguridad) se han aplicado extensamente en el cálculo de valores de IDA e IDT correspondientes a aditivos alimentarios, plaguicidas y contaminantes ambientales. Para determinar dichos factores, debe tenerse en cuenta la opinión de los expertos y estudiarse detalladamente la información científica disponible.

Al calcular los valores de referencia, se aplican factores de incertidumbre a la DSEAO o la DMEAO correspondientes a la respuesta que se considere más importante desde el punto de vista biológico.

Con respecto a la exposición de la población general, la DSEAO correspondiente al efecto crítico en animales se divide normalmente por un factor de incertidumbre de 100, que comprende dos factores de 10, uno para las diferencias entre especies y uno para la variabilidad entre individuos en el ser humano (consulte el cuadro 8.2). Se pueden incorporar al cálculo factores de incertidumbre adicionales que tengan en cuenta las deficiencias de la base de datos y la gravedad y carácter irreversible de los efectos.

**Cuadro 8.2 Fuentes de incertidumbre en el cálculo de valores de referencia**

<b>Fuente de incertidumbre</b>	<b>Factor</b>
Variación interespecífica (entre los animales y el ser humano)	1-10
Variación intraespecífica (entre individuos de una especie)	1-10
Idoneidad de los estudios o la base de datos	1-10
Naturaleza y gravedad del efecto	1-10

Se utilizaron factores menores que 10, por ejemplo, para la variación entre especies en los casos en que se sabe que el ser humano es menos sensible que las especies animales estudiadas. Se consideran estudios o bases de datos inadecuados los que utilizaron una DMEAO en lugar de una DSEAO y los que tuvieron una duración menor que la deseable. Entre las situaciones en las que la naturaleza o la gravedad del efecto pueden justificar un factor de incertidumbre adicional se incluyen los estudios en los que el criterio de valoración era la malformación fetal, o en los que el criterio de valoración que determinaba la DSEAO estaba relacionado directamente con una posible carcinogenia. En el segundo caso, se aplicó habitualmente un factor de incertidumbre adicional para los compuestos cancerígenos cuyo valor de referencia se calculaba basándose en una IDT en lugar de mediante una extrapolación del riesgo teórico.

Los valores de referencia correspondientes a sustancias para las que se aplicaron factores de incertidumbre mayores que 1000 se designaron como provisionales para hacer hincapié en el mayor nivel de incertidumbre inherente a dichos valores. Un factor de incertidumbre alto indica que el valor de referencia puede ser bastante menor que la concentración a la que realmente se producirían efectos sobre la salud en una población humana real. Los valores de referencia cuya incertidumbre es alta tienen más posibilidades de sufrir modificaciones a medida que se dispone de información nueva.

La selección y aplicación de factores de incertidumbre son importantes para el cálculo de los valores de referencia para sustancias químicas, ya que pueden afectar de forma considerable a los valores determinados. Los valores de referencia correspondientes a contaminantes para los que se cuenta con bases de datos suficientemente confiables se calcularon aplicando factores de incertidumbre más pequeños. Sin embargo, la mayoría de los contaminantes están sujetos a una mayor incertidumbre científica y se utilizaron factores de incertidumbre relativamente grandes para determinar sus valores de referencia. El uso de factores de incertidumbre en la determinación de los valores de referencia permite tener en cuenta las propiedades particulares de cada sustancia química y los datos disponibles.

### **Asignación de la ingesta**

Habitualmente, el agua de consumo no es la única fuente de exposición de las personas a las sustancias para las que se han establecido valores de referencia. En muchos casos, la ingesta de contaminantes químicos procedentes del agua de consumo es pequeña en comparación con la de otras

fuentes, como los alimentos, el aire y productos de consumo. Por tanto, es necesario tener en cuenta al elaborar valores de referencia y estrategias de gestión de riesgos qué proporciones de la IDT puede considerarse que proceden de diversas fuentes. Este planteamiento garantiza que la ingesta diaria total procedente de todas las fuentes (incluida el agua de consumo con concentraciones de la sustancia iguales o próximas al valor de referencia) no supere la IDT.

Siempre que fue posible, se utilizaron en el cálculo de los valores de referencia datos relativos a la proporción de la ingesta total procedente habitualmente del agua de consumo (basados en las concentraciones medias en los alimentos, el aire y el agua de consumo) o ingestas estimadas teniendo en cuenta propiedades físicas y químicas. Al determinar valores de referencia aplicables en todo el mundo, resulta difícil obtener tales datos para muchas sustancias químicas, ya que son muy variables. Si no se dispone de información adecuada, como ocurre en el caso de diversas sustancias químicas, se aplican valores que reflejen la probable contribución del agua. Por lo general, los valores oscilan entre el 10% para sustancias cuya principal fuente de exposición sea probablemente los alimentos, y el 80% en el caso de sustancias cuya principal fuente de exposición es el agua de consumo. Aunque los valores elegidos son, en la mayoría de los casos, suficientes para tener en cuenta otras vías de ingesta (la inhalación y la absorción cutánea) de contaminantes presentes en el agua, bajo ciertas circunstancias, puede ser oportuno que las autoridades tengan en cuenta la inhalación y la exposición cutánea al adaptar los valores de referencia a las condiciones locales (consulte el apartado 2.3.2).

Cuando existen datos de exposición localmente relevantes, se alienta a las autoridades a determinar valores de referencia para contextos específicos, adaptados a las circunstancias y situaciones locales. Por ejemplo, en zonas en las que se sabe que la ingesta de un determinado contaminante por el agua de consumo es mucho mayor que la proveniente de otras fuentes (por ejemplo, el aire y los alimentos), puede ser pertinente asignar una mayor proporción de la IDT al agua de consumo para calcular un valor de referencia más adecuado a las condiciones locales.

### **Supuestos predeterminados**

Tanto el volumen de agua ingerida por los consumidores como su peso corporal son variables. Por lo tanto, es necesario aplicar ciertos supuestos para determinar un valor de referencia. El supuesto predeterminado en lo que respecta al consumo de un adulto es de 2 l de agua diarios, mientras que el supuesto predeterminado relativo al peso corporal es 60 kg. Se admite que la ingesta de agua puede ser significativamente mayor en unas partes del mundo que en otras, en particular en los lugares donde los consumidores realizan trabajos físicos en climas cálidos. En el caso de unos pocos parámetros, como el fluoruro, puede ser preciso al establecer las normas locales ajustar los supuestos a las circunstancias locales. Para la mayoría de las demás sustancias, el intervalo de valores de ingesta del agua de consumo es muy pequeño (siendo el valor máximo quizá entre el doble y el cuádruple del mínimo) comparado con la variación mucho mayor de los factores de incertidumbre toxicológicos. En algunos casos, el valor de referencia se basa en el consumo de los niños, si se considera que son especialmente vulnerables a una sustancia concreta. En este caso, se presupone una ingesta predeterminada de 1 l para un peso corporal de 10 kg, pero cuando se considera que el grupo más vulnerable son los lactantes alimentados con biberón, se presupone una ingesta de 0,75 l para un peso corporal de 5 kg.

### **Cifras significativas**

La IDT calculada se emplea para calcular el valor de referencia, que después se redondea a una sola cifra significativa. En algunos casos, se utilizaron para calcular el valor de referencia valores de IDA con una sola cifra significativa establecidos por el JECFA o la JMPR. Generalmente, el valor de referencia se redondeó a una cifra significativa para reflejar la incertidumbre en los datos de toxicidad en animales y los supuestos realizados relativos a la exposición.

### **8.2.3 Otros métodos**

Otros métodos contemplados para el cálculo de las IDT para efectos con umbral son el de la dosis de referencia (en inglés, *benchmark dose*, BMD) y el de los factores de ajuste para sustancias químicas específicas (en inglés, *chemical-specific adjustment factors*, CSAF). La dosis de referencia es el límite inferior del intervalo de confianza de la dosis que genera un pequeño aumento de la incidencia de efectos adversos (por ejemplo, del 5% o del 10%), al que se pueden aplicar factores de incertidumbre para determinar una ingesta tolerable. La dosis de referencia cuenta con diversas ventajas sobre la DSEAO, como el hecho de que no se calcula únicamente a partir de los datos del grupo de dosis única correspondiente a la DSEAO, sino a partir de los datos de toda la curva dosis-respuesta para el efecto crítico (IPCS, 1994). Los factores de ajuste para sustancias químicas específicas, denominados anteriormente «factores de incertidumbre derivados de los datos» (*data-derived uncertainty factors*), se calculan a partir de datos cuantitativos de toxicocinética y toxicodinámica, y sustituyen a los valores



predeterminados para la extrapolación entre especies y entre vías de exposición. Como tales, reducen la dependencia en modelos matemáticos empíricos (IPCS, 2001).

#### **8.2.4 Sustancias químicas sin umbral de toxicidad**

Los valores de referencia correspondientes a compuestos considerados cancerígenos genotóxicos se determinaban habitualmente mediante un modelo matemático. Aunque existen varios modelos, habitualmente se adoptaba el modelo multietapa linealizado. En unos pocos casos, se consideraron más adecuados otros modelos. Estos modelos calculan un valor estimado del riesgo correspondiente a un nivel de exposición determinado y proporcionan los límites de confianza superior e inferior (que puede ser cero) del cálculo. Los valores de referencia se presentan, aplicando un criterio cauteloso, como las concentraciones del agua de consumo asociadas a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Este valor no equivale al número de casos de cáncer que ocasionará la exposición a esta concentración de la sustancia, sino que se trata del riesgo potencial máximo, teniendo en cuenta grandes incertidumbres. Es muy probable que el nivel de riesgo real sea menor, pero los riesgos correspondientes a niveles de exposición bajos no se pueden verificar de forma experimental. Los estados miembros pueden considerar que es más adecuado para sus circunstancias un nivel de riesgo diferente, y pueden estar interesados en determinar valores correspondientes a riesgos de  $10^{-4}$  o  $10^{-6}$ , lo que se pueden hacer, multiplicando o dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

Los modelos matemáticos empleados para calcular los valores de referencia correspondientes a sustancias químicas sin umbral de toxicidad no se pueden verificar experimentalmente, y no suelen tener en cuenta diversas consideraciones biológicas importantes, como la farmacocinética, la reparación del ADN o la protección por el sistema inmunitario. Asimismo, presuponen la validez de la extrapolación lineal de dosis de exposición muy altas administradas a animales de experimentación a dosis de exposición muy bajas en personas. En consecuencia, los modelos empleados son conservadores (es decir, se inclinan hacia la cautela). Debido a la falta de precisión de los modelos, los valores de referencia calculados mediante estos modelos deben interpretarse de distinta forma que los calculados a partir de la IDT. La exposición moderada durante poco tiempo a niveles de sustancias químicas sin umbral de toxicidad mayores que el valor de referencia no repercute de forma significativa en el riesgo.

#### **8.2.5 Calidad de los datos**

Al evaluar la calidad y fiabilidad de la información disponible, se tuvieron en cuenta los factores siguientes:

- Se prefieren los estudios de exposición por vía oral (en especial, los estudios de exposición por el agua de bebida), que administran dosis adecuadas de la sustancia pura y realizan un análisis patológico de buena calidad.
- La base de datos debe ser suficientemente amplia para abarcar todos los posibles criterios de valoración toxicológicos de interés.
- La calidad de los estudios es tal que se consideran fiables; por ejemplo, se han analizado debidamente los factores de confusión en los estudios epidemiológicos.
- Existe una homogeneidad razonable entre estudios: el criterio de valoración y el estudio empleado para calcular un valor de referencia no contradicen el conjunto de las pruebas.
- En lo que respecta a las sustancias inorgánicas, se tiene en cuenta en alguna medida la especiación en el agua de consumo.
- En los estudios epidemiológicos, se tiene debidamente en cuenta la exposición por diversos medios.

Al determinar los valores de referencia, se tuvieron muy en cuenta los métodos utilizados por organismos internacionales. En concreto, se examinaron las anteriores evaluaciones de riesgos del Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS) descritas en las monografías de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA), y los documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas (CICAD), así como las evaluaciones realizadas por el CIIC, la JMPR y el JECFA. Se confió en estas evaluaciones, excepto en los casos en que había información nueva que justificó una nueva evaluación, pero se evaluó de forma crítica la calidad de dicha información antes de utilizarla en evaluaciones de riesgos. En los casos en que no existían evaluaciones internacionales, se usaron otras fuentes de datos para el cálculo de los valores de referencia, como informes publicados en publicaciones de libre acceso examinadas por expertos, evaluaciones nacionales de calidad reconocida, información enviada por gobiernos y otras partes interesadas y, aunque de forma limitada, datos inéditos pertenecientes a empresas privadas (principalmente para la evaluación de plaguicidas). Las próximas

revisiones y evaluaciones de los plaguicidas se llevarán a cabo principalmente mediante procesos de la OMS, el IPCS, la JMPR y el JECFA.

### 8.2.6 *Valores de referencia provisionales*

El cuadro 8.3 describe la aplicación de valores de referencia provisionales y su designación.

En lo que respecta a sustancias sin umbral de toxicidad, en los casos en los que no sea posible, por limitaciones de la tecnología de análisis o de tratamiento, alcanzar la concentración asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ , se recomienda establecer un valor de referencia provisional (designado como A o T, respectivamente) en un nivel factible.

### **Cuadro 8.3 Aplicación de valores de referencia provisionales y su designación**

<b>Situaciones en las que se aplica un valor de referencia provisional</b>	<b>Designación</b>
El cálculo del valor de referencia basado en efectos sobre la salud está sujeto a incertidumbres científicas significativas.	P
El valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación práctico	A (El valor de referencia se establece en el límite de cuantificación alcanzable.)
El valor de referencia calculado es menor que la concentración alcanzable mediante métodos de tratamiento prácticos.	T (El valor de referencia se establece en el límite práctico del tratamiento.)
Es probable que se supere el valor de referencia calculado como resultado de los tratamientos de desinfección.	D (Se establece el valor de referencia basándose en efectos sobre la salud, pero se sigue considerando primordial la desinfección del agua de consumo.)

### 8.2.7 *Sustancias químicas que afectan a la aceptabilidad*

Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan al sabor, el olor o el aspecto del agua de consumo, de modos que, por lo general, conllevarían el rechazo del agua, en concentraciones significativamente menores que las consideradas peligrosas para la salud. No suele ser oportuno el monitoreo sistemático de dichas sustancias. No obstante, los valores de referencia basados en efectos sobre la salud pueden necesitarse para, por ejemplo, interpretar los datos recopilados en respuesta a reclamaciones de los consumidores. En tales casos, se presentan del modo habitual un valor de referencia y una reseña de los efectos sobre la salud. En la reseña se explica la relación entre las concentraciones que afectan a la salud y las que afectan a la aceptabilidad del agua de consumo. En los cuadros de valores de referencia, los valores de referencia basados en efectos sobre la salud se designan con una «C».

### 8.2.8 *Sustancias químicas sin valor de referencia*

Hay información adicional sobre numerosas sustancias químicas no incluidas en estas Guías disponible en varias fuentes que gozan de credibilidad, entre las que se encuentran las monografías sobre CSA y los CICAD de la OMS ([www.who.int/pcs/index](http://www.who.int/pcs/index)), los informes de evaluación de riesgos químicos de la JMPR, el JECFA y el CIIC, así como documentos publicados que provienen de varias fuentes nacionales, como la Agencia de Protección de Medio Ambiente (EPA) de los EE. UU. Aunque estas fuentes de información no hayan sido examinadas para elaborar estas Guías, han sido examinadas por expertos y proporcionan información toxicológica fácilmente accesible sobre muchas otras sustancias químicas. Pueden ayudar a los proveedores de agua de consumo y a los funcionarios de salud a tomar decisiones relativas a la relevancia (en su caso) de una sustancia química detectada y sobre la respuesta pertinente

### 8.2.9 *Mezclas*

Los contaminantes químicos del agua de consumo están presentes junto con numerosos componentes inorgánicos u orgánicos. Los valores de referencia de sustancias individuales se calculan por separado, sin tener en cuenta específicamente las posibles interacciones de cada sustancia con otros compuestos presentes. No obstante, el amplio margen de incertidumbre incorporado en el cálculo de la mayoría de los valores de referencia se considera suficiente para tener en cuenta las posibles interacciones. Además, la mayor parte de los contaminantes no estarán presentes de forma continua en concentraciones iguales o próximas a su valor de referencia.

Muchos contaminantes químicos tienen mecanismos de toxicidad diferentes, y no hay, por tanto, motivo para suponer que haya interacciones. No obstante, en ocasiones el agua puede contener varios contaminantes con mecanismos toxicológicos similares en concentraciones próximas a sus respectivos valores de referencia. En tales casos, se deberá decidir qué medidas son pertinentes, teniendo en cuenta las circunstancias locales. A menos que haya pruebas de lo contrario, cabe presuponer que los efectos tóxicos de dichos compuestos son aditivos.

### 8.3 Aspectos analíticos

Según se ha señalado antes, no se fijan valores de referencia en concentraciones de sustancias que no pueden medirse razonablemente. En tales circunstancias, se fijan valores de referencia provisionales en los límites analíticos razonables.

La información proporcionada en este apartado tiene por objetivo orientar al lector sobre la selección de métodos analíticos adecuados para circunstancias específicas.

#### 8.3.1 Capacidad de detección analítica

Existen diversas colecciones de métodos «normalizados» o «recomendados» de análisis de agua publicadas por varios organismos nacionales e internacionales. Con frecuencia se cree que puede alcanzarse una exactitud analítica suficiente si todos los laboratorios utilizan el mismo método normalizado. La experiencia muestra que no siempre es así, ya que diversos factores pueden afectar a la exactitud de los resultados, como la pureza de los reactivos, el tipo de instrumentos analíticos y su rendimiento, el grado de modificación del método en un laboratorio particular, y las aptitudes y destreza del analista. Es probable que estos factores varíen de unos laboratorios a otros y a lo largo del tiempo en un mismo laboratorio. Además, la precisión y exactitud alcanzables mediante un método particular dependen con frecuencia de que se haya realizado correctamente la toma de muestras y de la naturaleza de la muestra («matriz»). Si bien no es fundamental utilizar métodos normalizados, es importante que los métodos utilizados hayan sido validados adecuadamente y que se haya determinado su precisión y exactitud antes de tomar decisiones importantes basadas en los resultados. En el caso de las variables «no específicas» como el sabor y olor, el color y la turbidez, el resultado es función del método empleado, lo cual debe tenerse en cuenta al realizar comparaciones basadas en los datos.

En la selección de métodos es importante tener en cuenta ciertas consideraciones:

- La consideración primordial es que se haya comprobado que el método seleccionado proporciona la exactitud necesaria. Otros factores, como la rapidez y comodidad, sólo deben tenerse en cuenta al seleccionar entre diferentes métodos que cumplen el anterior criterio primordial.
- Existen varios procedimientos notablemente diferentes para medir y notificar los errores existentes en todos los métodos. Esto complica y prejuzga la eficacia de la selección de método, y se han sugerido formas de normalizar estos procedimientos. Es, por consiguiente, deseable publicar información detallada sobre todos los métodos analíticos junto con parámetros relativos al rendimiento que puedan interpretarse sin ambigüedad.
- Si han de compararse los resultados analíticos de un laboratorio con los de otros laboratorios o con un patrón numérico, es, evidentemente, preferible que los resultados no lleven asociado ningún error sistemático. En la práctica, esto no es posible, pero cada laboratorio debe seleccionar métodos cuyos errores sistemáticos hayan sido evaluados concienzudamente y se haya comprobado que son aceptablemente pequeños.

En el cuadro 8.4 se muestra una clasificación cualitativa de diversos métodos analíticos para sustancias inorgánicas, ordenados en función de su grado de complejidad técnica; el cuadro 8.5 muestra una clasificación semejante de métodos de análisis de sustancias orgánicas. Se establecen clasificaciones diferentes para los dos tipos de sustancias porque los métodos analíticos utilizados son muy diferentes. Se asigna una categoría mayor en la clasificación a los procesos más complejos, ya sea por los instrumentos utilizados, por la operación de los mismos, o por ambos motivos. En general, cuanto mayor es la categoría del método mayores son los costos totales asociados. En los cuadros 8.6 al 8.10 se indica la capacidad de detección analítica de los valores de referencia de diferentes sustancias químicas teniendo en cuenta los límites de detección de diferentes métodos analíticos.

Existen numerosos tipos de equipos de análisis de campo que se utilizan para examinar la conformidad de la calidad del agua de consumo y en actividades de monitoreo operativo. Aunque los equipos de análisis de campo suelen ser relativamente baratos, su exactitud analítica es generalmente menor que la de los métodos indicados en los cuadros 8.4 y 8.5. Es, por consiguiente, necesario comprobar la validez del equipo de análisis de campo antes de utilizarlo.

**Cuadro 8.4 Clasificación de métodos analíticos para sustancias inorgánicas en función de su complejidad**

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	Método volumétrico, método colorimétrico
2	Método electrolítico
3	Cromatografía iónica
4	Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, del inglés « <i>high-performance liquid chromatography</i> »)
5	Espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés « <i>flame atomic absorption spectrometry</i> »)
6	Espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, del inglés « <i>electrothermal atomic absorption spectrometry</i> »)
7	Espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés « <i>inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry</i> »)
8	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés « <i>inductively coupled plasma/ mass spectrometry</i> »)

**Cuadro 8.5 Clasificación de métodos analíticos para sustancias orgánicas en función de su complejidad**

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	HPLC
2	Cromatografía de gases (GC, del inglés « <i>gas chromatography</i> »)
3	Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (GC/MS, del inglés « <i>gas chromatography/mass spectrometry</i> »)
4	Cromatografía de gases separados en la cabeza de la columna acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>headspace GC/MS</i> »)
5	Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento (en inglés « <i>purge-and-trap GC</i> ») Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>purge-and-trap GC/MS</i> »)

**Cuadro 8.6 Capacidad de detección analítica de sustancias inorgánicas para las que se han establecido valores de referencia, por tipo de fuente<sup>a</sup>**

	Métodos de campo			Métodos de laboratorio			
	Col.	Abs.	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP/MS
<b>Sustancias químicas de origen natural</b>							
Arsénico		#		+(H)	++ <sub>1</sub> +++(H)	++(H)	+++
Bario				+	+++	+++	+++
Boro		++				++	+++
Cromo		#		+	+++	+++	+++
Fluoruro	#	+	++				
Manganeso	+	++		++	+++	+++	+++
Molibdeno					+	+++	+++
Selenio		#		#	+++ <sub>(H)</sub>	++ <sub>(H)</sub>	+
Uranio						+	+++
<b>Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados</b>							
Cadmio		#			++	++	+++
Cianuro	#	+	+				
Mercurio					+		
<b>Sustancias químicas de actividades agropecuarias</b>							
Nitrato/nitrito	+++	+++	#				
<b>Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo o materiales en contacto con el agua</b>							
Antimonio				#	++ <sub>(H)</sub>	++ <sub>(H)</sub>	+++
Cobre	#	+++		+++	+++	+++	+++
Plomo		#			+	+	++
Níquel		+		#	+	+++	++

<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.6.

**Cuadro 8.7 Capacidad de detección analítica de sustancias orgánicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han establecido valores de referencia<sup>a</sup>**

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Benceno				++					+++					
Tetracloruro de carbono				+					+					
Di(2-etilhexil)ftalato														
1,2-Diclorobenceno			+++	+++			++		+++					
1,4-Diclorobenceno			+++	+++					+++					
1,2-Dicloroetano				+++					+++					
1,1-Dicloroetano				+++					+++					
1,2-Dicloroetano				++					+++					
Diclorometano				#					+++					
1,4-Dioxano								+++						
Ácido edético (EDTA)								+++						
Etilbenceno				+++					+++					
Hexaclorobutadieno									+					
Ácido nitrilotriacético (ANT)		+++								+++				
Pentaclorofenol				++					+++					
Estireno				++					+++					
Tetracloroetano				+++					+++					
Tolueno				+++					+++					
Tricloroetano				+++					+++					+
Xilenos				+++					+++					

<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.7.

**Cuadro 8.8 Capacidad de detección analítica de sustancias orgánicas de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia<sup>a</sup>**

Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Alacloro			γ				+++						
Aldicarb			+								+		
Aldrin y dieldrin							+++γ						
Atrazina					++					++			
Carbofurán			+										
Clordano													
Clorotolurón			γ				++				+		
Cianazina			++				+++						
2,4-D			++				++						
2,4-DB			γ				+++						
1,2-Dibromo-3-cloropropano							+	++					
1,2-Dibromoetano								+					
1,2-Dicloropropano			+++					++					
1,3-Dicloropropano			+++					++					
Dicloroprop (2,4-DP)							++	++					
Dimetoato							++	++					
Endrin			+				#						
Fenoprop			+										++
Isoproturón			+										++
Lindano			+										++
MCPA			+++										++
Mecoprop													
Metoxicloro			+++										
Metolacloro			+++										
Molinato			+++										
Pendimetalina			+++										
Simazina					+								
2,4,5-T			+++										
Terbutilazina (TBA)							+						++
Trifluralina			+++										+

<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.8.

**Cuadro 8.9 Capacidad de detección analítica de sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua para las que se han establecido valores de referencia<sup>a</sup>**

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC	HPLC/ FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC
<b>Desinfectantes</b>														
Monocloramina	+++													
Cloro	+++									+++				+++
<b>Subproductos de la desinfección</b>														
Bromato				+++					+++					+
Bromodichlorometano			+++						+++					
Bromoformo			+					+						
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)														
Clorato														∟
Clorito	∟													∟
Cloroformo			+++						+++					
Cloruro de cianógeno														∟
Dibromoacetnitrilo			∟					∟						
Dibromoclorometano			+++					∟	+++					
Dicloroacetato			∟					∟						
Dicloroacetnitrilo			+++					+						
Formaldehído			∟					∟	++					
Monocloroacetato		++						∟						
Tricloroacetato			+++					∟						
2,4,6-Triclorofenol			+++					+++						
Trihalometanos <sup>b</sup>			+++					+++						
<b>Contaminantes orgánicos procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento</b>														
Acrilamida		+					+						+	
Epiclorhidrina									+					
<b>Contaminantes orgánicos procedentes de tuberías y accesorios</b>														
Benzo[a]pireno								++					++	
Cloruro de vinilo				+										

<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.9.

<sup>b</sup> Consulte también la información correspondiente a trihalometanos individuales.

**Cuadro 8.10 Capacidad de detección analítica de plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia<sup>a</sup>**

	Col.	GC	GC/PD	GC/EC	GC/FID	GC/FP D	GC/TID	GC/MS	PT- GC/MS	HPLC FD	HPLC/ UVPAD	EAAS	IC/FD
Clorpirifós			+++	+++	+++	+	+++	+++					
DDT (y sus metabolitos)			+++	+++				+					
Piriproxiifeno													+++
<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas siguientes aplicables al cuadro 8.10.													
<b>Definiciones aplicables a los cuadros 8.6 a 8.10</b>													
Col.	Colorimetría												
Abs.	Absorciometría												
GC	Cromatografía de gases (del inglés «gas chromatography»)												
GC/PD	Cromatografía de gases con detector de fotoionización (del inglés «gas chromatography/photoionization detector»)												
GC/EC	Cromatografía de gases con captura de electrones (del inglés «gas chromatography/electron capture»)												
GC/FID	Cromatografía de gases con detector de ionización de llama (del inglés «gas chromatography/flame ionization detector»)												
GC/FPD	Cromatografía de gases con detector fotométrico de llama (del inglés «gas chromatography/flame photodiode detector»)												
GC/TID	Cromatografía de gases con detector de ionización térmica (del inglés «gas chromatography/thermal ionization detector»)												
GC/MS	Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (del inglés «gas chromatography/mass spectrometry»)												
PT-GC/MS	Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (del inglés «purge-and-trap gas chromatography/mass spectrometry»)												
HPLC	Cromatografía líquida de alta resolución (del inglés «high-performance liquid chromatography»)												
HPLC/FD	Cromatografía líquida de alta resolución con detector de fluorescencia (del inglés «high-performance liquid chromatography/fluorescence detector»)												
HPLC/UVPAD	Cromatografía líquida de alta resolución con detector de ultravioleta de serie de fotodiodos (del inglés «high-performance liquid chromatography/ultraviolet photodiode array detector»)												
EAAS	Espectrometría de absorción atómica electro térmica (del inglés «electrothermal atomic absorption spectrometry»)												
IC	Cromatografía iónica (del inglés «ion chromatography»)												
ICP	Plasma acoplado por inducción (del inglés «inductively coupled plasma»)												
ICP/MS	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (del inglés «inductively coupled plasma/mass spectrometry»)												
FAAS	Espectrometría de absorción atómica de llama (del inglés «flame atomic absorption spectrometry»)												
IC/FD	Cromatografía iónica con detector de fluorescencia (del inglés «ion chromatography/fluorescence detector»)												

**Notas correspondientes a los cuadros 8.6 a 8.10**

- + El límite de detección está entre el valor de referencia y 1/10 de dicho valor.
- ++ El límite de detección está entre 1/10 y 1/50 del valor de referencia.
- +++ El límite de detección es menor que 1/100 del valor de referencia.
- # El método analítico puede utilizarse para medir la concentración del valor de referencia, pero es difícil detectar una concentración de 1/10 del valor de referencia.
- 1 El método de detección puede utilizarse para la sustancia.
- (H) Este método puede aplicarse a la determinación de los analitos mediante su conversión a hidruros por un generador de hidruros.



### 8.3.2 Métodos analíticos

En la *valoración volumétrica (volumetría)*, las sustancias químicas se analizan mediante valoración con una solución normalizada. El punto final de la valoración se determina por la aparición de color como resultado de la reacción con un indicador, por la modificación del potencial eléctrico o por un cambio del pH.

Los *métodos colorimétricos (colorimetría)* se basan en la medición de la intensidad de color de una sustancia química objetivo o producto de la reacción que tiene color. La absorbancia óptica se mide con luz de una longitud de onda adecuada. La concentración se determina mediante una curva de calibración obtenida mediante el análisis de muestras de concentración conocida del analito. El método ultravioleta (UV) es similar, pero se utiliza luz UV.

En el caso de las sustancias iónicas, puede determinarse la concentración del ión mediante un *electrodo selectivo de iones*. El potencial eléctrico medido es proporcional al logaritmo de la concentración del ión.

Algunos compuestos orgánicos absorben cantidades de luz UV (de longitud de onda de 190 a 380 nm) proporcionales a su concentración. La *absorción de luz UV* es útil para la estimación cualitativa de la presencia de sustancias orgánicas, porque puede haber una correlación fuerte entre este parámetro y el contenido de carbono orgánico.

La *espectrometría de absorción atómica (AAS, del inglés «atomic absorption spectrometry»)* se utiliza para el análisis de metales. Se basa en el hecho de que al hacer pasar luz a través de la muestra vaporizada los átomos en estado fundamental absorben luz de longitudes de onda que son características de cada elemento. Como la absorción de luz es función de la concentración de átomos en el vapor, el valor de absorbancia medido permite determinar la concentración del analito en la muestra de agua. La ley de Beer-Lambert describe la relación entre la concentración y la absorbancia.

En la *espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés «flame atomic absorption spectrometry»)*, se aspira una muestra al seno de una llama y se atomiza. Se irradia a través de la llama un haz de luz de una lámpara de cátodo hueco del mismo elemento metálico que el analito, y se mide en el detector la cantidad de luz absorbida. Este método es mucho más sensible que otros y no sufre interferencia espectral o de radiación por la presencia de otros elementos. El tratamiento previo es innecesario o es sencillo. No obstante, no es adecuado para el análisis simultáneo de muchos elementos, porque cada analito precisa una fuente de luz diferente.

La *espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, del inglés «electrothermal atomic absorption spectrometry»)* se basa en los mismos principios que la FAAS, pero el quemador normal utilizado para el análisis de metales se sustituye por un atomizador electrotrémico u horno de grafito. La EAAS proporciona sensibilidades mayores y límites de detección menores que la FAAS, y se precisa un volumen de muestra menor. La EAAS sufre una mayor interferencia por la dispersión de luz debida a la presencia de otros elementos y se tarda más en realizar el análisis que mediante la FAAS.

El principio del análisis de metales mediante *espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés «inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry»)* es el siguiente. Una fuente de plasma acoplado por inducción es un flujo de gas argón ionizado mediante la aplicación de una frecuencia de radio. Se genera un aerosol de la muestra en un nebulizador y una cámara de nebulización y se lleva a continuación al plasma a través de un tubo inyector. La temperatura alta del plasma calienta y los átomos de la muestra y los excita. Al regresar a su estado fundamental, los átomos excitados producen espectros de emisión de los iones. Un monocromador separa longitudes de onda específicas correspondientes a diferentes elementos y un detector mide la intensidad de radiación de cada longitud de onda. Se logra así una reducción significativa de la interferencia de sustancias químicas. En muestras de agua poco contaminadas, pueden realizarse análisis simultáneos o secuenciales sin que sea necesario un tratamiento previo especial para alcanzar límites de detección bajos para muchos elementos. Esto, junto con la ampliación del intervalo analítico de tres a cinco cifras, implica que pueden analizarse múltiples metales. La sensibilidad de la ICP/AES es similar a la de la FAAS o la EAAS.

En la *espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés «inductively coupled plasma/mass spectrometry»)* los elementos se atomizan y excitan como en la ICP/AES y se llevan a continuación a un espectrómetro de masas. Una vez en el espectrómetro de masas, se aceleran los iones aplicándoles una tensión eléctrica alta y se hacen pasar a través de una serie de lentes iónicas, un analizador electrostático y, por último, un imán. Variando la potencia del imán se separan los iones en función de la relación entre masa y carga eléctrica y se hacen pasar a través de una rendija al detector que registra únicamente un intervalo de masa atómica muy pequeño en cada momento. Variando los ajustes del imán y del analizador electrostático, puede hacerse un barrido de todo el intervalo de masas en un periodo relativamente corto. En muestras de agua poco contaminadas, pueden realizarse análisis

simultáneos o secuenciales sin que sea necesario un tratamiento previo especial para alcanzar límites de detección bajos para muchos elementos. Esto, junto con la ampliación del intervalo analítico de tres a cinco cifras, implica que pueden analizarse múltiples metales.

La *cromatografía* es un método de separación basado en la diferencia de afinidad entre dos fases, la fase estacionaria y la fase móvil. Se inyecta una muestra en una columna, ya sea rellena o recubierta con la fase estacionaria, y sus compuestos se separan por medio de la fase móvil basándose en su diferente interacción (distribución o adsorción) con la fase estacionaria. Los compuestos con afinidad baja por la fase estacionaria atraviesan la columna más rápidamente y eluyen antes. Los compuestos eluidos del extremo de la columna se analizan mediante un detector adecuado.

En la *cromatografía iónica*, se utiliza un cambiador de iones como fase estacionaria, y el eluyente para la determinación de aniones suele ser una solución diluida de bicarbonato sódico y carbonato sódico. Pueden utilizarse detectores colorimétricos, electrométricos o volumétricos para analizar aniones individuales. En la cromatografía iónica con supresión, los aniones se transforman en sus formas ácidas, muy conductoras; en el eluyente de carbonato-bicarbonato, los aniones se transforman en ácido carbónico, cuya conductividad es baja. Se mide la conductividad de las formas ácidas separadas y se identifican comparando sus tiempos de retención con los de los correspondientes patrones.

La *cromatografía líquida de alta resolución* (HPLC, del inglés «*high-performance liquid chromatography*») es una técnica analítica en la que se utiliza una fase móvil líquida y una columna que contiene una fase estacionaria líquida. La detección de los compuestos separados se realiza mediante detectores de absorbancia, en el caso de los compuestos orgánicos, y mediante detectores de conductividad o electroquímicos, en el caso de los compuestos metálicos e inorgánicos.

La *cromatografía de gases* (GC, del inglés «*gas chromatography*») permite identificar y cuantificar cantidades mínimas (trazas) de compuestos orgánicos. En la cromatografía de gases se utiliza un gas como fase móvil y la fase estacionaria es un líquido que recubre un sólido granular inerte o las paredes de una columna capilar. Cuando se inyecta la muestra en la columna, los compuestos orgánicos se vaporizan y son arrastrados por el gas a través de la columna a velocidades diferentes en función de los diferentes coeficientes de reparto entre las fases móvil y estacionaria de los compuestos. El gas que abandona la columna se dirige un detector adecuado. Pueden utilizarse diversos detectores, como el detector de ionización de llama (FID, del inglés «*flame ionization detector*»), el detector de captura de electrones (ECD, del inglés «*electron capture detector*») y el de nitrógeno y fósforo. Este método, dada su gran capacidad de separación, permite separar, identificar y determinar las concentraciones de mezclas de sustancias con estructuras similares, de forma sistemática, en una sola operación.

El método de *cromatografía de gases / espectrometría de masas* (GC/MS, del inglés «*gas chromatography/mass spectrometry*») se basa en el mismo principio que el de cromatografía de gases y utiliza un espectrómetro de masas como detector. Tras salir el gas del extremo de la columna del cromatógrafo de gases, fluye hasta el espectrómetro de masas a través de una columna capilar que actúa como interfaz. La muestra entra entonces en la cámara de ionización, en la que un haz colimado de electrones colisiona con las moléculas de la muestra y ocasiona su ionización y fragmentación. El siguiente componente es un analizador de masas, que utiliza un campo magnético para separar las partículas con carga positiva en función de sus masas. Existen varios tipos de técnicas de separación, de las que las más comunes son la tetrapolar y la de atrapamiento de iones. Tras haber sido separados en función de sus masas, los iones entran en un detector.

El método de *cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento en columna de relleno* (en inglés «*purge-and-trap packed-column GC*»), ya sea aislado o combinado con espectrometría de masas (en cuyo caso se conoce en inglés por «*purge-and-trap packed-column GC/MS*») sirve para determinar diversos compuestos orgánicos purgables que se transfieren de la fase acuosa a la fase de vapor haciendo burbujear gas de purga a través de una muestra de agua a temperatura ambiente. El vapor se atrapa en una trampa fría. A continuación, la trampa se calienta y se purga a contracorriente con el mismo gas de purga para desorber los compuestos a una columna de cromatografía de gases. Los principios de la cromatografía de gases (GC) y de la cromatografía de gases con detector de espectrometría de masas (GC/MS) son los descritos antes.

El principio del *enzoinmunoanálisis de adsorción* (ELISA, del inglés «*enzyme-linked immunosorbent assay*») es el siguiente. Se recubre el material sólido con una proteína (anticuerpo) que reacciona específicamente con la sustancia química de interés (antígeno). El analito presente en la muestra de agua se une al anticuerpo, y se añade también un segundo anticuerpo que lleva unido una enzima que se une a la sustancia química de interés. Tras lavar el sistema para retirar los reactivos que hayan podido quedar libres, se añade una sustancia (cromógeno) que al descomponerse por la acción de la enzima generará una reacción con producción de color proporcional a la cantidad de la sustancia química de interés. El método ELISA puede utilizarse para determinar microcistina y tensioactivos sintéticos.

## 8.4 Tratamiento

Según se ha señalado antes, cuando no es posible alcanzar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud mediante un tratamiento razonablemente factible, el valor de referencia se designa como provisional y se fija a la concentración que puede alcanzarse razonablemente mediante tratamiento.

La captación, tratamiento, almacenamiento y distribución de agua de consumo conllevan la adición deliberada de numerosas sustancias químicas para mejorar la inocuidad y calidad para los consumidores del agua de consumo tratada (aditivos directos). Además, el agua está en contacto permanente con tuberías, válvulas, grifos y superficies de depósitos, todos los cuales pueden aportar más sustancias químicas al agua (aditivos indirectos). Las sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua de consumo se describen en más detalle en el apartado 8.5.4.

### 8.4.1 Concentración alcanzable mediante tratamiento

La capacidad de alcanzar un valor de referencia en un sistema de abastecimiento de agua de consumo depende de varios factores, incluidos los siguientes:

- la concentración de la sustancia química en el agua bruta;
- las medidas de control aplicadas en todo el sistema de abastecimiento de agua de consumo;
- la naturaleza del agua bruta (aguas subterráneas o superficiales, presencia de componentes naturales y otros); y
- los procesos de tratamiento ya instalados.

Si un valor de referencia no puede alcanzarse mediante el sistema existente, puede ser necesario considerar el uso de un tratamiento adicional, o bien obtener el agua de otras fuentes.

El costo que conlleva alcanzar un valor de referencia dependerá de la complejidad de los tratamientos adicionales u otras medidas de control que sean necesarios. No es posible proporcionar información cuantitativa general sobre el costo que conlleva alcanzar valores de referencia individuales. Los costos de tratamiento (fijos y de funcionamiento) no dependerán únicamente de los factores señalados antes, sino también de cuestiones como la producción de la planta; los costos locales de la mano de obra, los de las obras civiles y mecánicas, el consumo de sustancias químicas y de electricidad; y la vida útil de la planta, entre otros.

En el cuadro 8.11 se muestra una clasificación cualitativa de procesos de tratamiento en función de su complejidad técnica. Se asigna una categoría mayor en la clasificación a los procesos más complejos, ya sea por su instalación, por su operación, o por ambos. En general, cuanto mayor es la categoría del método mayores son los costos asociados.

**Cuadro 8.11 Clasificación de procesos de tratamiento del agua en función de su complejidad técnica y costo**

<b>Categoría</b>	<b>Ejemplos de procesos de tratamiento</b>
1	Cloración simple Filtración sencilla (rápida o lenta, en arena)
2	Precloración y filtración Aeración
3	Coagulación química Optimización de procesos para el control de los SPD
4	Tratamiento con carbón activado granular (CAG) Intercambio de iones
5	Ozonización
6	Procesos de oxidación avanzados Tratamiento con membranas

Los cuadros 8.12 a 8.16 resumen los procesos de tratamiento que son capaces de eliminar contaminantes químicos con repercusiones significativas sobre la salud. Se incluyen en los cuadros únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos.

**Cuadro 8.12 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas de origen natural para las que se han establecido valores de referencia<sup>a,b</sup>**

	Cloración	Coagulación	Intercambio de iones	Ablandamiento por precipitación	Alúmina activada	Carbón activado	Ozonización	Membranas
Arsénico		+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005			+++ <0,005
Fluoruro		++			+++ <1			+++ <1
Manganeso	+++ <0,05	++					+++ <0,05	+++ <0,05
Selenio		++	+++ <0,01		+++ <0,01			+++ <0,01
Uranio		++	+++ <0,001	++	+++ <0,001			

<sup>a</sup> El significado de los símbolos es el siguiente:

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++: 80% o más de reducción de la concentración

<sup>b</sup> Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

**Cuadro 8.13 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han determinado valores de referencia<sup>a,b</sup>**

	Arrastre con aire	Coagulación	Intercambio de iones	Ablandamiento por precipitación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
Cadmio		+++ <0,002	+++ <0,002	+++ <0,002				+++ <0,002
Mercurio		+++ <0,0001		+++ <0,0001	+++ <0,0001			+++ <0,0001
Benceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
Tetracloruro de carbono	+++ <0,001	+			+++ <0,001			+++ <0,001
1,2-Diclorobenceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,4-Diclorobenceno	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,2-Dicloroetano	+				+++ <0,01	+	++	
1,2-Dicloroetano	+++ <0,01				+++ <0,01	+++ <0,01		
1,4-Dioxano						+++ no hay datos		
Ácido edético (EDTA)					+++ <0,01			
Etilbenceno	+++ <0,001	+			+++ <0,001	+++ <0,001		
Hexaclorobutadieno					+++ <0,001			
Ácido nitrilotriacético (ANT)					+++ no hay datos			
Pentaclorofenol					+++			

Estireno	+++ <0,02	<0,0004 +++		
Tetracloroetano	+++ <0,001	+++ <0,001		
Tolueno	+++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001
Tricloroetano	+++ <0,02	+++ <0,02	+++ <0,02	+++ <0,02
Xilenos	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005	+++ <0,005

<sup>a</sup> El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++: 80% o más de reducción de la concentración

<sup>b</sup> Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

**Cuadro 8.14 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de sustancias químicas de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia<sup>a,b</sup>**

	Cloración	Arrastre con aire	Coagulación	Intercambio de iones	Carbón activado	Ozonomización	Oxidación avanzada	Membranas	Tratamiento biológico
Nitrato				+++ <5				+++ <5	+++ <5
Nitrito	+++ <0,1					+++ <0,1	+++ <0,1		
Alacloro					+++ <0,001	++ <0,001	+++ <0,001	+++ <0,001	
Aldicarb	+++ <0,001				+++ <0,001	+++ <0,001		+++ <0,001	
Aldrín y dieldrín			++		+++ <0,00002	+++ <0,00002		+++ <0,00002	
Atrazina			+	+++ <0,0001	++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001		
Carbofurán	+				+++ <0,001			+++ <0,001	
Clordano					+++ <0,0001	+++ <0,0001			
Clorotolurón					+++ <0,0001	+++ <0,0001			
Cianazina					+++ <0,0001	+		+++ <0,0001	
Ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)				+	+++ <0,001	+++ <0,001			
1,2-Dibromo-3-cloropropano		++ <0,001			+++ <0,0001				
1,2-Dibromoetano		+++ <0,0001			+++ <0,0001				
1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)					+++ <0,001	+		+++ <0,001	
Dimetoato	+++ <0,001				++	++			
Endrín				+	+++ <0,0002				
Isoproturón	++				+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	+++ <0,0001	
Lindano					+++ <0,0001	++			

MCPA			+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Mecoprop			+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Metoxicloro		++	+++	+++		
			<0,0001	<0,0001		
Metolacloro			+++	++		
			<0,0001			
Simazina	+		+++	++	+++	+++
			<0,0001		<0,0001	<0,0001
2,4,5-T		++	+++	+		
			<0,001			
Terbutilazina (TBA)		+	+++	++		
			<0,0001			
Trifluralina			+++			+++
			<0,0001			<0,0001

<sup>a</sup> El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

++: 50% o más de reducción de la concentración

+++: 80% o más de reducción de la concentración

<sup>b</sup> Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

**Cuadro 8.15 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia<sup>a,b</sup>**

	Cloración	Coagulación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
DDT y sus metabolitos	+	+++	+++	+	+++	+++
		<0,0001	<0,0001		<0,0001	<0,0001
Piriproxifeno			+++			
			<0,001			

<sup>a</sup> El significado de los símbolos es el siguiente:

+: Reducción de la concentración escasa

+++: 80% o más de reducción de la concentración

<sup>b</sup> Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia. Para los procesos más eficaces, el cuadro indica la concentración de la sustancia química, en mg/l, que debería poderse alcanzar.

**Cuadro 8.16 Reducción alcanzable mediante tratamiento de la concentración de células de cianobacterias y de cianotoxinas para las que se han establecido valores de referencia<sup>a,b,c</sup>**

	Cloración	Coagulación	Carbón activado	Ozonización	Oxidación avanzada	Membranas
Células de cianobacterias		+++				+++
Cianotoxinas	+++		+++	+++	+++	

<sup>a</sup> La cloración u ozonización puede liberar cianotoxinas.

<sup>b</sup> +++: 80% o más de reducción de la concentración

<sup>c</sup> Se incluyen en el cuadro únicamente las sustancias químicas de las que se dispone de datos sobre tratamientos. La ausencia de datos en una casilla del cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre su eficacia.

La finalidad de estos cuadros es facilitar la toma de decisiones relativas a la capacidad de los tratamientos existentes para alcanzar los valores de referencia y sobre los tratamientos adicionales que pudiera ser necesario instalar. Se han elaborado basándose en estudios científicos publicados: principalmente experimentos de laboratorio, algunas investigaciones en planta piloto y relativamente pocos estudios completos de procesos de tratamiento del agua. Por consiguiente:

- Muchos de los tratamientos descritos están diseñados para plantas de tratamiento más grandes y pueden no ser necesariamente adecuados para plantas de tratamiento más pequeñas o para tratamientos de tipo individual. En estas situaciones, la selección de técnicas de tratamiento debe realizarse caso por caso.
- La información corresponde seguramente a situaciones «óptimas», ya que los datos se habrían obtenido en condiciones de laboratorio o en una planta controlada cuidadosamente para fines de experimentación.
- El rendimiento real del proceso dependerá de la concentración de la sustancia química en el agua bruta y de la calidad general del agua. Por ejemplo, la cloración y la eliminación de plaguicidas y sustancias orgánicas utilizando carbón activado u ozonización se verá obstaculizada si hay una concentración alta de materia orgánica natural.
- Para muchos contaminantes, pueden ser adecuados, en teoría, varios procesos diferentes, y la elección de uno u otro debe realizarse en función de la complejidad técnica y el costo, y teniendo en cuenta las circunstancias locales. Por ejemplo, los procesos de membrana pueden eliminar una amplia gama de sustancias químicas, pero existen otros métodos más sencillos y baratos que permiten eliminar eficazmente la mayoría de las sustancias químicas.
- Es normal utilizar una serie de procesos unitarios (por ejemplo, coagulación, sedimentación, filtración, carbón activado granular, cloración) para alcanzar los objetivos de calidad del agua deseados. Cada proceso puede contribuir a la eliminación de sustancias químicas. Puede ser ventajoso, técnica y económicamente, utilizar una combinación de procesos (por ejemplo, ozonización y carbón activado granular) para eliminar sustancias químicas determinadas.
- La eficacia de los procesos contemplados debe evaluarse mediante pruebas de laboratorio o en planta piloto con el mismo agua que se quiere tratar. La duración de estas pruebas debe ser suficiente para detectar posibles variaciones estacionales u otras variaciones temporales de las concentraciones de contaminantes y del rendimiento del proceso.

#### 8.4.2 Cloración

La cloración puede realizarse mediante gas cloro licuado, solución de hipoclorito sódico o gránulos de hipoclorito cálcico, y mediante generadores de cloro *in situ*. El gas cloro licuado se suministra comprimido en recipientes a presión. Un clorador extrae el gas del cilindro y lo añade al agua de forma dosificada, simultáneamente controlando y midiendo el caudal de gas. La solución de hipoclorito sódico se dosifica mediante una bomba dosificadora eléctrica de desplazamiento positivo o mediante un sistema de suministro por gravedad. El hipoclorito cálcico debe disolverse en una porción de agua y luego mezclarse con el caudal principal. El cloro, ya sea en forma de gas cloro de un cilindro, de hipoclorito sódico o de hipoclorito cálcico, se disuelve en el agua y forma ión hipoclorito ( $\text{OCl}^-$ ) y ácido hipocloroso ( $\text{HOCl}$ ).

Pueden utilizarse diversas técnicas de cloración, como son la cloración a la dosis crítica (*breakpoint*), la cloración marginal y la supercloración-descloración. La cloración a la dosis crítica es un método en el que se aplica una dosis de cloro suficiente para oxidar rápidamente todo el nitrógeno amónico presente en el agua y dejar una concentración adecuada de cloro libre residual para proteger el agua de la recontaminación entre el punto de cloración y el punto de consumo. La supercloración-descloración consiste en añadir una dosis grande de cloro para lograr una reacción química y desinfección rápidas, seguida de una reducción del exceso de cloro libre residual. Es importante eliminar el exceso de cloro para evitar problemas organolépticos. Se utiliza principalmente cuando la carga bacteriana es variable o cuando el tiempo de retención en un depósito es insuficiente. La cloración marginal se utiliza en los sistemas de abastecimiento de agua de calidad alta y consiste simplemente en añadir una dosis de cloro que genere la concentración deseada de cloro libre residual. En este tipo de aguas, la demanda de cloro es muy baja, y es posible que ni siquiera llegue a alcanzarse el punto crítico (*breakpoint*).

La finalidad principal de la cloración es la desinfección microbiana. No obstante, el cloro actúa también como oxidante y puede eliminar o ayudar a eliminar algunas sustancias químicas; por ejemplo, puede descomponer los plaguicidas fácilmente oxidables, como el aldicarb; puede oxidar especies disueltas, como el manganeso (II), y formar productos insolubles que pueden eliminarse mediante una filtración posterior; y puede oxidar especies disueltas a formas más fáciles de eliminar (por ejemplo, el arsenito a arseniato).

Un inconveniente del cloro es su capacidad de reaccionar con materia orgánica natural y producir trihalometanos y otros SPD halogenados. No obstante, la formación de subproductos puede controlarse optimizando el sistema de tratamiento.

#### **8.4.3 Ozonización**

El ozono es un oxidante potente y posee múltiples usos en el tratamiento del agua, incluida la oxidación de sustancias orgánicas. Puede utilizarse como desinfectante primario. El ozono gaseoso ( $O_3$ ) se forma haciendo pasar aire seco u oxígeno a través de un campo eléctrico de tensión alta. El aire enriquecido en ozono obtenido se añade directamente al agua mediante difusores porosos en la base de torres de contacto. Las torres de contacto, que suelen tener una profundidad de unos 5 m, proporcionan tiempos de contacto de 10 a 20 minutos. Debería poder disolverse al menos el 80% del ozono aplicado; el aire que sale de la torre, que contiene el resto del ozono, se hace pasar por un destructor de ozono y se expulsa a la atmósfera.

El objetivo de la ozonización es lograr la concentración deseada tras un tiempo de contacto determinado. Para la oxidación de sustancias orgánicas, como algunos plaguicidas oxidables, suele aplicarse una concentración residual de unos 0,5 mg/l tras un tiempo de contacto de hasta 20 minutos. Las dosis necesarias para lograrlo varían en función del tipo de agua, pero suelen ser de 2 a 5 mg/l. Para aguas sin tratar se necesitan dosis más altas debido a la demanda de ozono de las sustancias orgánicas naturales.

El ozono reacciona con las sustancias orgánicas naturales y aumenta su biodegradabilidad, medida en términos de carbono orgánico asimilable. Para evitar la proliferación no deseable de bacterias durante la distribución, la ozonización se complementa normalmente con un tratamiento posterior, como la filtración o tratamiento con carbón activado granular, para eliminar las sustancias orgánicas biodegradables, seguido de la aplicación de una concentración residual de cloro, ya que el ozono no produce un efecto desinfectante residual. El ozono degrada eficazmente una gama amplia de plaguicidas y otras sustancias orgánicas.

#### **8.4.4 Otros procesos de desinfección**

Otros métodos de desinfección son la cloraminación, el uso de dióxido de cloro, la radiación UV y los procesos de oxidación avanzados.

Las cloraminas (monocloramina, dicloramina y «tricloramina», o tricloruro de nitrógeno) se producen por la reacción del cloro con amoníaco en medio acuoso. La monocloramina es la única cloramina útil como desinfectante, y la cloraminación se aplica en condiciones diseñadas para producir únicamente esta sustancia. La monocloramina es un desinfectante menos eficaz que el cloro libre, pero es persistente, de modo que es un desinfectante secundario de interés para el mantenimiento de un efecto desinfectante residual estable en el sistema de distribución.

Aunque el dióxido de cloro no se ha utilizado extensamente en el pasado para la desinfección de agua de consumo, ha comenzado a utilizarse recientemente debido a la preocupación por la producción de trihalometanos que conlleva la desinfección con cloro. Típicamente, el dióxido de cloro se genera, inmediatamente antes de su aplicación, añadiendo gas cloro o una solución acuosa de cloro a una disolución acuosa de clorito sódico. En el agua, el dióxido de cloro se descompone en clorito y clorato. Como el dióxido de cloro no oxida el bromuro (en ausencia de luz solar), el tratamiento del agua con dióxido de cloro no generará bromoformo ni bromato.

El uso de radiación UV para el tratamiento del agua potable se ha restringido normalmente a instalaciones pequeñas. La radiación UV, emitida por una lámpara de arco de mercurio de baja presión, tiene actividad biocida a longitudes de onda de 180 a 320 nm. Puede utilizarse para inactivar protozoos, bacterias, bacteriófagos, levaduras, virus, hongos y algas. La turbidez del agua puede inhibir su desinfección mediante radiación UV. La radiación UV, cuando se aplica junto con ozono, puede ejercer una potente acción catalizadora de reacciones de oxidación.

Los procesos de generación de radicales hidroxilo se conocen colectivamente como procesos de oxidación avanzados y pueden destruir eficazmente sustancias químicas que son difíciles de eliminar mediante otros métodos, como mediante el tratamiento sólo con ozono. Las sustancias químicas pueden reaccionar directamente con el ozono molecular o con el radical hidroxilo ( $HO \cdot$ ), que es un producto de la descomposición del ozono en agua y es un oxidante indiscriminado extremadamente potente que reacciona fácilmente con una amplia gama de sustancias orgánicas. La formación de radicales hidroxilo puede fomentarse aplicando el ozono a pH alto. Uno de los procesos de oxidación avanzados consiste en la adición simultánea de aproximadamente 0,4 mg/l de peróxido de hidrógeno por cada mg/l de ozono añadido (la proporción óptima teórica para la producción de radicales hidroxilo) y bicarbonato.



#### 8.4.5 Filtración

Las partículas pueden separarse de las aguas brutas mediante filtros rápidos por gravedad, horizontales, o a presión, o filtros lentos de arena. La filtración lenta en arena es, en esencia, un proceso biológico, mientras que los otros tipos de filtración son procesos físicos.

Los filtros rápidos por gravedad, horizontales y a presión pueden utilizarse para la filtración directa de agua bruta, sin tratamiento previo. Los filtros rápidos por gravedad y a presión se utilizan habitualmente para filtrar agua que ha sido tratada previamente mediante coagulación y sedimentación. También puede realizarse una filtración directa, en la que se añade al agua un coagulante y, a continuación, ésta se hace pasar directamente por el filtro en el que se separa el flóculo precipitado (que contiene sustancias contaminantes). La aplicación de la filtración directa está limitada por la disponibilidad de espacio en el filtro para albergar las sustancias sólidas separadas.

##### Filtros rápidos por gravedad

Los filtros rápidos de arena por gravedad son habitualmente depósitos rectangulares abiertos (habitualmente de menos de 100 m<sup>2</sup>) que contienen arena de sílice (con granos de 0,5 a 1,0 mm) hasta una profundidad de 0,6 a 2,0 m. El agua fluye hacia abajo y los sólidos se concentran en las capas superiores del lecho. El caudal unitario es generalmente de 4 a 20 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h). El agua tratada se recoge mediante bocas situadas en el suelo del lecho. Los sólidos acumulados se retiran periódicamente descolmataando el filtro mediante inyección (a contracorriente) de agua tratada. En ocasiones, la arena se lava previamente con aire. Se produce un lodo diluido que debe desecharse.

Además de los filtros de arena en capa homogénea, se utilizan filtros bicapa o multicapa. Estos filtros están constituidos por materiales diferentes, de modo que su estructura pasa de gruesa a fina conforme el agua avanza a través del filtro. Se utilizan materiales de densidad adecuada para mantener la separación de las diferentes capas tras la descolmatación. Un ejemplo común de filtro bicapa es el filtro de antracita y arena, que suele tener una capa de 0,2 m de espesor de partículas de antracita de 1,5 mm sobre una capa de 0,6 m de espesor de arena de sílice. En filtros multicapa puede usarse antracita, arena y granate. La ventaja de los filtros bicapa y multicapa es que se utiliza más eficazmente el espesor completo del lecho para la retención de partículas: la tasa de pérdida de carga puede ser la mitad que en los filtros de capa homogénea, lo que permite utilizar caudales unitarios mayores sin que aumente la pérdida de carga.

Los filtros rápidos por gravedad suelen utilizarse para eliminar flóculos de aguas coaguladas (véase el apartado 8.4.7), así como para reducir la turbidez (incluidas las sustancias adsorbidas) y los óxidos de hierro y manganeso de las aguas brutas.

##### Prefiltros

Antes de someter el agua a otros tratamientos, como a filtros lentos de arena, pueden utilizarse prefiltros. Los prefiltros con medio de filtración de grava gruesa o piedras machacadas pueden tratar eficazmente aguas de turbidez alta (>50 UNT). La principal ventaja de la prefiltración es que al pasar el agua por el filtro, además de por filtración, se eliminan partículas mediante sedimentación por gravedad. Los filtros horizontales pueden tener hasta 10 m de longitud y se aplican caudales de filtración de 0,3 a 1,0 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>·h.

##### Filtros a presión

Los filtros a presión se utilizan a veces cuando es necesario mantener una carga de presión para evitar la necesidad de impulsar el agua al sistema mediante bombeo. El lecho de filtración se encierra en una carcasa cilíndrica. Pueden fabricarse filtros a presión pequeños, capaces de tratar hasta unos 15 m<sup>3</sup>/h, de plásticos reforzados con vidrio. Los filtros a presión más grandes, de hasta 4 m de diámetro, se hacen de acero con un recubrimiento especial. Su operación y funcionamiento son, por lo general, como los descritos para el filtro rápido por gravedad, y se necesitan instalaciones similares para descolmar el filtro y retirar el lodo diluido.

##### Filtros lentos de arena

Los filtros lentos de arena son habitualmente depósitos que contienen arena (con partículas de tamaño efectivo de 0,15 a 0,3 mm) hasta una profundidad de 0,5 a 1,5 m. En estos filtros, en los que el agua bruta fluye hacia abajo, la turbidez y los microorganismos se eliminan principalmente en los primeros centímetros de la arena. Se forma una capa biológica, conocida como *schmutzdecke*, en la superficie del filtro, que puede eliminar eficazmente microorganismos. El agua tratada se recoge en sumideros o tuberías situados en la parte baja del filtro. Periódicamente, se retiran y sustituyen los primeros centímetros de arena que contienen los sólidos acumulados. El caudal unitario de agua a través de los filtros lentos de arena es de 0,1 a 0,3 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h).

Los filtros lentos de arena sólo son adecuados para aguas de turbidez baja o aguas sometidas a filtración previa. Se utilizan para separar algas y microorganismos, incluidos los protozoos, y, precedidos de microtamizado (*microstraining*) o filtración gruesa, para reducir la turbidez (incluidas las sustancias químicas adsorbidas). La filtración lenta en arena elimina eficazmente las sustancias orgánicas, incluidos algunos plaguicidas y el amoníaco.

#### **8.4.6 Aeración**

Los procesos de aeración están diseñados para retirar los gases y compuestos volátiles mediante arrastre con aire. La transferencia de oxígeno puede efectuarse habitualmente mediante una simple cascada o por difusión de aire al agua, sin necesidad de equipos complejos. No obstante, para el arrastre de gases o compuestos volátiles puede ser necesaria una planta especializada que proporcione una transferencia de masa alta de la fase líquida a la gaseosa.

Los aeradores de cascada o de escalones están diseñados para que el agua fluya en una capa delgada y lograr una transferencia de oxígeno eficiente. La aeración de cascada pueden ocasionar una pérdida de carga de altura significativa; necesitándose de 1 a 3 m para un caudal unitario de 10 a 30 m<sup>3</sup>/(m<sup>2</sup>·h). Otra opción es la difusión de aire comprimido a través de un sistema de tuberías perforadas sumergidas. Estos tipos de aeradores se utilizan para la oxidación y precipitación del hierro y el manganeso.

El arrastre con aire puede utilizarse para retirar sustancias orgánicas volátiles (por ejemplo, disolventes), algunos compuestos que generan sabores y olores y radón. Los procesos de aeración para lograr el arrastre con aire deben ser mucho más complejos, para proporcionar el contacto necesario entre el aire y el agua. La técnica más común es la aeración de cascada, habitualmente en torres de relleno en las que el agua se hace fluir en capas delgadas sobre medios de plástico mientras se insufla a contracorriente. La altura y diámetro de la torre necesarios son función de la volatilidad y la concentración de los compuestos que se desea retirar y del caudal unitario.

#### **8.4.7 Coagulación química**

El tratamiento basado en la coagulación química es el método más común de tratamiento de aguas superficiales y casi siempre se basa en los procesos unitarios siguientes.

Se añaden al agua bruta coagulantes químicos, habitualmente sales de aluminio o de hierro, en condiciones controladas para formar un hidróxido metálico floculento sólido. Las dosis de coagulante habituales son de 2 a 5 mg/l para las sales de aluminio y de 4 a 10 mg/l para las de hierro. El floculo precipitado retira los contaminantes suspendidos y disueltos en el agua mediante mecanismos de neutralización de carga, adsorción y atrapamiento. La eficiencia del proceso de coagulación es función de la calidad del agua bruta, del coagulante o aditivos de coagulación utilizados y de factores operativos, como las condiciones de mezclado, la dosis de coagulación y el pH. El floculo se retira del agua tratada mediante procesos posteriores de separación de sólidos y líquidos como la sedimentación o flotación, la filtración rápida por gravedad o a presión, o una combinación de métodos.

Para que el proceso de coagulación funcione eficazmente, es preciso seleccionar la dosis de coagulante y valor de pH óptimos. La dosis y pH necesarios pueden determinarse mediante ensayos de coagulación a pequeña escala, con cantidades discretas de agua, que se conocen con frecuencia como «pruebas de jarras» (*jar tests*). Se añaden dosis incrementales de coagulante a muestras de agua bruta que se agitan y después se dejan reposar. Se selecciona como dosis óptima aquella que logra una reducción suficiente del color y la turbidez; el pH óptimo puede determinarse de forma similar. Estos ensayos deben realizarse con la frecuencia suficiente para adaptarse a los cambios de calidad del agua bruta y, por consiguiente, de la demanda de coagulante.

Puede añadirse carbón activado en polvo (CAP) durante la coagulación para adsorber sustancias orgánicas como algunos plaguicidas hidrófobos. El CAP se separará como fracción integral del floculo y se eliminará en los lodos de las instalaciones de tratamiento del agua.

El floculo puede separarse por sedimentación para reducir la carga de sólidos en la posterior filtración rápida por gravedad. La sedimentación suele realizarse en clarificadores de flujo horizontal o de manto de floculo (*floc blanket*). Otra opción es separar el floculo mediante flotación por aire disuelto, en la que pequeñas burbujas de aire se adhieren a los flóculos sólidos haciéndolos flotar hasta la superficie del depósito, de donde se retira periódicamente la capa de lodo. En cualquiera de los dos procesos, el agua tratada se hace pasar a continuación por filtros rápidos por gravedad (véase el apartado 8.4.5) en los que se elimina el resto de los sólidos. El agua filtrada puede someterse a un tratamiento adicional, como una etapa adicional de oxidación y filtración (para la separación del manganeso), de ozonización o de adsorción en carbón activado granular (para la eliminación de plaguicidas y otras trazas de sustancias orgánicas), antes de la desinfección final previa a la entrada del agua tratada en el sistema de abastecimiento.

La coagulación es adecuada para eliminar determinados metales pesados y sustancias orgánicas de solubilidad baja, como determinados plaguicidas organoclorados. La coagulación generalmente es ineficaz para eliminar otras sustancias orgánicas, excepto las que están unidas a materia húmica o adsorbidas sobre partículas.

#### **8.4.8 Adsorción sobre carbón activado**

El carbón activado se produce mediante calentamiento controlado de material carbonoso, normalmente madera, carbón, cáscaras de coco o turba. Esta activación produce un material poroso con una gran superficie específica (de 500 a 1500 m<sup>2</sup>/g) y una afinidad alta por los compuestos orgánicos. Se utiliza normalmente en polvo (CAP) o en forma granular (CAG). Cuando se agota la capacidad de adsorción del carbón activado, puede reactivarse quemando de forma controlada las sustancias orgánicas adheridas. No obstante, el CAP (y parte del CAG) se utiliza normalmente una sola vez y se desecha. Existen diferentes tipos de carbón activado con afinidades diferentes para diferentes tipos de contaminantes.

La elección entre el CAP y el CAG dependerá de la frecuencia de uso y la dosis que se necesiten. Se preferirá generalmente el CAP si la contaminación es estacional o intermitente, o si se necesitan dosis bajas.

El CAP se añade al agua en forma de pasta y se separa en tratamientos posteriores junto con los lodos generados en los mismos. Por consiguiente, su uso se limita a las instalaciones de tratamiento de aguas superficiales que cuentan con filtros. El uso de CAG en adsorbedores de lecho fijo es mucho más eficiente que el de CAP añadido al agua, y la cantidad efectiva de carbón utilizada por volumen de agua tratado sería mucho menor que la dosis de CAP necesaria para lograr la misma reducción de la concentración de contaminantes.

El CAG se utiliza para eliminar sabores y olores. Se utiliza normalmente en lechos fijos, ya sea en adsorbedores diseñados específicamente para la eliminación de sustancias químicas o en torres de filtración existentes en las que se sustituye la arena por CAG con un tamaño de partículas similar. Aunque en la mayoría de las instalaciones de tratamiento sería más barato adaptar los filtros existentes que construir adsorbedores independientes, el uso de estos filtros habitualmente sólo permite tiempos de contacto cortos. Es, por consiguiente, común instalar adsorbedores de CAG adicionales (en algunos casos con ozonización previa) entre los filtros rápidos por gravedad y la desinfección final. La mayoría de las instalaciones de tratamiento de aguas subterráneas no tienen filtros, por lo que habría que instalar adsorbedores *ad hoc*.

La vida útil de un lecho de CAG es función de la capacidad del carbón utilizado y del tiempo de contacto del agua con el carbón, llamado tiempo de contacto con el lecho vacío, que se controla mediante el caudal unitario de agua y que suele ser del orden de 5 a 30 minutos. Hay diferentes tipos de CAG, con capacidades considerablemente diferentes para compuestos orgánicos específicos, lo que puede afectar considerablemente a su vida útil. Hay publicados datos de isoterma de adsorción que orientan sobre la capacidad de diferentes tipos de CAG. La capacidad del carbón activado depende en gran medida de la fuente de agua y disminuye mucho si hay presencia de compuestos orgánicos en el agua. En la adsorción de una sustancia sobre carbón activado influyen su solubilidad en agua y su coeficiente de reparto octanol/agua ( $\log K_{ow}$ ). Como regla general, las sustancias con solubilidad baja y  $\log K_{ow}$  alto se adsorben bien.

El carbón activado se utiliza para eliminar del agua plaguicidas y otras sustancias orgánicas, compuestos que producen sabores y olores, cianotoxinas y carbono orgánico total.

#### **8.4.9 Intercambio de iones**

El intercambio de iones es un proceso en el que se permutan iones con la misma carga entre la fase acuosa y una fase sólida de resina. La dureza del agua se reduce mediante intercambio de cationes. El agua se hace pasar por un lecho de resina catiónica en el que los iones de calcio y de magnesio del agua se sustituyen por iones de sodio. Cuando la resina de intercambio iónico está agotada (es decir, se han agotado los iones de sodio), se regenera mediante una solución de cloruro sódico. También se puede ablandar el agua mediante el proceso de «descalcificación». El agua se hace pasar por un lecho de resina débilmente ácida en el que los iones de calcio y de magnesio del agua se sustituyen por iones de hidrógeno. Los iones de hidrógeno reaccionan con los iones carbonato y bicarbonato y generan dióxido de carbono, reduciéndose así la dureza del agua sin aumentar su contenido de sodio. El intercambio de aniones puede utilizarse para eliminar contaminantes como los iones nitrato, que se intercambian por iones cloruro mediante resinas específicas para nitrato.

Una instalación de intercambio de iones comprende normalmente dos o más lechos de resina contenidos en recipientes a presión que cuentan con las bombas, red de tuberías y equipos auxiliares

necesarios para la regeneración. Los recipientes a presión suelen tener hasta 4 m de diámetro y contienen una capa de resina de 0,6 a 1,5 m de espesor.

El intercambio de cationes puede utilizarse para eliminar determinados metales pesados. Además de para la eliminación de iones nitrato, las resinas aniónicas pueden utilizarse para eliminar arsénico y selenio.

#### **8.4.10 Procesos de membrana**

Los procesos de membrana más importantes en el tratamiento del agua son la ósmosis inversa, la ultrafiltración, la microfiltración y la nanofiltración. Estos procesos se han aplicado tradicionalmente a la producción de agua para aplicaciones industriales o farmacéuticas, pero están aplicándose ahora al tratamiento de agua de consumo.

##### **Procesos a presión alta**

Si se separan dos soluciones mediante una membrana semipermeable (es decir, una membrana que permite el paso del disolvente pero no del soluto), el disolvente pasará de forma natural de la solución de concentración menor a la de concentración mayor; este fenómeno se llama ósmosis. No obstante, es posible forzar el flujo de disolvente en la dirección contraria, de la solución de concentración mayor a la de concentración menor, aumentando la presión sobre la solución de concentración mayor. El diferencial de presión necesario se conoce por presión osmótica, y el proceso se llama ósmosis inversa.

La ósmosis inversa genera una corriente de agua tratada y una corriente de agua residual relativamente concentrada. Las presiones de trabajo típicas oscilan de 15 a 50 bar, según la aplicación. La membrana de ósmosis inversa rechaza los iones monovalentes y las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que alrededor de 50 (los diámetros de los poros de las membranas son menores que 0,002  $\mu\text{m}$ ). La aplicación más común de la ósmosis inversa es la desalinización de agua salobre y agua de mar.

En la nanofiltración se utilizan membranas con propiedades intermedias entre las de ósmosis inversa y las de ultrafiltración, con tamaños de poro típicos de 0,001 a 0,01  $\mu\text{m}$ . Las membranas de nanofiltración permiten el paso de iones monovalentes como los de sodio o potasio, pero rechazan una proporción alta de iones divalentes, como los de calcio y magnesio, y las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que 200. Las presiones de trabajo típicas son de alrededor de 5 bar. La nanofiltración puede eliminar eficazmente compuestos orgánicos y con color.

##### **Procesos a presión baja**

El principio de la ultrafiltración es similar al de la ósmosis inversa, pero los tamaños de poro de las membranas son mucho mayores (típicamente de 0,002 a 0,03  $\mu\text{m}$ ) y funcionan a presiones menores. Las membranas de ultrafiltración rechazan las moléculas orgánicas de peso molecular mayor que alrededor de 800 y las presiones de trabajo suelen ser menores que 5 bar.

La microfiltración es una extensión directa de la filtración convencional hasta tamaños menores que un micrometro. Los tamaños de poro típicos de las membranas de microfiltración son de 0,01 a 12  $\mu\text{m}$  y no retienen moléculas, pero sí los materiales coloidales y suspendidos; se utilizan presiones de trabajo de 1 a 2 bar. La microfiltración permite separar partículas de tamaño mayor que 0,05  $\mu\text{m}$ . Se ha utilizado para el tratamiento del agua, en combinación con la coagulación o el CAP, para eliminar carbono orgánico disuelto y para mejorar el flujo de permeato.

#### **8.4.11 Otros tratamientos**

Otros tratamientos que pueden utilizarse en determinadas aplicaciones son los siguientes:

- ablandamiento por precipitación (adición de cal, cal y carbonato sódico o hidróxido sódico para reducir la dureza por precipitación a pH alto);
- desnitrificación biológica para la eliminación de nitratos de aguas superficiales;
- nitrificación biológica para la eliminación de amoníaco de aguas superficiales; y
- alúmina activada (u otros adsorbentes) para aplicaciones especializadas, como la eliminación de fluoruro y arsénico.

#### **8.4.12 Subproductos de la desinfección: medidas de control del proceso**

Todos los desinfectantes químicos producen SPD inorgánicos u orgánicos, o ambos, que pueden ser perjudiciales.

Los principales SPD formados durante la cloración son los trihalometanos, los ácidos cloroacéticos, las cloroacetonas y los haloacetnitrilos, resultado de la cloración de precursores orgánicos

naturales como las sustancias húmicas. La monocloramina produce menores concentraciones de trihalometanos que el cloro, pero produce otros SPD, como el cloruro de cianógeno.

El ozono oxida el bromuro generando ácidos hipohalogenados, que reaccionan con precursores y forman trihalometanos bromados. Pueden formarse muchos otros SPD, como aldehídos y ácidos carboxílicos. Es particularmente peligroso el bromato, formado por oxidación de bromuro. También puede haber bromato en algunas fuentes de hipoclorito, pero habitualmente a concentraciones que producirán niveles en el agua final menores que el valor de referencia.

Los principales subproductos derivados del uso de dióxido de cloro son el ión clorito, que es un producto inevitable de la descomposición, y el ión clorato. También se produce clorato al envejecer el hipoclorato.

Las estrategias básicas que pueden adoptarse para reducir las concentraciones de SPD son:

- cambiar las condiciones del proceso (incluida la eliminación de compuestos precursores antes de la aplicación del desinfectante);
- cambiar el desinfectante por uno menos propenso a producir subproductos con el agua de origen;
- usar métodos de desinfección no químicos; o
- eliminar los SPD antes de la distribución del agua.

Al tratar de controlar las concentraciones de SPD, es fundamental no reducir la eficiencia de la desinfección y mantener una concentración residual de desinfectante adecuada en todo el sistema de distribución.

### **Cambio de las condiciones del proceso**

La formación de trihalometanos durante la cloración puede reducirse eliminando los precursores antes de que entren en contacto con el cloro; por ejemplo, instalando un sistema de coagulación o mejorando el existente (para lo que puede ser necesario utilizar dosis más altas de coagulante o valores de pH menores que los aplicados convencionalmente). También puede reducirse la formación de SPD reduciendo las dosis de cloro aplicadas; en tal caso, es preciso asegurarse de que la desinfección continúa siendo eficaz.

El valor del pH durante la cloración afecta a la distribución de subproductos clorados. La reducción del pH hace disminuir la concentración de trihalometanos, pero conlleva un aumento de la formación de ácidos haloacéticos. Por el contrario, al aumentar el pH se reduce la producción de ácidos haloacéticos, pero se aumenta la formación de trihalometanos.

En la formación de bromato durante la ozonización influyen varios factores, como las concentraciones de bromuro y ozono y el pH. No es factible eliminar el bromuro del agua bruta, y es difícil eliminar el bromato una vez formado, aunque se ha descrito la eficacia de la filtración mediante CAG en determinadas circunstancias. La formación de bromato puede minimizarse disminuyendo la dosis de ozono, el tiempo de contacto y la concentración residual de ozono. El tratamiento a un pH menor (por ejemplo, a pH 6,5) y su posterior aumento tras la ozonización también reduce la formación de bromato, y también puede ser eficaz la adición de amoníaco. La adición de peróxido de hidrógeno puede aumentar o disminuir la formación de bromato.

### **Cambio de desinfectante**

Cambiando de desinfectante puede lograrse reducir las concentraciones de SPD hasta los valores de referencia. La disminución alcanzable será función de la calidad del agua bruta y del tratamiento instalado (por ejemplo, eliminación de precursores).

Puede ser eficaz cambiar de cloro a monocloramina, al menos para el suministro de desinfectante residual en la distribución, con el fin de reducir la formación de trihalometanos y de sus derivados en el sistema de distribución. Si bien la monocloramina proporciona un efecto desinfectante residual más estable en la distribución, es un desinfectante menos potente y no debe usarse como desinfectante primario.

El dióxido de cloro puede considerarse como un posible sustituto tanto de la desinfección con cloro como con ozono, aunque no genera un efecto residual. Los problemas principales del dióxido de cloro son las concentraciones residuales de la sustancia y sus subproductos clorito y clorato. Pueden evitarse controlando la dosis de dióxido de cloro en la planta de tratamiento.

### **Desinfección por medios físicos**

La radiación UV y los procesos de membrana pueden considerarse como alternativas a la desinfección química. Ninguno proporciona desinfección residual, de modo que puede considerarse

oportuno añadir una dosis pequeña de un desinfectante persistente, como cloro o monocloramina, que actúe como conservante durante la distribución.

#### **Eliminación de los SPD antes de la distribución**

Es posible, técnicamente, eliminar los SPD del agua antes de su distribución; no obstante, este método de control de las concentraciones de SPD es el menos práctico. Pueden usarse el arrastre con aire, para eliminar los SPD volátiles, como los trihalometanos, o la adsorción sobre carbón activado. Estos procesos deberían complementarse con una etapa posterior de desinfección para proteger el agua de la contaminación microbiana y asegurarse de proporcionar una concentración residual de desinfectante en el sistema de distribución.

#### **8.4.13 Tratamiento para el control de la corrosión**

##### **Generalidades**

La corrosión es la disolución parcial de los materiales que componen los sistemas de tratamiento y distribución, depósitos, tuberías, válvulas y bombas. Puede ocasionar fallos estructurales, filtraciones, pérdida de capacidad y deterioro de la calidad química y microbiológica del agua. La corrosión interna de tuberías y accesorios puede repercutir directamente en la concentración de algunos componentes del agua, como el plomo y el cobre. El control de la corrosión es, por consiguiente, un aspecto importante de la gestión de la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo.

El control de la corrosión conlleva el monitoreo de muchos parámetros, como las concentraciones de calcio, bicarbonato, carbonato y oxígeno disuelto, así como del pH. Los requisitos específicos varían en función de la calidad del agua y de los materiales empleados en el sistema de distribución. El pH controla la solubilidad y la velocidad de reacción de la mayoría de los metales que intervienen en reacciones de corrosión. Tiene particular importancia en lo que respecta a la formación de una película protectora sobre la superficie del metal. La concentración de carbonato y bicarbonato (alcalinidad) y la concentración de calcio (dureza) también afectan a las velocidades de corrosión de algunos metales.

##### **Hierro**

El hierro es un material usado con frecuencia en sistemas de distribución de agua, y su corrosión es problemática. Si bien es raro que se produzcan fallos estructurales como consecuencia de la corrosión del hierro, una corrosión excesiva de tuberías de hierro puede ocasionar problemas de calidad del agua (por ejemplo, su coloración de rojo). La corrosión del hierro es un proceso complejo que consiste en la oxidación del metal, normalmente por oxígeno disuelto, hasta formar un precipitado de hierro (III). Este proceso produce la formación de tubérculos sobre la superficie de la tubería. Los principales factores de calidad del agua que determinan si el precipitado forma una costra protectora son el pH y la alcalinidad. Las concentraciones de calcio, cloruro y sulfato también influyen en la corrosión del hierro. Se ha logrado controlar con éxito la corrosión del hierro ajustando el pH en el intervalo de 6,8 a 7,3, y la dureza y la alcalinidad en al menos 40 mg/l (como carbonato cálcico), sobresaturando con 4 a 10 mg/l de carbonato cálcico y ajustando la proporción de alcalinidad a concentración de  $\text{Cl}^- + \text{SO}_4^{2-}$  a al menos 5 (ambos expresados como calcio carbonato).

Los silicatos y polifosfatos se describen a menudo como «inhibidores de la corrosión», pero no hay garantía de que inhiban la corrosión en sistemas de distribución de agua. No obstante, pueden formar complejos con el hierro disuelto —en forma de hierro (II)— y evitar su precipitación en forma de «herrumbre» roja claramente visible. Estos compuestos posiblemente no previenen la corrosión sino que enmascaran sus efectos. Un posible inhibidor de la corrosión es el ortofosfato y, como los polifosfatos, se utiliza para evitar que el agua se tiña de rojo.

##### **Plomo**

La corrosión del plomo es un problema particularmente importante. Todavía hay, en algunos países, muchas casas antiguas con fontanería de plomo y se han utilizado mucho soldaduras de plomo para unir tuberías de cobre. La solubilidad del plomo está dirigida por la formación de precipitados de carbonatos de plomo en las tuberías. Siempre que sea factible, las tuberías de plomo deben sustituirse por tuberías de otros materiales.

La solubilidad del plomo aumenta pronunciadamente al reducirse el pH hasta valores menores que 8 debido a la acusada disminución de la concentración de carbonatos de equilibrio. Por consiguiente, la capacidad del agua de disolver el plomo (*plumbosolventy*) alcanza valores máximos en aguas con pH bajo y alcalinidad baja, de modo que un procedimiento de control provisional útil, en tanto no se cambien las tuberías de plomo, es aumentar el pH hasta un valor de 8,0 a 8,5 tras la cloración y, posiblemente, añadir ortofosfato.

La corrosión del plomo puede ser más rápida en presencia de cobre. La velocidad de esta corrosión galvánica es mayor que la de la simple corrosión por oxidación, y las concentraciones de plomo no están limitadas por la solubilidad de los productos de corrosión. La velocidad de la corrosión galvánica depende principalmente de la concentración de cloruro. La corrosión galvánica es más difícil de controlar, pero puede reducirse añadiendo cinc y ortofosfato, y ajustando el pH.

El tratamiento para reducir la capacidad del agua de disolver el plomo consiste habitualmente en ajustar el pH. Cuando el agua es muy blanda (menos de 50 mg/l de carbonato cálcico), el pH óptimo es alrededor de 8,0 a 8,5. Por el contrario, la adición de ácido ortofosfórico o de ortofosfato sódico puede ser más eficaz, particularmente para combatir la disolución del plomo en aguas no ácidas.

### **Cobre**

La corrosión de tuberías y depósitos de agua caliente de cobre puede azular el agua, teñir de azul o verde los accesorios del baño y, en ocasiones ocasionar problemas organolépticos. Las tuberías de cobre pueden sufrir corrosión general, corrosión por erosión y corrosión por picadura.

La corrosión general suele producirse con aguas blandas y ácidas: las aguas con pH menor que 6,5 y dureza menor que 60 mg de carbonato cálcico por litro tienen una alta capacidad de corrosión del cobre. El cobre, como el plomo, puede incorporarse al agua por disolución del producto de la corrosión, el carbonato básico de cobre. La solubilidad, que es función fundamentalmente del pH y del carbono inorgánico total, disminuye al aumentar el pH, pero aumenta al aumentar las concentraciones de carbonatos. El procedimiento habitual para combatir estos problemas es aumentar el pH hasta un valor de 8 a 8,5.

La corrosión por erosión es el resultado de velocidades de flujo excesivas y es más pronunciada en aguas blandas a temperaturas altas y pH bajo.

La corrosión por picadura del cobre suele asociarse a aguas subterráneas duras con una concentración de dióxido de carbono mayor que 5 mg/l y un contenido alto de oxígeno disuelto. También puede producirse corrosión por picadura en aguas superficiales con color debido a la presencia de materia orgánica. Este tipo de corrosión, que produce efectos muy localizados que pueden dar lugar a perforaciones en las que se pierde una cantidad despreciable de metal, puede ocasionar roturas de las tuberías de cobre. Se conocen dos tipos principales de corrosión por picadura. La de tipo I afecta a sistemas de distribución de agua fría (de temperatura menor que 40 °C) y se asocia, sobre todo, a aguas duras de pozos sondeo y a la presencia en el alma de la tubería de una película de carbono derivada del proceso de fabricación. Las tuberías que se han limpiado para eliminar el carbono no sufren corrosión por picadura de tipo I. La de tipo II se produce en sistemas de distribución de agua caliente (de temperatura mayor que 60 °C) y se asocia a aguas blandas. Una gran parte de los problemas de corrosión general y por picadura se producen en tuberías nuevas en las que no se ha formado aún una capa de óxido protectora.

### **Latón**

El principal problema de corrosión de los latones es la descincificación, que es la disolución selectiva del cinc del latón *duplex* (latón con 35-45% de zinc), dejando una masa porosa de cobre de resistencia mecánica baja. La descincificación «meringue» (*meringue dezincification*), que consiste en la formación sobre la superficie del latón de una masa voluminosa de carbonato básico de cinc, producto de la corrosión, es en gran medida función de la proporción de cloruro a alcalinidad. Puede controlarse manteniendo una proporción de cinc a cobre baja (1:3 o menor) y un pH menor que 8,3.

También puede producirse disolución general del latón, con liberación al agua de metales, incluido el plomo. Puede producirse corrosión por erosión en sistemas con velocidad de flujo del agua alta y aguas que forman capas de producto de corrosión poco protectoras y que contienen cantidades grandes de aire ocluido o disuelto.

### **Cinc**

La solubilidad del cinc en agua es función del pH y de la concentración de carbono inorgánico total; la solubilidad del carbonato básico de cinc disminuye al aumentar el pH y la concentración de carbonatos. En aguas de alcalinidad baja, un aumento del pH a 8,5 debería bastar para controlar la disolución del cinc.

En el hierro galvanizado, la capa de cinc protege inicialmente al acero ya que se corroe antes. Al cabo del tiempo, se forma un depósito protector de carbonato básico de cinc. No se forman depósitos protectores en aguas blandas de alcalinidad menor que 50 mg/l de carbonato cálcico ni en aguas con concentraciones altas de dióxido de carbono (>25 mg/l de dióxido de carbono), por lo que el acero galvanizado no es adecuado para este tipo de aguas. La corrosión del acero galvanizado aumenta cuando se asocia a tuberías de cobre.

## Níquel

El níquel puede provenir de grifos recubiertos de níquel y cromo nuevos, y también pueden aparecer concentraciones bajas procedentes de tuberías y accesorios de acero inoxidable. La contaminación con níquel disminuye con el tiempo. Un aumento del pH para controlar la corrosión de otros materiales también debería reducir la contaminación por níquel.

## Hormigón (concreto) y cemento

El hormigón, o concreto, es un material compuesto que consta de un cemento en el que está embebido un agregado inerte. El cemento es, principalmente, una mezcla de silicatos y aluminatos cálcicos y cierta cantidad de cal libre. Se utiliza mortero de cemento, que contiene arena fina como agregado, como recubrimiento protector de tuberías de hierro y acero en sistemas de distribución de agua. En las tuberías de cemento de amianto, el agregado es de fibras de amianto. El cemento puede deteriorarse por la exposición prolongada a aguas agresivas, ya sea por la disolución de la cal y otros compuestos solubles o por la acción química de iones agresivos como el cloruro o el sulfato, y el deterioro puede ocasionar su fallo estructural. El cemento contiene diversos metales que pueden disolverse en el agua. La capacidad de corroer el cemento está relacionada con el «índice de agresividad», que se ha utilizado específicamente para evaluar el potencial de disolución del hormigón. Puede ser necesario un pH de 8,5 o mayor para controlar la corrosión del cemento.

## Caracterización de la corrosividad

La mayoría de los índices creados para caracterizar la capacidad corrosiva de un agua se basan en la premisa de que un agua con tendencia a depositar una costra de carbonato cálcico sobre las superficies metálicas será menos corrosiva. El índice de Langelier (IL) es la diferencia entre el pH efectivo de un agua y su «pH de saturación», o pH al cual un agua con la misma alcalinidad y dureza de calcio estaría en equilibrio con carbonato cálcico sólido. Las aguas con IL positivo tienen capacidad de depositar incrustaciones de carbonato cálcico en disolución.

No existe un índice de corrosión aplicable a todos los materiales, y la utilidad de los índices de corrosión, en particular de los relativos a la saturación de carbonato cálcico, no es homogénea. Los parámetros relativos a la saturación de carbonato cálcico son, en rigor, indicadores de la tendencia a la deposición o disolución de incrustaciones de carbonato cálcico (calcita), no indicadores de la «corrosividad» de un agua. Por ejemplo, hay muchas aguas con IL negativo que no son corrosivas y muchas con IL positivo que lo son. No obstante, existen muchos casos documentados del uso de índices de saturación para el control de la corrosión basados en el concepto de deposición de una costra protectora de calcita (llamada en inglés *eggshell*, cáscara de huevo) en tuberías de hierro. Por lo general, las aguas con pH, contenido de calcio y alcalinidad altos son menos corrosivas, y suelen tener un IL positivo.

Se ha comprobado que la proporción entre las concentraciones de cloruro y sulfato y la de bicarbonato (índice de Larson) es útil para evaluar la corrosividad del agua al hierro colado y acero. Se ha utilizado un método similar en el estudio de la disolución del cinc de accesorios de latón: el diagrama de Turner.

## Tratamiento del agua para el control de la corrosión

Los métodos más frecuentemente utilizados para controlar la corrosión en redes de distribución de agua son el ajuste del pH, el aumento de la alcalinidad o la dureza, o ambas, y la adición de inhibidores de la corrosión, como polifosfatos, silicatos y ortofosfatos. La calidad y dosis máxima que se debe aplicar deben ajustarse a las especificaciones establecidas para estas sustancias químicas para el tratamiento del agua. Aunque el ajuste del pH es un método importante, siempre debe tenerse en cuenta su posible efecto sobre otros aspectos de la tecnología de abastecimiento de agua, como la desinfección.

No siempre es posible lograr ajustar todos los parámetros a los valores deseados. Por ejemplo, el pH de las aguas duras no puede aumentarse demasiado, ya que la dureza disminuiría. La aplicación de cal y dióxido de carbono a aguas blandas puede servir para aumentar tanto la concentración de calcio como la alcalinidad hasta al menos 40 mg/l de carbonato cálcico.

## 8.5 Valores de referencia correspondientes a sustancias individuales, clasificadas por tipo de fuente

### 8.5.1 Sustancias químicas de origen natural

Existen varias fuentes de sustancias químicas presentes en el agua de consumo de forma natural. Todas las aguas naturales contienen diversas sustancias inorgánicas y orgánicas. Las inorgánicas proceden de las rocas y la tierra por las que se filtra o sobre la que fluye el agua; las orgánicas de la descomposición de restos de plantas o algas y de otros microorganismos que proliferan en el agua o en



sedimentos. La mayoría de las sustancias químicas de origen natural para las que se han calculado valores de referencia (o se ha considerado su cálculo) son inorgánicas. Sólo una es orgánica: la microcistina-LR, una toxina producida por cianobacterias o algas verdeazuladas, de la que trata el apartado 8.5.6.

El enfoque aplicado para las sustancias químicas de origen natural variará en función del tipo de sustancia química y de su fuente. Para los contaminantes inorgánicos procedentes de rocas y sedimentos, es importante analizar sistemáticamente las posibles fuentes de agua para determinar si pueden utilizarse sin tratamiento adicional o si será necesario tratar el agua para retirar las sustancias contaminantes peligrosas junto con los contaminantes microbianos. En algunos casos, si se dispone de varias fuentes de agua, se podría alcanzar el resultado deseado mediante la dilución o mezcla de agua con concentraciones altas de un contaminante con agua que contenga concentraciones mucho menores.

Varios de los contaminantes químicos más importantes (aquellos cuya exposición por el agua de consumo se ha comprobado que ocasiona efectos adversos para la salud) pertenecen a la categoría de las sustancias químicas de origen natural. Algunas sustancias químicas de origen natural tienen otras fuentes primarias, por lo que se abordan en otros apartados de este capítulo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.17, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.18, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre cada una de estas sustancias en el capítulo 12.

**Cuadro 8.17 Sustancias químicas de origen natural para las que no se han establecido valores de referencia**

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia	Observaciones
Cloruro	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sales de calcio y magnesio (dureza)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sulfuro de hidrógeno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
pH	Sus valores en el agua de consumo son mucho menores que los que pueden producir efectos tóxicos.	Es un parámetro operativo de calidad del agua importante.
Sodio	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sulfato	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).
Sólidos disueltos totales (SDT)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.	Pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).

**Cuadro 8.18 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de origen natural cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Sustancia	Valor de referencia <sup>a</sup> (mg/l)	Observaciones
Arsénico	0,01 (P)	
Bario	0,7	
Boro	0,5 (T)	
Cromo	0,05 (P)	Para cromo total
Fluoruro	1,5	Al fijar normas nacionales deben tenerse en cuenta el volumen de agua consumida y la ingesta de otras fuentes
Manganeso	0,4 (C)	
Molibdeno	0,07	
Selenio	0,01	
Uranio	0,015 (P, T)	Sólo se abordan los aspectos químicos del uranio

<sup>a</sup> P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; T = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, medidas de protección de las fuentes, etc.; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua, dando lugar a reclamaciones de los consumidores.

### 8.5.2 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados

La contaminación del agua de consumo con sustancias químicas de fuentes industriales puede producirse directamente, por vertidos de industrias, o indirectamente, por fuentes difusas derivadas del uso y desecho de materiales y productos que contienen la sustancia química. En algunos casos, la manipulación o desecho inadecuados de residuos puede generar contaminación; por ejemplo, permitiendo la contaminación de aguas subterráneas con agentes desengrasantes. Algunas de estas sustancias químicas, sobre todo las inorgánicas, pueden también proceder de la contaminación natural, pero ésta puede también ser consecuencia de actividades industriales, como la minería, que modifican los sistemas de drenaje naturales. Muchas de estas sustancias se utilizan en pequeñas industrias en núcleos habitados, y pueden constituir una fuente significativa de contaminación, sobre todo cuando las industrias están integradas en núcleos donde hay otras empresas similares. En los núcleos habitados se utilizan abundantes aceites de petróleo, y su manipulación o desecho inadecuado puede ocasionar contaminación significativa de aguas superficiales y subterráneas. En los sistemas que utilizan tuberías de plástico, si la tierra circundante está impregnada de aceites de petróleo, las moléculas aromáticas más pequeñas de los aceites pueden penetrar en ocasiones las tuberías, ocasionando la contaminación del abastecimiento local de agua.

Algunas sustancias químicas pueden contaminar el agua como consecuencia del desecho de productos químicos usados generalmente en los hogares; en particular, las aguas residuales domésticas pueden contener ciertos metales pesados. Cuando las aguas residuales se depuran, los metales pesados normalmente quedarán retenidos en los lodos. Algunas sustancias químicas muy utilizadas en la industria y en materiales utilizados en el ámbito doméstico, por ejemplo, el di(2-etilhexil)ftalato, están muy extendidas en el medio ambiente, y pueden contaminar las fuentes de agua, aunque habitualmente en concentraciones bajas.

Algunas sustancias químicas que contaminan el agua de consumo procedentes de fuentes industriales o de núcleos habitados cuentan con otras fuentes primarias y se abordan, por consiguiente, en otros apartados de este capítulo. Cuando la ubicación de letrinas y fosas sépticas es inadecuada, pueden contaminar las fuentes de agua de consumo con nitrato (véase el apartado 8.5.3).

Para determinar el potencial contaminante de sustancias químicas procedentes de actividades industriales y núcleos habitados, es preciso evaluar las actividades realizadas en la cuenca de captación y el riesgo de que determinados contaminantes puedan alcanzar las fuentes de agua. El método principal para prevenir este tipo de contaminación es evitarla mediante el fomento de prácticas correctas. No obstante, si se ha producido contaminación, puede ser necesario considerar el uso de tratamientos.

**Cuadro 8.19 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados excluidas del cálculo de valores de referencia**

Sustancia	Motivo de exclusión
Berilio	No es probable su presencia en agua de consumo

La sustancia química del cuadro 8.19 ha sido excluida del cálculo de valores de referencia debido a que un examen de la bibliografía sobre su presencia en agua de consumo y de la credibilidad de tal presencia ha demostrado que esta sustancia no está presente en aguas de consumo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.20, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre cada una de estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.21, que cumplen todos los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

**Cuadro 8.20 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que no se han establecido valores de referencia<sup>a,b</sup>**

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia
1,3-Diclorobenceno	Los datos toxicológicos son insuficientes para poder calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
1,1-Dicloroetano	La base de datos sobre toxicidad y poder cancerígeno es muy limitada.
1,1-Dicloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Di(2-etilhexil)adipato	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Hexaclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil- <i>terc</i> -butil-éter (MTBE)	Cualquier valor de referencia que pudiera calcularse sería significativamente mayor que las concentraciones a las que el MTBE se detectaría por el olor
Monoclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mucho mayor que el umbral gustativo y olfativo mínimo descrito.
Productos derivados del petróleo	En la mayoría de los casos, su sabor y olor serían detectables a concentraciones menores que las que serían peligrosas para la salud, sobre todo por exposición a corto plazo.
Triclorobencenos (total)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mayor que el umbral olfativo mínimo descrito.
1,1,1-Tricloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.

**Cuadro 8.21 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Sustancias inorgánicas	Valor de referencia (mg/l)	Observaciones
Cadmio	0,003	
Cianuro	0,07	
Mercurio	0,006	Para mercurio inorgánico
Sustancias orgánicas	Valor de referencia <sup>a</sup> (µg/l)	Observaciones
Benceno	10 <sup>b</sup>	
Tetracloruro de carbono	4	
Di(2-etilhexil)ftalato	8	
1,2-Diclorobenceno	1000 (C)	
1,4-Diclorobenceno	300 (C)	
1,2-Dicloroetano	30 <sup>b</sup>	
1,2-Dicloroetano	50	
Diclorometano	20	
1,4-Dioxano	50 <sup>b</sup>	
Ácido edético (EDTA)	600	Aplicable al ácido libre
Etilbenceno	300 (C)	
Hexaclorobutadieno	0,6	
Ácido nitrilotriacético (ANT)	200	
Pentaclorofenol	9 <sup>b</sup> (P)	
Estireno	20 (C)	
Tetracloroetano	40	
Tolueno	700 (C)	
Tricloroetano	20 (P)	
Xilenos	500 (C)	

a P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua, dando lugar a reclamaciones de los consumidores.

b El valor de referencia de las sustancias sin umbral es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10<sup>-5</sup> (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10<sup>-4</sup> y 10<sup>-6</sup> pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

### 8.5.3 Sustancias químicas de actividades agropecuarias

En la agricultura y la ganadería se utilizan sustancias químicas. El origen del nitrato puede ser la labranza, si no hay crecimiento vegetal que consuma los nitratos liberados por las plantas en descomposición, la aplicación de un exceso de fertilizantes inorgánicos u orgánicos, o los purines de la producción ganadera. La mayoría de las sustancias químicas que pueden generar las actividades agropecuarias son plaguicidas, aunque su presencia dependerá de numerosos factores, y no todos los plaguicidas se utilizan en todas las circunstancias o climas. Puede producirse contaminación por el arrastre de los plaguicidas por efecto de las lluvias tras su aplicación o por el uso de métodos inadecuados para su eliminación.

Algunos plaguicidas se utilizan también para usos no agropecuarios, como el control de malas hierbas en carreteras y líneas férreas. Estos plaguicidas también se incluyen en este apartado.

El cuadro 8.22 muestra sustancias químicas para las que no se han establecido valores de referencia debido a que un examen de la bibliografía sobre su presencia en aguas de consumo y de la credibilidad de tal presencia ha demostrado que estas sustancias no están presentes en aguas de consumo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.23, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.24, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

**Cuadro 8.22 Sustancias químicas de actividades agropecuarias excluidas del cálculo de valores de referencia**

Sustancia	Motivo de exclusión
Amitraz	Se degrada rápidamente en el medio ambiente y no es previsible que existan concentraciones mensurables en el agua de consumo.
Clorobencilato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Clorotalonilo	No es probable su presencia en agua de consumo.
Cipermetrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Deltametrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Diazinón	No es probable su presencia en agua de consumo.
Dinoseb	No es probable su presencia en agua de consumo.
Etilentiourea	No es probable su presencia en agua de consumo.
Fenamifós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Formotión	No es probable su presencia en agua de consumo.
Hexaclorociclohexanos (mezcla de isómeros)	No es probable su presencia en agua de consumo.
MCPB	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metamidofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metomil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Mírex	No es probable su presencia en agua de consumo.
Monocrotofós	Ha dejado de utilizarse en muchos países y no es probable su presencia en agua de consumo.
Oxamil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Forato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Propoxur	No es probable su presencia en agua de consumo.
Piridato	No es persistente y su presencia en agua de consumo es muy infrecuente.
Quintoceno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Toxafeno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triazofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Óxido de tributilestaño	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triclorfón	No es probable su presencia en agua de consumo.

**Cuadro 8.23 Sustancias químicas de actividades agropecuarias para las que no se han establecido valores de referencia**

Sustancia	Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia
Amoniaco	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Bentazona	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
1,3-Dicloropropano	Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dicuat	Rara vez se encuentra en agua de consumo, pero puede utilizarse como herbicida

	acuático para el control de malas hierbas flotantes y sumergidas en lagunas, lagos y zanjas de riego.
Endosulfán	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Fenitrotión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Glifosato y AMPA	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Heptacloro y epóxido de heptacloro	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Malatión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Permetrina	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
2-Fenilfenol y su sal sódica	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Propanil	Se transforma rápidamente en metabolitos que son más tóxicos; no se considera pertinente establecer un valor de referencia para la sustancia original, y no hay datos adecuados para calcular los valores de referencia de los metabolitos.

**Cuadro 8.24 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de actividades agropecuarias cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Sustancias que no son plaguicidas	Valor de referencia <sup>a</sup> (mg/l)	Observaciones
Nitrato (como NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	50	Exposición a corto plazo
Nitrito (como NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	3	Exposición a corto plazo
	0,2 (P)	Exposición prolongada
Plaguicidas usados en actividades agropecuarias	Valor de referencia <sup>a</sup> (µg/l)	Observaciones
Alacloro	20 <sup>b</sup>	
Aldicarb	10	Aplicable al aldicarb sulfóxido y al aldicarb sulfona
Aldrín y dieldrín	0,03	Aplicable a la suma de aldrín y dieldrín
Atrazina	2	
Carbofurán	7	
Clordano	0,2	
Clorotolurón	30	
Cianazina	0,6	
2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)	30	Aplicable al ácido libre
2,4-DB	90	
1,2-Dibromo-3-cloropropano	1 <sup>b</sup>	
1,2-Dibromoetano	0,4 <sup>b</sup> (P)	
1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)	40 (P)	
1,3-Dicloropropeno	20 <sup>b</sup>	
Dicloroprop	100	
Dimetoato	6	
Endrín	0,6	
Fenoprop	9	
Isoproturón	9	
Lindano	2	
MCPA	2	
Mecoprop	10	
Metoxicloro	20	
Metolacloro	10	
Molinato	6	
Pendimetalina	20	
Simazina	2	
2,4,5-T	9	
Terbutilazina	7	
Trifluralina	20	

<sup>a</sup> P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud.

<sup>b</sup> El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-4}$  y  $10^{-6}$  pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.

#### 8.5.4 Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo o procedentes de materiales en contacto con el agua

El agua final puede contaminarse con sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua y sustancias procedentes de materiales en contacto con el agua.

Algunas sustancias se añaden deliberadamente al agua durante su tratamiento (aditivos directos), y algunas de ellas (por ejemplo, sales, monómeros o residuos de polímeros coagulantes) pueden quedar involuntariamente retenidas en el agua tratada. La cloramina y el cloro, por ejemplo, son aditivos añadidos deliberadamente, y su presencia como residuos de la desinfección produce efectos beneficiosos. Otras, como los SPD, se generan por interacciones químicas entre productos desinfectantes y sustancias presentes normalmente en el agua (véase el cuadro 8.25). También puede haber subproductos de la cloración y otros SPD en piscinas, y la exposición a estas sustancias por inhalación y por absorción cutánea será más importante (OMS, 2000).

Otras sustancias químicas, como el plomo o el cobre de tuberías o grifos de latón, y sustancias químicas de materiales de recubrimiento, pueden incorporarse al agua por contacto con superficies durante su tratamiento o distribución (aditivos indirectos).

Algunas sustancias químicas utilizadas en el tratamiento del agua (por ejemplo, el fluoruro) o en materiales en contacto con el agua de consumo (por ejemplo, el estireno) tienen otras fuentes principales y, por consiguiente, se tratan en profundidad en otros apartados de este capítulo.

Muchos de estos aditivos, tanto directos como indirectos, son componentes de procesos de elaboración de agua de consumo inocua. El método preferible de monitoreo y gestión es mediante el control del material o la sustancia química. Es importante optimizar los procesos de tratamiento y garantizar que se mantienen en funcionamiento óptimo, con el fin de controlar la formación de SPD y la presencia de residuos de sustancias químicas usadas en el tratamiento. La mejor forma de controlar la contaminación involuntaria causada por materiales de calidad deficiente no es establecer límites relativos a la calidad del agua tratada, sino aplicar especificaciones sobre la composición de los propios productos, mientras que la contaminación debida al uso inadecuado de aditivos puede evitarse proporcionando orientación sobre la forma correcta de usarlos. De forma similar, el establecimiento de normas sobre la calidad de las tuberías pueden evitar la posible contaminación del agua por materiales lixiviables. El control de la contaminación por recubrimientos aplicados *in situ* requiere el establecimiento de códigos de prácticas adecuados sobre su aplicación, además de controles de la composición de los materiales.

Hay en todo el mundo numerosos sistemas de evaluación y aprobación de aditivos, tanto nacionales como por organismos independientes; no obstante, muchos países no cuentan con sistemas de este tipo o no los aplican. Los gobiernos y otras organizaciones deberían considerar el establecimiento o adaptación de sistemas de gestión de aditivos y de normas de calidad de los productos y directrices sobre su uso que se aplicarían para determinar qué productos son aceptables para uso en contacto con el agua. Lo idóneo sería elaborar normas armonizadas entre países o sistemas de reconocimiento recíproco que reducirían costos y aumentarían el acceso a tales normas (véase también el apartado 1.2.9).

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.26, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.27, que cumplen los criterios de inclusión. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

**Cuadro 8.25 Subproductos de la desinfección presentes en aguas desinfectadas (IPCS, 2000)**

Desinfectante	Productos organohalogenados significativos	Productos inorgánicos significativos	Productos no halogenados significativos
Cloro/ ácido hipocloroso	Trihalometanos, ácidos haloacéticos, haloacetnitrilos, hidrato de cloral, cloropicrina, clorofenoles, <i>N</i> -cloraminas, halofuranonas, bromohidrinas	Clorato (principalmente por el uso de hipoclorito)	Aldehídos, cianoalcanóicos, ácidos alcanóicos, benceno, ácidos carboxílicos
Dióxido de cloro		Clorito, clorato	No se conocen
Cloramina	Haloacetnitrilos, cloruro	Nitrato, nitrito, clorato,	Aldehídos, cetonas

Ozono	de cianógeno, cloraminas orgánicas, cloramínicos, cloral, halocetonas hidrazina ácidos hidrato de Bromoformo, ácido Clorato, yodato, bromato, Aldehídos, cetoácidos, monobromoacético, ácido peróxido de hidrógeno, cetonas, ácidos carboxílicos dibromoacético, ácido hipobromoso, dibromoacetona, bromuro epóxidos, ozonatos de cianógeno
-------	---

**Cuadro 8.26 Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua de consumo para las que no se han establecido valores de referencia**

<b>Sustancia</b>	<b>Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia</b>
<b>Desinfectantes</b>	
Dióxido de cloro	Debido a la rápida descomposición del dióxido de cloro, y porque el valor de referencia provisional del clorito protege frente a la posible toxicidad del dióxido de cloro.
Dicloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Yodo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud, y es improbable la exposición durante toda la vida a yodo utilizado en la desinfección del agua.
Plata	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Tricloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<b>Subproductos de la desinfección</b>	
Bromocloroacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Bromocloroacetónitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cloroacetonas	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguna de las cloroacetonas.
2-Clorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Cloropicrina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dibromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
2,4-Diclorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Formaldehído	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Monobromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
MX	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Tricloroacetónitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<b>Contaminantes procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento</b>	
Aluminio	Dadas las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para seres humanos y la incertidumbre que presentan los datos de estudios con seres humanos, no puede determinarse un valor de referencia basado en efectos sobre la salud; no obstante, se determinan concentraciones factibles basadas en la optimización del proceso de coagulación en las plantas de tratamiento del agua de consumo que utilizan coagulantes de aluminio: 0,1 mg/l o menos en grandes instalaciones de tratamiento de agua, y 0,2 mg/l o menos en instalaciones pequeñas.
Hierro	No es peligroso para la salud a las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo; además, el sabor y aspecto del agua se ven afectados a concentraciones menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
<b>Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios</b>	
Amianto (asbesto)	No hay pruebas sólidas de que la ingestión de amianto sea peligrosa para la salud.

Dialquilos de estaño	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguno de los dialquilos de estaño.
Fluoranteno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Estaño inorgánico	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cinc	No es peligroso para la salud en las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo, pero puede afectar a la aceptabilidad del agua.

**Cuadro 8.27 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua o procedentes de materiales en contacto con el agua cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Desinfectantes	Valor de referencia <sup>a</sup> (mg/l)	Observaciones
Cloro	5 (C)	Para que la desinfección sea eficaz, debe haber una concentración residual de cloro libre $\geq 0,5$ mg/l tras un tiempo de contacto de al menos 30 min a pH $< 8,0$
Monocloramina	3	
Subproductos de la desinfección	Valor de referencia <sup>a</sup> ( $\mu\text{g/l}$ )	Observaciones
Bromato	$10^b$ (A, T)	
Bromodichlorometano	$60^b$	
Bromoformo	100	
Clorato	700 (D)	
Clorito	700 (D)	
Cloroformo	300	
Cloruro de cianógeno	70	Para cianuro como total de compuestos cianógenos
Dibromoacetnitrilo	70	
Dibromoclorometano	100	
Dicloroacetato	$50^b$ (T, D)	
Dicloroacetnitrilo	20 (P)	
Monocloroacetato	20	
Tricloroacetato	200	
2,4,6-Triclorofenol	$200^b$ (C)	
Trihalometanos		La suma de los cocientes de la concentración de cada uno y sus respectivos valores de referencia no debe ser mayor que 1.
Contaminantes procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento	Valor de referencia <sup>a</sup> ( $\mu\text{g/l}$ )	Observaciones
Acrilamida	$0,5^b$	
Epiclorhidrina	$0,4$ (P)	
Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios	Valor de referencia <sup>a</sup> ( $\mu\text{g/l}$ )	Observaciones
Antimonio	20	
Benzo[a]pireno	$0,7^b$	
Cobre	2000	El agua puede manchar la ropa y los aparatos sanitarios a concentraciones menores que el valor de referencia.
Plomo	10	
Níquel	70	
Cloruro de vinilo	$0,3^b$	

<sup>a</sup> P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero existe escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; A = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación práctico; T = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, control de la fuente, etc.; D = valor de referencia provisional porque es probable que la desinfección ocasione la superación del valor de referencia; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua y ocasionar reclamaciones de los consumidores.

<sup>b</sup> El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-4}$  y  $10^{-6}$  pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.



### **Sustancias indicadoras utilizadas en el monitoreo de los subproductos de la cloración**

Aunque se han establecido valores de referencia para varios subproductos de la cloración, los datos de sistemas de abastecimiento de agua de consumo indican que los trihalometanos y los ácidos haloacéticos son indicadores adecuados de la mayoría de los subproductos de la cloración. La mejor forma de controlar los subproductos de la cloración es eliminar las sustancias orgánicas precursoras, cuyo origen es generalmente natural. Puede medirse la concentración de trihalometanos y, en caso pertinente (por ejemplo, cuando se realiza la cloración del agua a pH bajo), la de ácidos haloacéticos, para optimizar la eficacia del tratamiento y para establecer los límites de otros parámetros operativos que pueden utilizarse para monitorear la eficacia del tratamiento. En tales circunstancias, pueden reducirse las frecuencias de monitoreo de otros subproductos de la cloración. Otro posible indicador puede ser la concentración total de organohalógenos, ya que aunque no hay una correlación estrecha entre dicha concentración y la de trihalometanos o la de ácidos haloacéticos, sí la hay con la concentración total de subproductos de la cloración.

No debe, en circunstancia alguna, ponerse en peligro la eficacia de la desinfección en el intento de alcanzar los valores de referencia para los SPD, incluidos los subproductos de la cloración, ni al tratar de reducir las concentraciones de estas sustancias.

### **Contaminantes procedentes del almacenamiento y la elaboración de soluciones de hipoclorito**

Las soluciones de hipoclorito sódico se descomponen lentamente —más rápidamente a temperaturas más altas— generando iones clorato y clorito. Conforme la solución envejece y disminuye la concentración de cloro disponible, es necesario aumentar la dosis del producto para lograr la concentración de cloro residual deseada, aumentando así las cantidades de clorato y clorito añadidas al agua tratada. La descomposición del hipoclorito cálcico sólido es mucho más lenta, de modo que es menos probable que se produzca una contaminación significativa. No obstante, si se preparan soluciones de hipoclorito cálcico y se almacenan antes de usarlas, también se produciría la descomposición del hipoclorito y formación de clorato y clorito.

El hipoclorito sódico se elabora mediante electrólisis de cloruro sódico, que contiene, de forma natural, concentraciones pequeñas de bromuro sódico, de modo que la solución de hipoclorito sódico contendrá bromato y contaminará el agua tratada. La calidad y aceptabilidad del hipoclorito sódico dependerá en parte de la concentración de bromato residual. Los productos destinados a usos industriales pueden no ser aceptables para uso en agua de consumo. La oxidación a bromato del bromuro sódico presente en el cloruro sódico también se producirá en sistemas con generación electroquímica de hipoclorito *in situ*.

### **Contaminantes derivados del uso de ozono y dióxido de cloro**

El uso de ozono puede hacer que aumente la concentración de bromato por la oxidación del bromuro presente en el agua. Por regla general, cuanto mayor sea la concentración de bromuro en el agua, mayor cantidad de bromato se producirá.

Las soluciones de dióxido de cloro pueden contener clorato como producto de reacciones que compiten con la reacción deseada de generación de dióxido de cloro. El ión clorito es un producto inevitable de la descomposición del dióxido de cloro; típicamente, del 60 al 70% de la dosis aplicada se convierte a clorito en el agua tratada.

#### **8.5.5 Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública**

Algunos plaguicidas se utilizan por motivos de salud pública, como los que se añaden al agua para controlar la presencia de larvas acuáticas de insectos perjudiciales para la salud pública (por ejemplo, de mosquitos que transmiten malaria y tifus). Existen actualmente cuatro insecticidas y una bacteria larvicida recomendados por la OMS (en el marco de su plan de evaluación de plaguicidas, WHOPES) para su adición al agua de consumo como larvicidas: temefós, metopreno, piriproxifeno, permetrina y *Bacillus thuringiensis israelensis*. De estos cuatro productos, sólo el piriproxifeno ha sido examinado hasta la fecha. Otros insecticidas que el WHOPES no recomienda añadir al agua por motivos de salud pública, pero que pueden utilizarse en algunos países como larvicidas acuáticos, o que se han utilizado para tal fin en el pasado, son el clorpirifós y el DDT.

Al considerar los plaguicidas que pueden añadirse al agua destinada al consumo humano, para fines de protección de la salud pública, debe procurarse no establecer valores de referencia tan estrictos que impidan su uso. Este planteamiento permite alcanzar un equilibrio adecuado entre la protección de la calidad del agua de consumo y el control de insectos perjudiciales para la salud pública. No obstante, se hace hincapié en que debe procurarse mantener la exposición general y la concentración de todos los larvicidas en los niveles más bajos que sea posible.

En cuanto a los demás grupos de sustancias químicas tratados en el presente capítulo, no es una categoría definida claramente. Incluye plaguicidas utilizados ampliamente para fines diferentes de la protección de la salud pública, por ejemplo, en el caso del clorpirifós, para fines agrícolas.

Para el control de insectos vectores de enfermedades, además del uso de larvicidas aprobados para uso en agua de consumo, deben considerarse otras medidas de control; por ejemplo, la cría de tipos adecuados de peces (por ejemplo, el gambusino, que come larvas de mosquitos) en masas de agua puede controlar adecuadamente las infestaciones y la proliferación de mosquitos. En zonas donde se acumula agua y crían los mosquitos su control debe basarse en el drenaje, sobre todo tras las lluvias.

En el cuadro 8.28 se muestran los valores de referencia calculados para estos larvicidas. Se proporcionan reseñas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

**Cuadro 8.28 Valores de referencia correspondientes a plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública <sup>a</sup>	Valor de referencia (µg/l)
Clorpirifós	30
DDT y sus metabolitos	1
Permetrina	300
Piriproxifeno	300

<sup>a</sup> La OMS únicamente recomienda el piriproxifeno para añadirlo al agua por motivos de salud pública. No recomienda el uso de permetrina para este fin, dada su política de excluir el uso de todos los piretroides para el control de larvas de mosquitos que actúan como vectores de enfermedades humanas. Esta política se basa en la preocupación por la posible aceleración del desarrollo de resistencia por parte de los vectores a los piretroides sintéticos, cuya aplicación como insecticidas en mosquiteras, es fundamental en la actual estrategia mundial de lucha contra la malaria.

### 8.5.6 Cianotoxinas

Las cianobacterias (véase también el apartado 11.5) proliferan en lagos, embalses, lagunas y ríos con poca corriente. Se conocen muchas especies que producen toxinas llamadas «cianotoxinas», varias de las cuales son perjudiciales para la salud. Hay cianotoxinas con diferentes estructuras químicas y pueden encontrarse en el interior de las cianobacterias o ser liberadas al agua. Las cianotoxinas conocidas tienen toxicidades muy diversas (así como las diferentes variantes estructurales dentro de un grupo, por ejemplo, las microcistinas), y es probable que existan más toxinas que todavía no se han descrito.

Las toxinas se clasifican, en función de su modo de acción, en hepatotoxinas —microcistinas y cilindrospermopsinas—, neurotoxinas —anatoxina-a, saxitoxinas y anatoxina-a(S)— y agentes irritantes o inflamatorios —lipopolisacáridos—. Producen hepatotoxinas diversas especies de los géneros *Microcystis*, *Planktothrix*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Nodularia*, *Nostoc*, *Cylindrospermopsis* y *Umezakia*. Las cianotoxinas que se producen con mayor frecuencia en concentraciones altas (>1µg/l) son, al parecer, las microcistinas (oligopéptidos) y la cilindrospermopsina (un alcaloide), mientras que las neurotoxinas de cianobacterias sólo se acumulan, al parecer, en concentraciones altas ocasionalmente.

Las cianotoxinas pueden alcanzar concentraciones potencialmente peligrosas para la salud humana, sobre todo cuando se produce una alta densidad celular por una proliferación excesiva, lo que a veces se conoce como «floraciones» (*blooms*). Estas situaciones se producen como consecuencia de la existencia de concentraciones altas de nutrientes (fósforo y, a veces, nitrógeno) y pueden ser desencadenadas por condiciones como la estratificación de masas de agua y temperaturas suficientemente altas. Las floraciones suelen repetirse en las mismas masas de agua. Pueden acumularse células de algunas especies de cianobacterias en la superficie, como verdín, o en la termoclina de embalses con estratificación térmica. Estas acumulaciones pueden desarrollarse rápidamente y durar poco tiempo. En muchas circunstancias, las floraciones y acumulaciones son estacionales.

Existen diversas medidas de protección de los recursos y gestión de las fuentes que permiten reducir la probabilidad de que se produzcan floraciones, y algunos métodos de tratamiento, como la filtración y cloración, permiten eliminar las cianobacterias y las cianotoxinas. La filtración puede eliminar eficazmente las células de cianobacterias y, simultáneamente, con frecuencia, una proporción alta de las toxinas. La oxidación con ozono o cloro, aplicando concentraciones y tiempos de contacto suficientemente altos, puede eliminar eficazmente la mayoría de las cianotoxinas disueltas en el agua.

El análisis químico de la presencia de cianotoxinas no es el método preferible para el monitoreo sistemático, sino el monitoreo de signos de floración, o del potencial de desarrollo de floraciones, en el agua de origen, y el incremento de la vigilancia cuando se detectan tales signos. El análisis de las cianotoxinas exige tiempo, equipo y conocimientos, y el análisis cuantitativo de algunas cianotoxinas se ve obstaculizado por la falta de patrones analíticos. No obstante, han comenzado a comercializarse métodos rápidos, como el ELISA y los análisis enzimáticos, para unas pocas cianotoxinas, como las microcistinas.

El análisis químico de cianotoxinas es útil para evaluar la eficacia de las estrategias de tratamiento y preventivas, es decir, como forma de validación de las medidas de control contempladas en un PSA (véase el capítulo 4). Aunque se calculan valores de referencia cuando hay datos suficientes, su función primordial es el establecimiento de objetivos de las medidas de control.

Se ha establecido un valor de referencia provisional para la microcistina-LR, que cumple los criterios de inclusión (véase el cuadro 8.29). La microcistina-LR es una de las más tóxicas de entre las más de 70 variantes estructurales de microcistina. Aunque es, al parecer, una de las microcistinas más abundantes en todo el mundo, en muchas regiones no es la variante más común, y es probable que las otras sean menos tóxicas. El valor de referencia provisional correspondiente a la microcistina-LR puede utilizarse como sustituto más conservador para la evaluación de tales microcistinas y para el establecimiento de objetivos. En Chorus y Bartram (1999) se describe de forma más pormenorizada el uso de «equivalentes de concentración» o de «equivalentes de toxicidad» para comparar las microcistinas con la microcistina-LR.

**Cuadro 8.29 Valores de referencia correspondientes a cianotoxinas cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

	Valor de referencia <sup>a</sup> (µg/l)	Observaciones
Microcistina-LR	1 (P)	Para microcistina-LR total (suma de la libre y la intracelular)

<sup>a</sup> P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero hay escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud.

## 8.6 Determinación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad química del agua

Es difícil dar recomendaciones exhaustivas para las situaciones de emergencia en las que se produce una contaminación masiva del agua con sustancias químicas vertidas por accidente o por una acción deliberada. La mayoría de los valores de referencia recomendados en el presente documento (consulte el apartado 8.5 y el anexo 4) se refieren a un grado de exposición que se considera tolerable durante toda la vida, aunque para unas pocas sustancias químicas se consideran los efectos tóxicos agudos. El tiempo de exposición a una sustancia química, en una concentración mucho mayor que el valor de referencia, que ocasionaría efectos adversos para la salud dependerá de factores diferentes para cada contaminante. En una situación de emergencia, deberá consultarse a las autoridades de salud pública qué medidas son pertinentes.

El hecho de que se supere un valor de referencia no necesariamente conlleva un riesgo significativo para la salud ni un aumento del riesgo. Por lo tanto, la presencia en el agua, ya sea a corto o a largo plazo, de concentraciones de sustancias mayores que los valores de referencia no implica necesariamente que ésta no sea apta para el consumo. El exceso de exposición con respecto al valor de referencia y el tiempo durante el que puede mantenerse sin que afecte a la salud pública depende de la sustancia específica de que se trate. No obstante, la superación del valor de referencia debería ser una señal:

- como mínimo, para investigar la causa con vistas a aplicar las medidas correctoras pertinentes; y
- para pedir asesoramiento a la autoridad responsable de la salud pública acerca de las medidas oportunas que hay que adoptar, teniendo en cuenta la ingesta de la sustancia procedente de fuentes distintas al agua de consumo, su toxicidad, la probabilidad y la naturaleza de los posibles efectos adversos y la viabilidad de las medidas correctoras.

Si el exceso de exposición con respecto al valor de referencia es significativo o se prevé que vaya a durar más de unos pocos días, puede ser necesario actuar rápidamente para garantizar que se toman medidas para proteger la salud y se informa de la situación a los consumidores para que puedan actuar en consecuencia.

El principal objetivo cuando se supera el valor o valores de referencia de uno o más contaminantes químicos o en una situación de emergencia es evitar la exposición de la población a concentraciones tóxicas de los contaminantes. No obstante, al aplicar las Guías en tales circunstancias, es importante tener presente que, salvo que se cuente con otra fuente adecuada de agua de consumo, es prioritario mantener un suministro suficiente de agua. Si se produce un vertido de contaminantes químicos a una fuente de agua y alcanza a un sistema de abastecimiento de agua de consumo o si la contaminación se produce en el tratamiento o durante la distribución del agua, el objetivo principal es

reducir al mínimo el riesgo de efectos adversos sin interrumpir innecesariamente el uso del sistema de abastecimiento de agua.

Este apartado de las Guías puede ayudar a evaluar los riesgos asociados a una situación determinada y, sobre todo si existe un valor de referencia o una evaluación de riesgos fidedigna de otra fuente, a apoyar la toma de decisiones oportunas sobre medidas a corto y medio plazo. Los métodos propuestos sirven de base para el debate entre diversas autoridades y para juzgar la urgencia de la adopción de medidas ulteriores.

Normalmente, será preciso realizar un examen específico de la situación y se deberá recurrir a expertos adecuados. Es importante tener en cuenta las circunstancias locales, incluida la disponibilidad de otras fuentes de agua y la exposición al contaminante por otras fuentes, como los alimentos. También es importante considerar el tratamiento del agua aplicado o disponible y si reducirá la concentración de la sustancia.

Cuando no se conozca la naturaleza de la contaminación, se deberá recabar la opinión de expertos lo antes posible para determinar qué contaminantes están implicados y qué medidas pueden adoptarse para:

- evitar que los contaminantes entren en el sistema de suministro; o
- reducir al mínimo la exposición de la población y, por consiguiente, cualquier posibilidad de efectos adversos.

Un PSA deberá incluir la planificación de las respuestas tanto a sucesos predecibles como a «situaciones de emergencia» indefinidas. Esta planificación facilita una respuesta rápida y adecuada cuando se produzcan tales circunstancias (véase el apartado 4.4).

La planificación para situaciones de emergencia y para la respuesta a incidentes en los que se supere un valor de referencia, ya sea de contaminantes químicos o microbianos, se trata en el apartado 4.4. Las medidas para situaciones de emergencia se abordan más a fondo en el apartado 6.2 y, las correspondientes a la contaminación microbiana en el apartado 7.6.

#### **8.6.1 Situaciones que desencadenan la adopción de medidas**

Cabe mencionar las siguientes situaciones que desencadenan la adopción de medidas:

- detección de un vertido por el proveedor de agua de consumo, o notificación del vertido al proveedor;
- observación de objetos sospechosos, como recipientes vacíos de sustancias químicas, junto a una parte vulnerable del sistema de abastecimiento de agua de consumo;
- detección de una sustancia en el agua;
- cambio repentino del tratamiento del agua; o
- reclamaciones de consumidores (por ejemplo, olor, sabor o color inusuales).

#### **8.6.2 Investigación de la situación**

Cada incidente es único y es, por consiguiente, importante determinar los hechos asociados: el tipo de contaminante, su concentración probable y en cuánto se ha superado el valor de referencia, en su caso, así como la posible duración del incidente. Todos estos datos son importantes para determinar las medidas que deben adoptarse.

#### **8.6.3 Consulta a las personas pertinentes**

En cualquier situación de emergencia, es importante que haya una buena comunicación entre las diversas autoridades, sobre todo entre el proveedor de agua y las autoridades de salud. Serán, por lo general, las autoridades de salud quienes tomen las decisiones finales, pero para adoptar las decisiones más adecuadas es vital conocer el sistema de abastecimiento de agua y la naturaleza del suministro. Además, para gestionar con éxito los problemas y situaciones de emergencia relativos al agua de consumo, es fundamental una comunicación oportuna y clara con los consumidores.

La coordinación con autoridades clave se aborda en el apartado 4.4. Es particularmente importante informar a la autoridad de salud pública de toda situación en la que se supere o sea probable que se supere un valor de referencia, o de cualquier otra circunstancia que pueda probablemente afectar a la salud de las personas, y asegurarse de que la autoridad de salud pública participa en la toma de decisiones. Si se adoptan medidas para las que sea preciso informar a todos los consumidores o que impliquen el suministro de fuentes temporales de agua de consumo, deben participar también las autoridades civiles. La planificación de estas medidas es una parte importante de la elaboración de un

PSA. La participación temprana de las autoridades de salud pública permite que puedan obtener información de especialistas y contar con el personal adecuado.

#### **8.6.4 Información a la población**

Los consumidores pueden conocer la existencia de un posible problema de seguridad de su agua de consumo por los medios de comunicación, por sus propios sentidos o por redes informales. La falta de confianza de los consumidores en el agua de consumo o en las autoridades puede hacer que recurran a otras fuentes que pueden ser menos seguras. Los consumidores no solo tienen derecho a estar informados sobre la seguridad de su agua de consumo, sino que desempeñan una función importante de colaboración con las autoridades en caso de incidente, por sus propias acciones y adoptando las medidas necesarias en los hogares. La confianza y buena voluntad de los consumidores son extremadamente importantes, tanto a corto como a largo plazo.

Las autoridades de salud deben intervenir siempre que pueda ser necesario tomar una decisión de informar a la población sobre riesgos para la salud o sobre recomendaciones de adoptar medidas de protección de la salud como hervir el agua. Esta información debe proporcionarse de forma oportuna y clara.

#### **8.6.5 Evaluación de la importancia para la salud pública y para las personas**

Para evaluar la importancia de que se sobrepase un valor de referencia debe tenerse en cuenta lo siguiente:

- la información en la que se basa el cálculo del valor de referencia;
- la exposición a la sustancia en cuestión por otras vías (por ejemplo, los alimentos) en el ámbito local;
- los posibles subgrupos de población vulnerables; y
- las medidas de protección pertinentes en el ámbito local para evitar que la sustancia química contamine el agua de la fuente o el suministro si se produce un vertido.

#### **Información en la que se basa el cálculo del valor de referencia**

El cálculo de valores de referencia de contaminantes químicos se describe en el apartado 8.2.

La mayoría de los valores de referencia se determinan calculando una IDT o basándose en una IDT o IDA existente. A continuación, se asigna una proporción de la IDT o IDA al agua de consumo para tener en cuenta la exposición por otras fuentes, en particular por los alimentos. La asignación suele ser el 10%, pero puede ser tan baja como el 1% o tan alta como el 80%. En muchas circunstancias, un examen de las fuentes locales probables de exposición puede revelar que las fuentes diferentes del agua de consumo son menos significativas de lo supuesto y que es sensato asignar una proporción mayor de la exposición total al agua de consumo. Las reseñas del capítulo 12 y los documentos de referencia sobre todas las sustancias químicas abordadas en estas Guías ([http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/chemicals/en](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/en), en inglés) proporcionan información adicional sobre fuentes probables de las sustancias químicas en cuestión, así como sobre sus factores de asignación. Cuando es preciso tomar decisiones rápidas relativas a estas sustancias químicas, puede asignarse al agua de consumo el 100% de la IDT durante un periodo breve (por ejemplo, unos pocos días) mientras se realiza un examen más a fondo. En el caso en que hubiera una exposición significativa por otras fuentes o que fuera probable que la exposición durara más de unos pocos días, puede asignarse una proporción mayor que la utilizada para calcular el valor de referencia, pero no superior al 100%.

En algunos casos, el valor de referencia se calcula a partir de estudios epidemiológicos o clínicos en seres humanos, pero en la mayoría de los casos (por ejemplo, el benceno y el bario), los estudios se refieren a la exposición a largo plazo, y no es probable que la exposición a corto plazo a concentraciones mayores que el valor de referencia constituya un riesgo significativo; no obstante, es importante recabar la asesoría de expertos. En otros casos de valores de referencia calculados a partir de estudios epidemiológicos, los efectos sobre la salud asociados son de tipo agudo (por ejemplo, nitrato/nitrito, cobre):

- El valor de referencia (50 mg/l) correspondiente al nitrato se basa en la metahemoglobinemia, o síndrome del recién nacido cianótico, en lactantes alimentados con biberón. Este efecto sobre la salud se complica por la presencia de contaminación microbiana, que puede aumentar significativamente el riesgo para este grupo de población. Se han producido muy pocos casos de metahemoglobinemia asociada a la presencia de nitratos en ausencia de contaminación fecal del agua de consumo. Como medida a corto plazo, no debe utilizarse agua para lactantes alimentados con biberón si contiene concentraciones de nitrato mayores que 100 mg/l; no obstante, puede utilizarse, si las autoridades médicas aumentan su vigilancia, cuando la concentración de nitrato sea de 50 a

100 mg/l, siempre que se sepa y se haya confirmado que el agua es microbiológicamente inocua. El valor de referencia correspondiente al nitrato se establece para un subgrupo de población específico y vulnerable (los lactantes alimentados con biberón), de modo que el valor de referencia será más que suficiente para proteger a los niños de mayor edad y a los adultos.

- El valor de referencia correspondiente al cobre se basa también en la exposición a corto plazo, pero su finalidad es proteger contra la irritación gástrica directa, un fenómeno dependiente de la concentración. El valor de referencia puede superarse, pero cuanto más aumente la concentración por encima del valor de referencia más aumentará el riesgo de que los consumidores padezcan irritación gastrointestinal. Puede evaluarse la incidencia de este tipo de irritación en poblaciones expuestas.

En algunos casos, el valor de referencia se calcula basándose en una estimación del riesgo de cáncer calculada a partir de datos de estudios con animales de laboratorio. En estos casos, la exposición a corto plazo (de unos meses a un año) a concentraciones hasta 10 veces mayores que el valor de referencia sólo aumentaría levemente el riesgo estimado de cáncer. Dado que la estimación del riesgo está sujeta a una gran variación, el aumento del riesgo puede ser nulo o muy pequeño. En tal circunstancia, aceptar un aumento de la concentración a un valor 10 veces mayor que el valor de referencia durante poco tiempo no produciría un efecto perceptible sobre el riesgo durante toda la vida. No obstante, se deberá procurar determinar si adquieren importancia otros criterios de valoración toxicológicos más importantes para la exposición a corto plazo, como la neurotoxicidad.

#### **Evaluación de fuentes de importancia local de la sustancia en cuestión por otras vías de exposición**

Las fuentes más útiles de información sobre la exposición local a sustancias por los alimentos y, en menor grado, por el aire y por otras vías medioambientales suelen ser organismos públicos que se ocupan de la contaminación de los alimentos y del medio ambiente. Otra fuente pueden ser las universidades. En ausencia de datos específicos, los documentos de referencia de las Guías consideran las fuentes de exposición y realizan una evaluación genérica que puede utilizarse para realizar una evaluación local del uso potencial de una sustancia química y de si sería probable que entrara en la cadena alimentaria. Puede obtenerse más información en el documento *Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management* (véase el apartado 1.3).

#### **Subgrupos de población vulnerables**

Algunas sustancias pueden ocasionar riesgos mayores para un subgrupo de población específico que para el resto de la población. La causa suele ser una exposición más alta (por ejemplo, los lactantes alimentados con biberón) o la existencia de una vulnerabilidad particular (por ejemplo, de la hemoglobina fetal al nitrato y nitrito). No obstante, algunos subgrupos de población con características genéticas diferenciadas pueden presentar una mayor vulnerabilidad a un tipo particular de toxicidad (por ejemplo, vulnerabilidad de los eritrocitos al estrés oxidativo en personas con carencia de glucosa-6-fosfato deshidrogenasa). Si la posible exposición por el agua de consumo en un incidente es mayor que la IDT o si es probable que la exposición dure más de unos pocos días, la situación deberá ser analizada en colaboración con las autoridades de salud. En tales circunstancias, puede ser posible adoptar medidas orientadas específicamente a evitar la exposición del grupo de población específico afectado, como suministrar agua embotellada para los lactantes alimentados con biberón.

#### **Medidas específicas de atenuación del riesgo que afectan a su evaluación**

Estas medidas se refieren a las actuaciones en el ámbito local o en los hogares que pueden afectar a la presencia de un contaminante determinado. Por ejemplo, la presencia de una sustancia volátil o termolábil se verá afectada por el calentamiento del agua para cocinar o elaborar bebidas. Si la población expuesta adopta estas medidas de forma sistemática, la evaluación de riesgos puede modificarse en consecuencia. Por otro lado, estas medidas pueden aplicarse en los hogares para reducir la exposición y permitir que no se interrumpa el suministro de agua.

#### **8.6.6 Determinación de las medidas pertinentes**

Para determinar las medidas pertinentes es preciso cotejar diversos riesgos. La interrupción del suministro de agua a los consumidores es una medida drástica que puede generar riesgos relacionados con la contaminación por agentes patógenos del agua almacenada en el hogar y limitar el uso de agua para la higiene y la protección de la salud. Si se comunica a los usuarios la recomendación de no beber el agua, podrán utilizarla para la higiene (para ducharse o bañarse), pero se presiona a los consumidores y a las autoridades a encontrar una fuente alternativa de agua inocua para beber y cocinar. En algunos casos, esta opción será cara y podría consumir recursos necesarios para cuestiones más importantes. Las medidas pertinentes se decidirán siempre teniendo en cuenta las circunstancias de cada caso, en colaboración con

otras autoridades, incluidas las autoridades civiles y de protección de la salud, que podrán estar obligadas a participar en la difusión de información a los consumidores, en el suministro de otras fuentes de agua o en la supervisión de la recogida de agua de depósitos móviles y camiones cisterna. La respuesta a un posible riesgo para la salud por una sustancia química contaminante no debe ocasionar un aumento del riesgo general para la salud derivado de la interrupción del suministro, contaminantes microbianos u otros contaminantes químicos.

#### **8.6.7 Aceptabilidad para los consumidores**

Aunque, en una situación de emergencia, suministrar agua que contenga una concentración de una sustancia mayor que la que normalmente sería deseable puede no suponer un riesgo excesivo para la salud, el agua puede no ser aceptable para los consumidores. Algunas sustancias que pueden contaminar el suministro de agua de consumo como consecuencia de vertidos pueden generar problemas organolépticos acusados. En estas circunstancias, el agua de consumo puede resultar tan desagradable que el agua resulte imbebible o que los consumidores recurran a otras fuentes de agua de consumo cuyo riesgo para la salud puede ser mayor. Además, si el agua está claramente contaminada, la percepción de la calidad deficiente del agua puede hacer que algunos consumidores se sientan indispuestos. La aceptabilidad por los consumidores es posiblemente el factor más importante que se debe tener en cuenta al decidir si recomendar o no a los consumidores que usen el agua para beber o cocinar.

#### **8.6.8 Garantía de la adopción de medidas correctoras, prevención de la repetición de incidentes y actualización del plan de seguridad del agua**

Son partes esenciales de la gestión de un incidente su documentación, las decisiones adoptadas y los motivos por los que se adoptan. Según se explicó en el capítulo 4, el PSA debe actualizarse teniendo en cuenta la experiencia adquirida. Esto incluiría asegurarse de que los problemas detectados en un incidente se corrigen. También implicaría, siempre que sea posible, corregir la causa del incidente, para evitar que se repita. Por ejemplo, si el incidente se ha debido a un vertido industrial, se puede asesorar a la industria responsable sobre el modo de evitar que se produzca otro vertido y la información puede difundirse a otras instalaciones industriales similares.

#### **8.6.9 Mezclas**

Un vertido puede contener más de un contaminante potencialmente peligroso para la salud (véase el apartado 8.2.9). En tales circunstancias, será conveniente determinar si las sustancias presentes interactúan. Si las sustancias tienen mecanismos o modos de acción similares, es oportuno considerarlas aditivas. En este sentido, es particularmente destacado el caso de algunos plaguicidas, como la atrazina y la simazina. En estas circunstancias, deben tenerse en cuenta las circunstancias locales al determinar las medidas pertinentes. Por lo general, deberá consultarse a especialistas.

#### **8.6.10 Recomendaciones de evitar el consumo de agua**

Las recomendaciones de evitar el consumo de agua tienen muchas características comunes con las recomendaciones de hervir el agua (véase el apartado 7.6.1), pero son menos frecuentes. Al igual que las recomendaciones de hervir el agua, son una medida drástica que debe aplicarse sólo cuando existan pruebas de que la recomendación es necesaria para reducir un riesgo sustancial para la salud pública. Si se recomiendan otras fuentes de agua, debe prestarse atención particular a los posibles peligros de tipo microbiológico de dichas fuentes. Las recomendaciones de evitar el consumo de agua se aplican cuando el parámetro en cuestión no puede eliminarse hirviendo el agua o cuando existen también riesgos significativos por contacto cutáneo con el contaminante o por su inhalación. También pueden promulgarse recomendaciones de evitar el consumo de agua cuando se detecta en el sistema de distribución una sustancia química o agente desconocido. Es importante que las recomendaciones de evitar el consumo de agua informen de que hervir el agua no es un medio eficaz o suficiente de reducir el riesgo.

Como en el caso de las recomendaciones de hervir el agua, los proveedores de agua, conjuntamente con las autoridades de salud pública, deben elaborar protocolos para la promulgación de recomendaciones de evitar el consumo de agua. Los protocolos deben elaborarse antes de que se produzca un incidente e incorporarse a los PSA. Las decisiones de promulgar recomendaciones se realizan frecuentemente en un plazo corto, y el desarrollo de medidas durante un incidente puede complicar la toma de decisiones, dificultar la comunicación y socavar la confianza de la población.

Además de la información descrita en el apartado 4.4.3, los protocolos deben proporcionar la información siguiente a la población general y a grupos específicos:

- criterios que determinarán la promulgación y revocación de las recomendaciones;

- actividades afectadas por la recomendación; y
- otras fuentes de agua inocua para beber y para otros usos domésticos.

Los protocolos deben especificar mecanismos de comunicación de las recomendaciones de evitar el consumo de agua. Pueden disponerse mecanismos diferentes en función de la naturaleza del sistema de abastecimiento y del tamaño de la comunidad afectada, por ejemplo:

- comunicados difundidos por televisión, radio, o prensa;
- comunicación, por teléfono, correo electrónico o fax, a centros, grupos comunitarios y autoridades locales específicos;
- colocación de anuncios en lugares bien visibles;
- comunicación en persona; y
- comunicación por correo.

Los métodos elegidos deben proporcionar una garantía razonable de que la recomendación se notifica, a la mayor brevedad posible, a todos los afectados, incluidos los residentes en el lugar, quienes trabajen en el mismo y quienes se encuentren allí de viaje.

La promulgación de una recomendación de evitar el consumo de agua puede ser necesaria, por ejemplo, tras la contaminación —por ejemplo, química, radiológica o microbiana— accidental, natural o malintencionada que produzca:

- la superación, por un margen significativo, de un valor de referencia, que pueda constituir una amenaza para la salud por exposición a corto plazo;
- concentraciones de una sustancia química sin valor de referencia que puedan constituir una amenaza para la salud por exposición a corto plazo; y
- olor o sabor significativos, sin fuente conocida o que pudieran generar ansiedad considerable en la población.

Cuando se promulguen recomendaciones de evitar el consumo de agua, deben proporcionar información sobre las mismas cuestiones incluidas en las recomendaciones de hervir el agua (véase el apartado 7.6.1), aunque las recomendaciones relativas a los usos y usuarios afectados variarán en función de la naturaleza del problema. Por ejemplo, para concentraciones altas de contaminantes que únicamente son preocupantes desde el punto de vista del consumo de agua para beber o cocinar, debe recomendarse a la población que evite consumir el agua para beber, elaborar alimentos y bebidas frías, fabricar hielo y para actividades de higiene personal como lavarse los dientes. Cuando la recomendación se deba a la existencia de concentraciones altas de sustancias químicas que pueden causar irritación en la piel o los ojos o problemas digestivos, debe recomendarse a la población que no utilice el agua para beber, cocinar, lavarse los dientes, ni bañarse o ducharse. Por otro lado, puede promulgarse una recomendación específica de evitar el consumo de agua cuando exista la posibilidad de que la contaminación pueda afectar a subgrupos de población vulnerables, como mujeres embarazadas o lactantes alimentados con biberón.

En cuanto a las recomendaciones de hervir el agua, puede ser preciso dirigir recomendaciones específicas a dentistas, médicos, hospitales y otros centros de salud, guarderías, escuelas, proveedores y fabricantes de alimentos, hoteles, restaurantes y operadores de piscinas públicas.

Las recomendaciones de evitar el consumo de agua no deben conllevar la interrupción del suministro, ya que el agua será, por lo general, adecuada para el uso en inodoros y otros usos, como el lavado de ropa. No obstante, será preciso proporcionar otras fuentes adecuadas de agua, como agua embotellada o agua transportada en carretillas o cisternas, para beber y para otros usos domésticos.

Los criterios para revocar las recomendaciones de evitar el consumo de agua se basarán por lo general en pruebas de que se ha eliminado la fuente de las concentraciones altas de contaminantes peligrosos, los sistemas de distribución se han purgado adecuadamente y el agua es segura para beber y para otros usos. En edificios, deben purgarse también los depósitos y las instalaciones de fontanería internas.



## 9

# Aspectos radiológicos

El objetivo de este capítulo es establecer los criterios para evaluar la seguridad del agua de consumo en lo concerniente a su contenido de radionúclidos. En las Guías no se hace distinción entre los radionúclidos de origen natural y los artificiales o producidos por el hombre.

Los niveles de referencia de radioactividad del agua de consumo recomendados en la primera edición de las Guías se basaron en los riesgos de exposición a fuentes de radiación y en sus consecuencias para la salud. En la segunda edición de las Guías se incluyeron las recomendaciones formuladas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica en 1990 (CIPR, 1991). La tercera edición añade información reciente, incluidas las publicaciones de la CIPR sobre exposiciones prolongadas y sobre coeficientes de dosis.

La radiación ionizante que emiten algunas sustancias químicas radioactivas presentes en el agua de consumo puede ocasionar peligros radiológicos. Estos peligros derivados del agua de consumo no suelen tener consecuencias significativas para la salud pública, y la exposición a la radiación por el agua de consumo debe evaluarse conjuntamente con la exposición por otras fuentes.

El método propuesto en las Guías para controlar los peligros radiológicos comprende dos etapas:

- análisis inicial de la radioactividad alfa total y beta total para determinar si la concentración de radioactividad (en Bq/l) es menor que el nivel establecido por debajo del cual no es preciso tomar medidas adicionales; y
- si se superan estos umbrales, se analizan las concentraciones de radionúclidos individuales y se cotejan con los niveles de referencia específicos.

El riesgo asociado a la presencia de radón en aguas de consumo procedentes de aguas subterráneas suele ser bajo comparado con el correspondiente al total de radón inhalado, pero es un riesgo diferenciado de éste, puesto que la exposición se produce tanto por el consumo del gas disuelto como por la inhalación del radón liberado y de sus radionúclidos derivados. La exposición mayor es por inhalación ambiental general y por inhalación de radón de fuentes terrestres, que generan gas que se infiltra en las viviendas, especialmente en los sótanos. El radón procedente de aguas subterráneas constituirá, por lo general, una proporción muy pequeña del total, pero puede ser indicativo de la existencia de depósitos en la zona que emiten radiactividad en los sótanos.

Los umbrales y niveles de referencia son aplicables a sistemas de abastecimiento de agua de consumo, nuevos o ya existentes, en condiciones operativas rutinarias («normales»), no a sistemas de abastecimiento de agua contaminados en situaciones de emergencia en las que se hayan liberado radionúclidos al medio ambiente. Otras fuentes (OIEA, 1996, 1997, 1999, 2002) establecen niveles de actuación genéricos y niveles de referencia aplicables en situaciones de emergencia.

Las presentes Guías se basan en:

- Una dosis de referencia (DR) recomendada de la dosis efectiva comprometida igual a 0,1 mSv por el agua consumida durante un año (de la posible contaminación radioactiva total del consumo anual de agua). Esta dosis es el 10% del nivel de exención de intervención recomendado por la CIPR para los productos básicos principales (por ejemplo, alimentos y agua de consumo) en situaciones de exposición prolongada, cuya principal relevancia es a efectos del consumo prolongado de agua por la población (CIPR, 2000). La DR de 0,1 mSv también equivale al 10% del límite de dosis al que debe exponerse la población según recomiendan tanto la CIPR (1991) como las Normas básicas internacionales de seguridad (OIEA, 1996). La Comisión Europea, la FAO, la OMS y la mayoría de los Estados Miembros de la OMS aceptan estas normas.
- Los coeficientes de dosis para adultos, según la CIPR.

El riesgo adicional para la salud derivado de la exposición a una dosis anual de 0,1 mSv por la ingesta de radionúclidos presentes en el agua de consumo se considera bajo, por las siguientes razones:

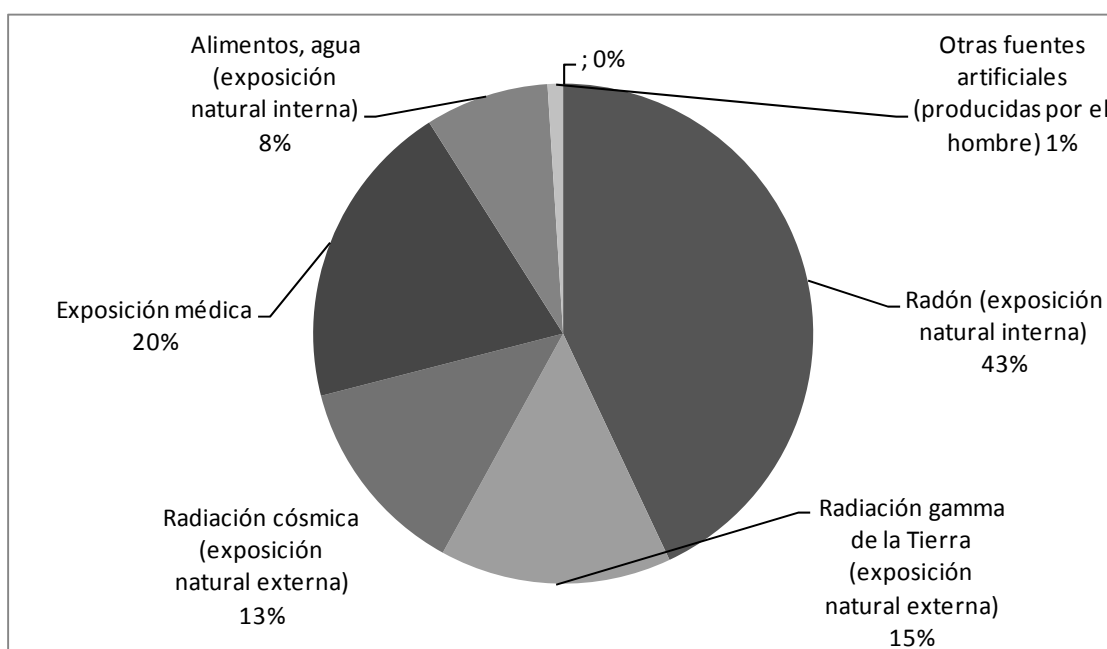
- El coeficiente de probabilidad nominal correspondiente a los efectos estocásticos sobre la salud inducidos por la radiación, que incluyen cáncer mortal, cáncer no mortal, y efectos hereditarios graves para toda la población, es de  $7,3 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$  (CIPR, 1991). Si este coeficiente se multiplica por una DR de 0,1 mSv de exposición anual por el agua de consumo se obtiene un

valor máximo estimado del riesgo vitalicio de efectos estocásticos sobre la salud de aproximadamente  $10^{-4}$ , que puede considerarse pequeño en comparación con muchos otros riesgos para la salud. Esta estimación del riesgo de referencia de los radionúclidos es bastante fiable, gracias a las extensas bases de datos científicos en las que se han incluido datos de exposición de poblaciones humanas. Al igual que en las extrapolaciones del riesgo para sustancias cancerígenas, el riesgo mínimo es cero.

- La exposición a la radiación de fondo varía mucho de unos lugares del planeta a otros, pero el promedio es de unos 2,4 mSv al año, habiéndose detectado niveles locales máximos hasta 10 veces mayores sin que se hayan detectado en estudios demográficos incrementos de los riesgos para la salud, de modo que la dosis de 0,1 mSv supone un incremento mínimo con respecto a los niveles de fondo.

### 9.1 Fuentes y efectos sobre la salud de la exposición a la radiación

La radiación ambiental procede de diversas fuentes, de origen natural y producidas por el hombre. En todas partes del medio ambiente hay presencia de materiales radioactivos de origen natural (como uranio, torio y potasio-40). La mayor proporción, con diferencia, de la exposición de las personas a la radiación procede de fuentes naturales, tanto de fuentes externas, como la radiación cósmica y terrestre, como de la inhalación o ingestión de materiales radioactivos (figura 9.1). El Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR, 2000) ha calculado que el promedio mundial de exposición anual de las personas a fuentes naturales de radiación es de 2,4 mSv/año (cuadro 9.1). Algunas fuentes (como el uranio) pueden concentrarse en actividades mineras de extracción y en otras actividades industriales.



**Figura 9.1 Fuentes de exposición a la radiación de la población mundial y distribución promedio**

**Cuadro 9.1 Valores promedio de dosis de radiación de fuentes naturales**

Fuente	Promedio mundial anual de la dosis efectiva (mSv)	Intervalo típico (mSv)
<b>Exposición externa</b>		
Rayos cósmicos	0,4	0,3–1,0
Rayos gamma terrestres <sup>a</sup>	0,5	0,3–0,6
<b>Exposición interna</b>		
Inhalación (radón principalmente)	1,2	0,2–1,0 <sup>b</sup>
Ingestión (alimentos y agua de consumo)	0,3	0,2–0,8
<b>Total</b>	<b>2,4</b>	<b>1–10</b>

<sup>a</sup> La exposición terrestre se debe a la presencia de radionúclidos en el suelo y en materiales de construcción.

<sup>b</sup> La dosis por inhalación de radón puede superar los 10 mSv/año en algunas zonas residenciales.

Fuente: UNSCEAR (2000).

La exposición de las personas a la radiación varía mucho de unos lugares a otros, en función de varios factores, como la altitud sobre el nivel del mar, el tipo y la cantidad de radionúclidos presentes en el suelo (exposición terrestre), la composición de radionúclidos del aire, los alimentos y el agua de consumo, y las cantidades incorporadas al organismo por inhalación e ingestión. En algunas partes del mundo, como en zonas del estado de Kerala, en la India, y en la meseta de Poços de Caldas, en Brasil, hay niveles de radiación de fondo relativamente altos. La exposición de la población general en esas zonas puede ser hasta 10 veces mayor que el nivel de fondo promedio de 2,4 mSv indicado en el cuadro 9.1, pero no se han detectado efectos perjudiciales sobre la salud asociados a esta elevada exposición a la radiación (UNSCEAR, 2000).

Varios compuestos radioactivos, procedentes de actividades humanas y de fuentes producidas por el hombre (por ejemplo, por el uso médico o industrial de materiales radioactivos), pueden ser liberados al medio ambiente y, por tanto, contaminar el agua de consumo. En el año 2000, la dosis efectiva mundial por persona derivada de pruebas médicas de diagnóstico fue de 0,4 mSv/año (el intervalo típico es 0,04 a 1,0 mSv/año, dependiendo del nivel de asistencia médica). La contribución al promedio mundial derivada de la producción de energía nuclear y de la realización de pruebas nucleares es muy pequeña: se calcula que la dosis efectiva mundial por persona y año derivada de la realización de pruebas nucleares en 2000 fue de 0,005 mSv; la derivada del accidente de Chernóbil de 0,002 mSv; y la derivada de la producción de energía nuclear de 0,0002 mSv (UNSCEAR, 2000).

#### **9.1.1 Exposición a la radiación por el agua de consumo**

El agua de consumo puede contener componentes radioactivos procedentes de:

- sustancias radioactivas de origen natural (por ejemplo, radionúclidos de las series de desintegración del torio y del uranio presentes en fuentes de agua de consumo), en particular el radio-226/228 y algunas otras;
- procesos tecnológicos que manejan materiales radioactivos de origen natural (por ejemplo, la extracción minera y el procesado de arenas minerales o la producción de fertilizantes fosfatados);
- radionúclidos generados como desecho en instalaciones de reciclado de combustible nuclear agotado;
- radionúclidos manufacturados (producidos y utilizados sin cierre hermético), que pueden contaminar el agua de consumo como consecuencia de vertidos periódicos y, en particular, los derivados del uso o desecho incorrectos de materiales radioactivos en actividades médicas o industriales; ese tipo de incidentes son distintos a las situaciones de emergencia, que no abordan las presentes Guías;
- liberaciones de radionúclidos al medio ambiente en el pasado, incluidas las que afectaron a fuentes de agua.

La contribución del agua de consumo a la exposición total suele ser muy pequeña y se debe principalmente a la presencia de radionúclidos de origen natural de las series de desintegración del uranio y del torio. No obstante, pueden contaminar el agua de consumo radionúclidos procedentes del ciclo del combustible nuclear y de los usos de materiales radioactivos en actividades médicas y de otro tipo. Las contribuciones de esas fuentes suelen estar limitadas por el control por parte de las autoridades de reglamentación de la fuente o la actividad, y este mecanismo reglamentario es, generalmente, el que debe aplicar medidas correctoras cuando exista peligro de contaminación del agua de consumo por dichas fuentes.

#### **9.1.2 Efectos sobre la salud de la exposición a radiación por el agua de consumo**

Se ha comprobado, en estudios realizados tanto con seres humanos como con animales, que la exposición a dosis bajas y moderadas de radiación puede aumentar la incidencia de cáncer a largo plazo. En concreto, hay estudios con animales que sugieren que la exposición a la radiación puede aumentar la tasa de malformaciones genéticas.

No se prevén efectos radiológicos perjudiciales para la salud debidos al consumo de agua si ésta contiene concentraciones de radionúclidos menores que los niveles de referencia (equivalentes a una dosis efectiva comprometida menor que 0,1 mSv/año).

Tras la exposición de todo el cuerpo o de gran parte del cuerpo a dosis muy elevadas de radiación se producen efectos agudos sobre la salud que se manifiestan en disminuciones del recuento de

células sanguíneas y que, en los casos muy graves, ocasionan la muerte (OIEA, 1998). Puesto que las concentraciones típicas de radionúclidos en el agua de consumo son pequeñas, no hay peligro de efectos agudos sobre la salud debidos a la radiación.

## 9.2 Unidades de radioactividad y dosis de radiación

La unidad de radioactividad del Sistema Internacional es el becquerel o bequerelio (Bq), equivalente a una desintegración por segundo. Los niveles de referencia correspondientes al agua de consumo se expresan en términos de la radioactividad del radionúclido por litro, y esta magnitud se conoce como concentración de radioactividad (Bq/l). La dosis de radiación derivada de la ingestión de un radionúclido depende de varios factores químicos y biológicos, como la proporción de la cantidad de radionúclido ingerida que absorben los intestinos, los órganos o tejidos a los que es transportado el radionúclido, y el tiempo que permanece en el órgano o tejido hasta su eliminación. También deben tenerse en cuenta el tipo de radiación emitida durante la desintegración y la sensibilidad a la radiación de los órganos y tejidos expuestos.

La dosis absorbida es la cantidad de energía depositada por la radiación en la materia expuesta. La unidad de dosis absorbida del Sistema Internacional es el gray (Gy), equivalente a un julio por kilogramo (J/kg).

La dosis equivalente es el producto de la dosis absorbida y un factor relacionado con el tipo concreto de radiación (que es función de su capacidad ionizante y su densidad).

La dosis efectiva de radiación que recibe una persona es, en términos sencillos, la suma de las dosis equivalentes que reciben todos los tejidos u órganos, tras aplicar los correspondientes «factores de ponderación de los tejidos». Estos factores reflejan las distintas sensibilidades a la radiación de los diferentes órganos y tejidos del organismo humano. La unidad en el Sistema Internacional de dosis equivalente y dosis efectiva es el sievert (Sv), que equivale a un julio por kilogramo (J/kg).

Para tener en cuenta la persistencia de los radionúclidos en el organismo tras su ingestión, se utiliza la dosis efectiva comprometida, que es la dosis efectiva total que se recibe durante toda una vida (70 años) tras la ingestión de un radionúclido (exposición interna).

El término «dosis» puede emplearse de forma general para referirse, en diferentes situaciones, a la dosis absorbida (Gy) o bien a la dosis efectiva (Sv). Para fines de monitoreo, las dosis se determinan a partir de la concentración de radioactividad del radionúclido en un material determinado. En el caso del agua, la concentración de radioactividad se expresa en bequerelios por litro (Bq/l). Este valor puede transformarse en una dosis efectiva anual (mSv/año) multiplicando por un coeficiente de dosis (mSv/Bq) y por el consumo medio anual de agua (l/año).

La dosis efectiva generada por la ingestión de una forma química concreta de un radioisótopo, se puede calcular mediante un coeficiente de dosis. La CIPR y el Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA) han publicado datos por edades de coeficientes de dosis correspondientes a la ingestión de radionúclidos. El cuadro 9.2 muestra los coeficientes de dosis de radionúclidos de origen natural o derivados de actividades humanas que pueden estar presentes en el agua de consumo (OIEA, 1996; CIPR, 1996).

**Cuadro 9.2 Coeficientes de dosis correspondientes a la ingestión de radionúclidos por personas adultas**

Categoría	Radionúclido	Coefficiente de dosis (mSv/Bq)
Serie de desintegración natural del uranio	Uranio-238	$4,5 \times 10^{-5}$
	Uranio-234	$4,9 \times 10^{-5}$
	Torio-230	$2,1 \times 10^{-4}$
	Radio-226	$2,8 \times 10^{-4}$
	Plomo-210	$6,9 \times 10^{-4}$
	Polonio-210	$1,2 \times 10^{-3}$
Serie de desintegración natural del torio	Torio-232	$2,3 \times 10^{-4}$
	Radio-228	$6,9 \times 10^{-4}$
	Torio-228	$7,2 \times 10^{-5}$
Productos de fisión	Cesio-134	$1,9 \times 10^{-5}$
	Cesio-137	$1,3 \times 10^{-5}$
	Estroncio-90	$2,8 \times 10^{-5}$
	Yodo-131	$2,2 \times 10^{-5}$
Otros radionúclidos	Tritio	$1,8 \times 10^{-8}$
	Carbono-14	$5,8 \times 10^{-7}$
	Plutonio-239	$2,5 \times 10^{-4}$
	Americio-241	$2,0 \times 10^{-4}$

### 9.3 Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua de consumo

Los niveles de referencia que se muestran en el cuadro 9.3 corresponden a radionúclidos presentes en el agua de consumo procedentes de fuentes naturales o liberados al medio ambiente como consecuencia de actividades realizadas en el presente o en el pasado. Estos valores también son aplicables a radionúclidos liberados en accidentes nucleares producidos con más de un año de anterioridad. Los valores de concentración de radioactividad del cuadro 9.3 corresponden a una DR de 0,1 mSv/año para cada uno de los radionúclidos del cuadro si su concentración en el agua consumida durante el año no supera esos valores. La estimación del riesgo correspondiente se indicó al comienzo de este capítulo. No obstante, para el primer año inmediatamente posterior a un accidente, se aplican los niveles de actuación genéricos para productos alimenticios que se describen en las Normas básicas internacionales de seguridad (OIEA, 1996) y en otras publicaciones pertinentes de la OMS y el OIEA (OMS, 1988; OIEA, 1997, 1999).

Los niveles de referencia correspondientes a radionúclidos en el agua de consumo se calcularon aplicando la ecuación siguiente:

$$NR = CDI / (h_{ing} \cdot q)$$

donde:

NR = nivel de referencia del radionúclido en el agua de consumo (en Bq/l)

CDI = criterio de dosis individual, igual a 0,1 mSv/año en este cálculo

$h_{ing}$  = coeficiente de dosis correspondiente a la ingesta por personas adultas (mSv/Bq)

q = volumen anual ingerido de agua de consumo, estimado en 730 l/año.

**Cuadro 9.3 Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua de consumo**

Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) <sup>a</sup>	Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) <sup>a</sup>	Radionúclido	Nivel de referencia (Bq/l) <sup>a</sup>
<sup>3</sup> H	10000	<sup>93</sup> Mo	100	<sup>140</sup> La	100
<sup>7</sup> Be	10000	<sup>99</sup> Mo	100	<sup>139</sup> Ce	1000
<sup>14</sup> C	100	<sup>96</sup> Tc	100	<sup>141</sup> Ce	100
<sup>22</sup> Na	100	<sup>97</sup> Tc	1000	<sup>143</sup> Ce	100
<sup>32</sup> P	100	<sup>97m</sup> Tc	100	<sup>144</sup> Ce	10
<sup>33</sup> P	1000	<sup>99</sup> Tc	100	<sup>143</sup> Pr	100
<sup>35</sup> S	100	<sup>97</sup> Ru	1000	<sup>147</sup> Nd	100
<sup>36</sup> Cl	100	<sup>103</sup> Ru	100	<sup>147</sup> Pm	1000
<sup>45</sup> Ca	100	<sup>106</sup> Ru	10	<sup>149</sup> Pm	100
<sup>47</sup> Ca	100	<sup>105</sup> Rh	1000	<sup>151</sup> Sm	1000
<sup>46</sup> Sc	100	<sup>103</sup> Pd	1000	<sup>153</sup> Sm	100
<sup>47</sup> Sc	100	<sup>105</sup> Ag	100	<sup>152</sup> Eu	100
<sup>48</sup> Sc	100	<sup>110m</sup> Ag	100	<sup>154</sup> Eu	100
<sup>48</sup> V	100	<sup>111</sup> Ag	100	<sup>155</sup> Eu	1000
<sup>51</sup> Cr	10000	<sup>109</sup> Cd	100	<sup>153</sup> Gd	1000
<sup>52</sup> Mn	100	<sup>115</sup> Cd	100	<sup>160</sup> Tb	100
<sup>53</sup> Mn	10000	<sup>115m</sup> Cd	100	<sup>169</sup> Er	1000
<sup>54</sup> Mn	100	<sup>111</sup> In	1000	<sup>171</sup> Tm	1000
<sup>55</sup> Fe	1000	<sup>114m</sup> In	100	<sup>175</sup> Yb	1000
<sup>59</sup> Fe	100	<sup>113</sup> Sn	100	<sup>182</sup> Ta	100
<sup>56</sup> Co	100	<sup>125</sup> Sn	100	<sup>181</sup> W	1000
<sup>57</sup> Co	1000	<sup>122</sup> Sb	100	<sup>185</sup> W	1000
<sup>58</sup> Co	100	<sup>124</sup> Sb	100	<sup>186</sup> Re	100
<sup>60</sup> Co	100	<sup>125</sup> Sb	100	<sup>185</sup> Os	100
<sup>59</sup> Ni	1000	<sup>123m</sup> Te	100	<sup>191</sup> Os	100
<sup>63</sup> Ni	1000	<sup>127</sup> Te	1000	<sup>193</sup> Os	100
<sup>65</sup> Zn	100	<sup>127m</sup> Te	100	<sup>190</sup> Ir	100
<sup>71</sup> Ge	10000	<sup>129</sup> Te	1000	<sup>192</sup> Ir	100
<sup>73</sup> As	1000	<sup>129m</sup> Te	100	<sup>191</sup> Pt	1000
<sup>74</sup> As	100	<sup>131</sup> Te	1000	<sup>193m</sup> Pt	1000
<sup>76</sup> As	100	<sup>131m</sup> Te	100	<sup>198</sup> Au	100

<sup>77</sup> As	1000	<sup>132</sup> Te	100	<sup>199</sup> Au	1000
<sup>75</sup> Se	100	<sup>125</sup> I	10	<sup>197</sup> Hg	1000
<sup>82</sup> Br	100	<sup>126</sup> I	10	<sup>203</sup> Hg	100
<sup>86</sup> Rb	100	<sup>129</sup> I	1000	<sup>200</sup> Tl	1000
<sup>83</sup> Sr	100	<sup>131</sup> I	10	<sup>201</sup> Tl	1000
<sup>89</sup> Sr	100	<sup>129</sup> Cs	1000	<sup>202</sup> Tl	1000
<sup>90</sup> Sr	10	<sup>131</sup> Cs	1000	<sup>204</sup> Tl	100
<sup>90</sup> Y	100	<sup>132</sup> Cs	100	<sup>203</sup> Pb	1000
<sup>91</sup> Y	100	<sup>134</sup> Cs	10	<sup>206</sup> Bi	100
<sup>93</sup> Zr	100	<sup>135</sup> Cs	100	<sup>207</sup> Bi	100
<sup>95</sup> Zr	100	<sup>136</sup> Cs	100	<sup>210</sup> Bi <sup>b</sup>	100
<sup>93m</sup> Nb	1000	<sup>137</sup> Cs	10	<sup>210</sup> Pb <sup>b</sup>	0,1
<sup>94</sup> Nb	100	<sup>131</sup> Ba	1000	<sup>210</sup> Po <sup>b</sup>	0,1
<sup>95</sup> Nb	100	<sup>140</sup> Ba	100	<sup>223</sup> Ra <sup>b</sup>	1
<sup>224</sup> Ra <sup>b</sup>	1	<sup>235</sup> U <sup>b</sup>	1	<sup>242</sup> Cm	10
<sup>225</sup> Ra	1	<sup>236</sup> U <sup>b</sup>	1	<sup>243</sup> Cm	1
<sup>226</sup> Ra <sup>b</sup>	1	<sup>237</sup> U	100	<sup>244</sup> Cm	1
<sup>228</sup> Ra <sup>b</sup>	0,1	<sup>238</sup> U <sup>b,c</sup>	10	<sup>245</sup> Cm	1
<sup>227</sup> Th <sup>b</sup>	10	<sup>237</sup> Np	1	<sup>246</sup> Cm	1
<sup>228</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>239</sup> Np	100	<sup>247</sup> Cm	1
<sup>229</sup> Th	0,1	<sup>236</sup> Pu	1	<sup>248</sup> Cm	0,1
<sup>230</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>237</sup> Pu	1000	<sup>249</sup> Bk	100
<sup>231</sup> Th <sup>b</sup>	1000	<sup>238</sup> Pu	1	<sup>246</sup> Cf	100
<sup>232</sup> Th <sup>b</sup>	1	<sup>239</sup> Pu	1	<sup>248</sup> Cf	10
<sup>234</sup> Th <sup>b</sup>	100	<sup>240</sup> Pu	1	<sup>249</sup> Cf	1
<sup>230</sup> Pa	100	<sup>241</sup> Pu	10	<sup>250</sup> Cf	1
<sup>231</sup> Pa <sup>b</sup>	0,1	<sup>242</sup> Pu	1	<sup>251</sup> Cf	1
<sup>233</sup> Pa	100	<sup>244</sup> Pu	1	<sup>252</sup> Cf	1
<sup>230</sup> U	1	<sup>241</sup> Am	1	<sup>253</sup> Cf	100
<sup>231</sup> U	1000	<sup>242</sup> Am	1000	<sup>254</sup> Cf	1
<sup>232</sup> U	1	<sup>242m</sup> Am	1	<sup>253</sup> Es	10
<sup>233</sup> U	1	<sup>243</sup> Am	1	<sup>254</sup> Es	10
<sup>234</sup> U <sup>b</sup>	10			<sup>254m</sup> Es	100

<sup>a</sup> Los niveles de referencia se han redondeado aplicando un criterio basado en la escala logarítmica (a 10<sup>n</sup> si el valor calculado es menor que 3 × 10<sup>n</sup> y mayor que 3 × 10<sup>n-1</sup>).

<sup>b</sup> Radionúclidos naturales.

<sup>c</sup> El valor de referencia provisional para el uranio en el agua de consumo es de 15 µg/l, basado en su nefrototoxicidad (consulte el apartado 8.5).

Los coeficientes de dosis dependientes de la edad son más elevados para los niños (debido a que presentan tasas de asimilación o metabólicas más altas), pero no están por ello expuestos a dosis significativamente mayores, ya que los lactantes y niños consumen un volumen promedio de agua menor. Por tanto, se aplica, independientemente de la edad, la DR recomendada de la dosis efectiva comprometida de 0,1 mSv/año correspondiente al consumo de agua de un año.

## 9.4 Monitoreo y evaluación de radionúclidos disueltos

### 9.4.1 Análisis de aguas de consumo

Los análisis necesarios para detectar especies radioactivas específicas y determinar su concentración son caros y complejos, y normalmente no están justificados, porque en la mayoría de las situaciones las concentraciones de radionúclidos son muy bajas. Es más práctico emplear un procedimiento de análisis selectivo en el que se determina primero la radioactividad total existente, en forma de radiación alfa y beta, sin identificar radionúclidos específicos.

Si los resultados del análisis del agua de consumo son menores que unos umbrales establecidos de radioactividad alfa total (0,5 Bq/l) y radioactividad beta total (1 Bq/l), no es preciso realizar análisis adicionales. El umbral correspondiente a la radioactividad beta total se publicó en la segunda edición de las Guías y, en el caso más desfavorable (radio-222), generaría una dosis de radiación cercana a la DR recomendada de 0,1 mSv/año. El umbral correspondiente a la radioactividad alfa total se establece en 0,5 Bq/l (en lugar del valor anterior de 0,1 Bq/l), ya que esta concentración de radioactividad refleja valores más próximos a la DR recomendada para radionúclidos específicos.

### 9.4.2 Estrategia para evaluar el agua de consumo

Si se supera alguno de los dos umbrales, deberá determinarse qué radionúclidos específicos generan esta radioactividad y medirse sus concentraciones de radioactividad individuales. Con estos

datos, deberán calcularse valores estimados de las dosis efectivas comprometidas correspondientes a cada radionúclido, y determinarse la suma de todas ellas. Si se cumple la siguiente condición, no es preciso tomar medidas adicionales:

$$\sum_i C_i / NR_i \leq 1$$

donde:

$C_i$  = valor medido de concentración de radioactividad del radionúclido  $i$ , y

$NR_i$  = nivel de referencia del radionúclido  $i$  (véase el cuadro 9.3) que, con una ingesta de 2 l/día durante 1 año, ocasionaría una dosis efectiva comprometida de 0,1 mSv/año.

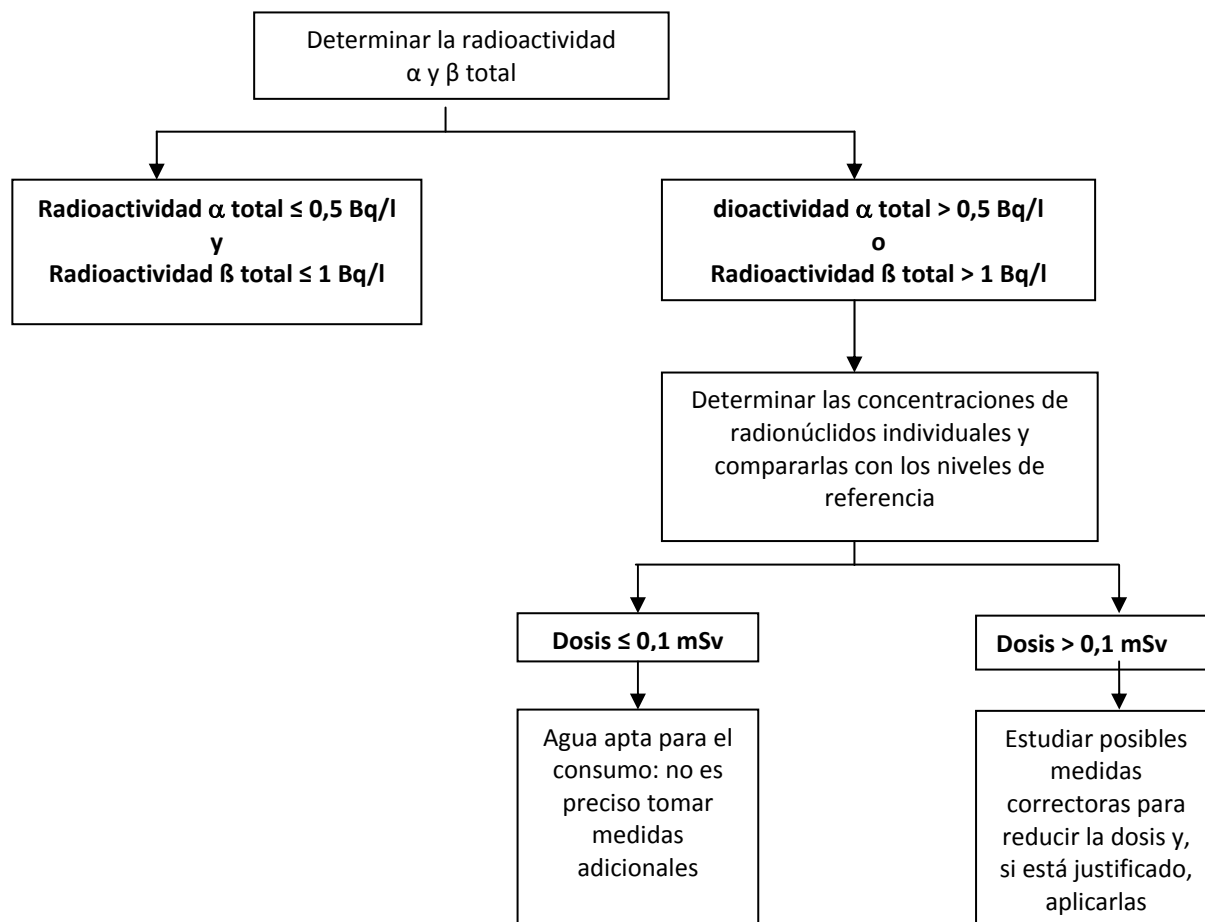
Si la suma correspondiente a alguna muestra supera la unidad, únicamente se excederá la DR de 0,1 mSv si se mantiene durante un año entero la exposición a las mismas concentraciones determinadas en el análisis. *Por tanto, este resultado para una muestra no implica, por sí mismo, que el agua no sea apta para el consumo*, sino que debe considerarse como una indicación de que es necesario realizar análisis ulteriores, incluida la toma de muestras adicionales. En primer lugar, habrá que repetir los análisis de radioactividad alfa total y beta total; si los valores de radioactividad totales superan los umbrales prácticos recomendados (1 Bq/l y 0,5 Bq/l, respectivamente), se procederá a continuación al análisis de radionúclidos específicos.

La aplicación de estas recomendaciones se resume en la figura 9.2.

La medición correspondiente a la radioactividad beta total incluye una contribución del potasio-40, un emisor de radiación beta presente de forma natural en una proporción fija con respecto al potasio estable. El potasio es un elemento fundamental para el ser humano y se absorbe principalmente de los alimentos ingeridos. El potasio-40 no se acumula en el organismo, sino que su concentración se mantiene constante, independientemente de la ingesta. Por consiguiente, tras determinarse la cantidad total de potasio, deberá deducirse la contribución del potasio-40 a la radioactividad beta. La radioactividad específica del potasio-40 es de 30,7 Bq/g de potasio. Sin embargo, no toda la radiación del potasio-40 se manifiesta como radioactividad beta. La radioactividad beta del potasio-40 es de 27,6 Bq/g de potasio estable, que es el factor que debe aplicarse para calcular la radioactividad beta generada por el potasio-40.

#### **9.4.3 Medidas correctoras**

Si en conjunto se supera la DR de 0,1 mSv/año, deberán estudiarse las medidas que puede aplicar la autoridad competente para reducir la dosis. Antes de contemplar la aplicación de medidas correctoras, debe justificarse cualquier posible estrategia (en el sentido de que su efecto neto sea beneficioso) y, a continuación, se debe optimizar siguiendo las recomendaciones de la CIPR (1989, 1991) para que su efecto neto sea el mejor posible.



**Figura 9.2** Aplicación de los umbrales y niveles de referencia de radionúclidos para determinar la calidad del agua de consumo

## 9.5 Radón

### 9.5.1 Presencia de radón en el aire y en el agua

La mayor proporción de exposición a la radiación natural procede del radón, un gas radioactivo (véanse el cuadro 9.1 y la figura 9.1), y se debe a la desintegración del radio presente en las rocas y el suelo como parte de la cadena de radionúclidos del uranio. Por lo general, el término «radón» hace referencia mayoritariamente al radón-222. Hay radón en casi todos los lugares del planeta, pero sobre todo en el aire situado sobre la tierra y en los edificios.

Las rocas subterráneas que contienen uranio natural liberan continuamente radón al agua con la que entran en contacto (aguas subterráneas). El radón presente en las aguas superficiales se libera con facilidad, por lo que las concentraciones de radón de las aguas subterráneas son potencialmente mucho más altas que las de las aguas superficiales. En los sistemas públicos de abastecimiento de agua procedente de aguas superficiales la concentración media de radón suele ser menor que 0,4 Bq/l y alrededor de 20 Bq/l si el agua procede de fuentes subterráneas. No obstante, en algunos pozos se han detectado concentraciones más altas, hasta 400 veces mayores que la media y, en casos excepcionales, se han superado los 10 kBq/l.

Al evaluar la dosis por ingestión de radón, antes de determinar el consumo de esta sustancia es importante tener en cuenta que algunos tratamientos pueden eliminarla del agua. Además, el uso doméstico general de aguas subterráneas que contengan radón y no hayan sido tratadas para su eliminación (normalmente mediante aeración), aumentará la concentración de radón en el aire de los espacios interiores e incrementará la dosis por inhalación en estos espacios. La dosis por inhalación de aire en espacios interiores depende en gran medida de los tipos de uso doméstico del agua y de la construcción de la vivienda (NCRP, 1989), porque la mayor parte del radón presente en el aire de los espacios interiores generalmente no procede del agua sino de los cimientos de la vivienda que están en



contacto con el terreno. La cantidad y forma de ingestión de agua, los demás usos domésticos del agua y la construcción de las viviendas difieren considerablemente de unos lugares del mundo a otros.

El UNSCEAR (2000) alude a un informe de la National Academy of Sciences (NAS, academia nacional de las ciencias) de los EE. UU. (1999) y calcula que las «dosis medias de exposición al radón por el agua de consumo son muy bajas, de 0,025 mSv/año por inhalación y de 0,002 mSv/año por ingestión», comparadas con la dosis por inhalación de radón y de los productos de su desintegración en el aire, de 1,1 mSv/año.

### 9.5.2 Riesgos

Un informe calcula que el 12% de las muertes por cáncer de pulmón en los EE. UU. están relacionadas con la presencia de radón (el radón-222 y sus efímeros productos de desintegración) en el aire de los espacios interiores (NAS, 1999). Por consiguiente, el radón causa alrededor de 19 000 muertes al año (de 15 000 a 22 000) por cáncer de pulmón, de un total de unas 160 000 muertes por cáncer de pulmón, debidas principalmente al tabaquismo (NRC, 1999).

Según la NAS de los EE. UU. (1999), el riesgo por exposición al radón presente en el agua de consumo es 100 veces menor (183 muertes al año). Se calculó que a las 19 000 muertes por cáncer de pulmón como consecuencia de la presencia de radón en el aire de los espacios interiores, hay que sumar otras 160 debidas a la inhalación de radón procedente del agua utilizada en el hogar. En cambio, se atribuyen alrededor de 700 muertes por cáncer de pulmón al año a la exposición a la concentración natural de radón al aire libre.

La NAS estadounidense (1999) también estimó que el riesgo de cáncer de estómago como consecuencia del consumo de agua que contiene radón disuelto es extremadamente pequeño: genera unas 20 muertes anuales, frente a las 13 000 muertes por cáncer de estómago que se registran anualmente en los EE. UU. por otras causas.

### 9.5.3 Orientación relativa a la presencia de radón en el agua de consumo

Si la concentración de radón en los sistemas públicos de abastecimiento de agua de consumo excede los 100 Bq/l, deberán aplicarse controles. Todos los sistemas de abastecimiento de agua de consumo nuevos, especialmente los públicos, que utilicen aguas subterráneas deberán analizarse antes de destinarse al consumo general. Si la concentración de radón supera los 100 Bq/l, la fuente de agua deberá tratarse para reducir la concentración hasta niveles mucho menores que 100 Bq/l. Si en las proximidades de la fuente de agua hay cantidades significativas de minerales que generen radón, sería aconsejable, en el caso de los sistemas de abastecimiento más grandes, analizar regularmente, por ejemplo, cada cinco años, las concentraciones de radón en el agua.

## 9.6 Toma de muestras, análisis y elaboración de informes

### 9.6.1 Medición de las concentraciones de radioactividad alfa total y beta total

El método más frecuente utilizado para analizar la radioactividad alfa total y beta total (excluido el radón) del agua de consumo consiste en evaporar a sequedad un volumen determinado de la muestra y medir la radioactividad del residuo. Dado que una lámina fina de material sólido absorbe fácilmente la radiación alfa, la fiabilidad y sensibilidad del método de determinación de la radioactividad alfa puede ser menor en muestras con un contenido alto de sólidos disueltos totales (SDT).

Siempre que sea posible, deberán emplearse métodos normalizados para determinar las concentraciones de radioactividad alfa total y beta total. En el cuadro 9.4 se enumeran tres procedimientos para este tipo de análisis.

**Cuadro 9.4 Métodos de análisis de la radioactividad alfa total y beta total en el agua de consumo**

Método y referencias	Técnica	Límite de detección	de	Aplicación
Organización Internacional de Normalización: ISO 9695 (beta total) ISO 9696 (alfa total) (ISO 1991a, 1991b)	Evaporación	0,02–0,1 Bq/l		Aguas subterráneas con SDT mayor que 0,1 g/l
American Public Health Association (APHA, 1998)	Coprecipitación	0,02 Bq/l		Aguas superficiales y subterráneas (no se ve afectado por el contenido de SDT)

La medición de la radioactividad alfa total mediante el método de evaporación incluye la contribución del potasio-40. Por lo tanto, si se detectan niveles de radioactividad beta total mayores que el umbral, será necesario analizar también la concentración total de potasio.

La técnica de coprecipitación (APHA, 1998) excluye la contribución del potasio-40, de modo que no es necesario determinar la concentración total de potasio. Este método no se puede emplear para evaluar muestras de agua que contengan ciertos productos de fisión, como el cesio-137. Sin embargo, en circunstancias normales, las concentraciones de productos de fisión en el agua de consumo son extremadamente bajas.

### **9.6.3 Medición del radón**

Es difícil calcular las concentraciones de radioactividad del radón-222 en el agua de consumo, debido a la facilidad con la que el radón se libera del agua al manipularla: el radón disuelto en el agua se libera al removerla o verterla de un recipiente a otro. La técnica empleada habitualmente para detectar radón en el agua de consumo, el método Pylon (Pylon, 1989, 2003), utiliza un equipo de desgasificación del agua y cámaras de centelleo Lucas. Si se deja reposar el agua, disminuirá su radioactividad debida al radón y al hervirla se eliminará el radón completamente.

### **9.6.4 Toma de muestras**

Antes de diseñar y construir nuevas fuentes de aguas subterráneas que vayan a destinarse a sistemas públicos de abastecimiento de agua, deberán tomarse muestras, al menos una vez, y analizarlas para determinar si son aptas para el consumo; deberá caracterizarse la calidad radiológica del agua, y determinarse si hay variaciones estacionales de las concentraciones de radionúclidos. Se deberán analizar tanto el radón como sus radionúclidos derivados.

Una vez que los resultados de los análisis indican valores en el intervalo normal del sistema de abastecimiento, puede reducirse la frecuencia de toma de muestras y realizarse, por ejemplo, cada 5 años. No obstante, si hay fuentes potenciales de contaminación con radionúclidos próximas (por ejemplo, actividades mineras o reactores nucleares), la toma de muestras deberá ser más frecuente. Las fuentes de agua de consumo menos importantes, ya sean de superficiales o subterráneas, pueden analizarse con menor frecuencia.

La concentración de radón y sus radionúclidos derivados en aguas subterráneas suele mantenerse estable en el tiempo. Por consiguiente, el monitoreo de la presencia de radón y sus radionúclidos derivados en el agua puede ser relativamente infrecuente. Es importante tener en cuenta las características geológicas de la zona para determinar si es probable que la fuente contenga concentraciones significativas de radón y sus radionúclidos derivados. La presencia de minas en las inmediaciones sería un factor de riesgo adicional y, en tal caso, sería conveniente realizar controles más frecuentes.

Las normas australianas y neozelandesas (AS, 1998) proporcionan orientación sobre la evaluación de la calidad del agua, sobre programas y técnicas de toma de muestras, y sobre su conservación y manipulación.

### **9.6.5 Notificación de los resultados**

Los resultados de los análisis de cada muestra deben incluir la siguiente información:

- código o información de identificación de la muestra;
- fecha y hora de referencia de los resultados notificados (por ejemplo, fecha de la toma de muestras);
- indicación del método analítico normalizado empleado, o breve descripción del método en caso de utilizarse un método no normalizado;
- indicación del radionúclido o radionúclidos, o del tipo de radionúclidos y de la radioactividad total determinados;
- concentración medida o radioactividad calculada utilizando el blanco pertinente para cada radionúclido;
- estimaciones de la incertidumbre del recuento y de la incertidumbre total prevista; y
- concentración mínima detectable de cada radionúclido o parámetro analizado.

La estimación de la incertidumbre total prevista de los resultados notificados debe contemplar las contribuciones de todos los parámetros del método analítico (es decir, los errores de los recuentos y otras fuentes de incertidumbre o de errores aleatorios y sistemáticos).

# 10

## Aspectos relativos a la aceptabilidad

Los componentes menos deseables del agua de consumo son los que pueden perjudicar directamente la salud pública. Muchos de ellos se describen en otros capítulos de estas Guías.

La mayoría de los consumidores no disponen de medios para juzgar por sí mismos la seguridad del agua que consumen, pero su actitud hacia el agua de consumo y hacia sus proveedores de agua se verá afectada en gran medida por los aspectos de la calidad del agua que son capaces de percibir con sus propios sentidos. Es natural que los consumidores recelen del agua que parezca sucia o tenga un color anormal, o que tenga un olor o sabor desagradable, aunque estas características puedan no tener, en sí mismas, ninguna consecuencia directa para la salud.

Debe darse una prioridad máxima al suministro de agua de consumo que, además de ser inocua, tenga un aspecto, sabor y olor aceptables. El agua cuyas características organolépticas sean inaceptables minará la confianza de los consumidores, generará quejas y, lo que es más importante, puede conducir al consumo de agua de fuentes menos seguras.

El agua de consumo debe tener un aspecto, sabor y olor aceptables para el consumidor.

Es importante analizar si las prácticas de tratamiento y distribución del agua existentes o propuestas pueden afectar a la aceptabilidad del agua de consumo. Por ejemplo, un cambio en la técnica de desinfección puede hacer que el agua tratada contenga tricloramina, un compuesto oloroso. Se pueden producir otros efectos indirectos, como la alteración de los depósitos y biopelículas internos de las tuberías al cambiar de fuente de agua o al mezclar aguas de distintas fuentes en los sistemas de distribución.

La aceptabilidad del agua de consumo para los consumidores es subjetiva y puede verse afectada por diversos componentes. La concentración de estos componentes que resulta desagradable para los consumidores es variable, y depende de factores individuales y locales, como la calidad del agua a la que está acostumbrada la comunidad y diversas consideraciones de carácter social, medioambiental y cultural. No se han establecido valores de referencia para componentes que afectan a la calidad del agua pero que no tienen una relación directa con efectos perjudiciales en la salud.

En las reseñas ofrecidas en este capítulo y en el capítulo 12, se hace referencia a niveles que probablemente generen quejas de los consumidores. No existen cifras exactas y se pueden producir problemas a concentraciones mayores o menores, en función de circunstancias individuales y locales.

Generalmente, no es pertinente regular o controlar directamente las sustancias que pueden constituir un peligro para la salud si sus efectos sobre la aceptabilidad del agua harían que ésta fuera rechazada cuando tuviera concentraciones bastante menores que las peligrosas para la salud; en cambio, el control de estas sustancias se puede abordar mediante el requisito general de que el agua sea aceptable para la mayoría de los consumidores. El presente documento ofrece, para tales sustancias, una reseña y cálculo del valor de referencia basado en efectos sobre la salud del modo habitual. En la reseña se explica el mencionado criterio y se proporciona información sobre la aceptabilidad. En los cuadros de valores de referencia (consulte el capítulo 8 y el anexo 4), el valor de referencia basado en efectos sobre la salud se designa con una «C» y se añade una nota al pie que explica que, aunque la sustancia es importante para la salud, los consumidores rechazarían normalmente el agua en concentraciones mucho menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud. Es preciso monitorear tales sustancias cuando se produzcan quejas de los consumidores.

Hay otros componentes del agua que no producen efectos directos sobre la salud en las concentraciones presentes habitualmente en el agua pero que, no obstante, pueden resultar desagradables para los consumidores por diversos motivos.

### 10.1 Sabor, olor y aspecto

El sabor y el olor del agua pueden tener su origen en contaminantes químicos naturales, orgánicos e inorgánicos, y fuentes o procesos biológicos (por ejemplo, microorganismos acuáticos), o en la contaminación debida a sustancias químicas sintéticas, o pueden ser resultado de la corrosión o del tratamiento del agua (por ejemplo, la cloración). También pueden desarrollarse durante el almacenamiento y la distribución sabores y olores debidos a la actividad microbiana.

Los sabores u olores del agua de consumo puede revelar la existencia de algún tipo de contaminación, o el funcionamiento deficiente de algún proceso durante el tratamiento o la distribución del agua. Por lo tanto, puede indicar la presencia de sustancias potencialmente dañinas. Se debe investigar la causa y consultar a las autoridades de salud pertinentes, sobre todo si el cambio experimentado es substancial o repentino. Los consumidores también pueden percibir en el agua de consumo turbiedad, color, partículas u organismos visibles, lo que afecta a su aceptabilidad y puede generar preocupación por su calidad.

### **10.1.1 Contaminantes de origen biológico**

Hay diversos organismos que pueden no tener relevancia para la salud pública, pero que no son deseables porque producen sabor y olor. Además de afectar a la aceptabilidad del agua, indican que su tratamiento o el estado de mantenimiento y reparación del sistema de distribución, o ambos, son insuficientes.

#### **Actinomicetos y hongos**

La presencia de actinomicetos y hongos puede ser abundante en fuentes de agua superficiales, incluidos los embalses, y también pueden proliferar en materiales inadecuados para uso en los sistemas de distribución de agua, como el caucho. Pueden generar geosmina, 2-metil-isoborneol y otras sustancias, que confieren sabores y olores desagradables al agua de consumo.

#### **Vida animal<sup>1</sup>**

En muchos recursos hídricos utilizados como fuente para el abastecimiento de agua de consumo hay presencia natural de animales invertebrados, y a menudo infestan los pozos abiertos y poco profundos. Asimismo, si las barreras de retención de partículas de las instalaciones de tratamiento del agua no son totalmente eficaces, algunos invertebrados pueden superarlas y colonizar el sistema de distribución. Su motilidad puede permitir a estos invertebrados y a sus larvas atravesar los filtros de las instalaciones de tratamiento y los conductos de ventilación de los embalses de almacenamiento.

Para fines de control, los animales pueden clasificarse en dos tipos: a) los neotónicos, que nadan libremente en masas o superficies de agua, como los crustáceos *Gammarus pulex* (pulga, gambilla o camarón de agua dulce), *Crangonyx pseudogracilis*, *Cyclops* spp. y *Chydorus sphaericus*, y b) los bentónicos, que se desplazan por las superficies o permanecen anclados a ellas (como la cochinilla acuática o de humedad, *Asellus aquaticus*, caracoles, el mejillón cebra, *Dreissena polymorpha*, otros moluscos bivalvos y el briozoo *Plumatella* sp.) o que viven en cienos (como *Nais* spp., nematodos y las larvas de los quironómidos). En climas templados, los filtros lentos de arena pueden, en ocasiones, liberar al agua larvas de mosquitos o jenes (*Chironomus* y *Culex* spp.).

Muchos de estos animales pueden sobrevivir alimentándose de bacterias, algas y protozoos presentes en el agua o en los cienos de superficies de tuberías y depósitos. Son pocos (o ninguno) los sistemas de distribución de agua en los que no hay presencia de animales. Sin embargo, la densidad y la composición de las poblaciones de animales son muy variables, desde infestaciones cuantiosas, que pueden ser de especies fácilmente visibles que resultan desagradables a los consumidores, hasta la presencia escasa de especies microscópicas.

Los proveedores de agua entubada de zonas templadas han considerado en gran parte la presencia de animales como un problema de aceptabilidad, bien directamente o por afectar al color del agua. Por otra parte, en países tropicales y subtropicales existen especies de animales acuáticos que actúan como hospedadores secundarios de parásitos. Por ejemplo, el pequeño crustáceo *Cyclops* es el hospedador intermedio del dracunculo *Dracunculus medinensis* (consulte los apartados 7.1.1 y 11.4). Sin embargo, no existen pruebas de la transmisión del dracunculo desde sistemas de abastecimiento de agua entubada. La presencia de animales en el agua de consumo, en particular si son visibles, hace que los consumidores duden de su calidad, y debe controlarse.

Es más probable que haya problemas de penetración de animales en las instalaciones de tratamiento o distribución de agua si el sistema se alimenta con aguas de baja calidad y se utilizan procesos de filtración rápida. La precloración contribuye a destruir la vida animal y a su eliminación mediante la filtración. La producción de agua de calidad alta, el mantenimiento de residuos de cloro en el sistema de distribución y la limpieza periódica de las tuberías de agua (purgándolas o limpiándolas con gasas) controlarán, por lo general, la infestación.

El tratamiento de las infestaciones de invertebrados en los sistemas de distribución de agua entubada se analiza pormenorizadamente en el capítulo 6 del documento complementario *Safe Piped Water* (apartado 1.3).

---

<sup>1</sup> Esta sección se basa en gran medida en el artículo de Evins (2004).

### **Cianobacterias y algas**

Las floraciones de cianobacterias y de otras algas en embalses y aguas fluviales pueden dificultar la coagulación y la filtración, lo que hace que el agua presente coloración y turbidez después de la filtración. También pueden generar geosmina, 2-metil-isoborneol y otras sustancias químicas que presentan umbrales gustativos en el agua de consumo de unos pocos nanogramos por litro. Algunas sustancias producidas por las cianobacterias (cianotoxinas) también tienen repercusión directa en la salud (consulte el apartado 8.5.6).

### **Bacterias ferruginosas**

En aguas que contienen sales ferrosas y manganosas, su oxidación por bacterias ferruginosas (o por la exposición al aire) puede generar en las paredes de depósitos, tuberías y canales precipitados de color herrumbroso que pueden contaminar el agua.

## **10.1.2 Contaminantes de origen químico**

### **Aluminio**

Las fuentes más comunes de aluminio en el agua de consumo son el aluminio de origen natural y las sales de aluminio utilizadas como coagulantes en el tratamiento del agua. La presencia de aluminio en concentraciones mayores que 0,1–0,2 mg/l suele ocasionar quejas de los consumidores como consecuencia de la precipitación del floculo de hidróxido de aluminio en los sistemas de distribución y el aumento de la coloración del agua por el hierro. Por lo tanto, es importante optimizar los procesos de tratamiento con el fin de reducir al mínimo la presencia de residuos de aluminio en el sistema de abastecimiento. En buenas condiciones de funcionamiento, pueden alcanzarse, en muchas circunstancias, concentraciones de aluminio menores que 0,1 mg/l. Los datos científicos disponibles no permite calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aluminio en el agua de consumo (consulte los apartados 8.5.4 y 12.5).

### **Amoniaco**

La concentración correspondiente al umbral olfativo del amoniaco a pH alcalino es de aproximadamente 1,5 mg/l, y se ha sugerido un umbral gustativo de 35 mg/l para el catión amonio. Estas concentraciones de amoniaco no tienen repercusión directa sobre la salud y no se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.3 y 12.6).

### **Cloruro**

Las altas concentraciones de cloruro confieren un sabor salado al agua y las bebidas. Hay diversos umbrales gustativos para el anión cloruro en función del catión asociado: los correspondientes al cloruro sódico, potásico y cálcico están en el intervalo de 200 a 300 mg/l. A concentraciones superiores a 250 mg/l es cada vez más probable que los consumidores detecten el sabor del cloruro, pero algunos consumidores pueden acostumbrarse al sabor que produce en concentraciones bajas. No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro en el agua de consumo (consulte los apartados 8.5.4 y 12.22).

### **Cloro**

La mayoría de las personas pueden detectar, mediante el olfato o el gusto, la presencia en el agua de consumo de concentraciones de cloro bastante menores que 5 mg/l, y algunas incluso pueden detectar hasta 0,3 mg/l. Si la concentración de cloro libre residual alcanza valores de 0,6 a 1,0 mg/l, aumenta la probabilidad de que algunos consumidores encuentren desagradable el sabor del agua. El umbral gustativo del cloro es menor que su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.4 y 12.23).

### **Clorofenoles**

Los umbrales gustativos y olfativos de los clorofenoles son generalmente muy bajos. Los umbrales gustativos en agua del 2-clorofenol, el 2,4-diclorofenol y el 2,4,6-triclorofenol son 0,1, 0,3 y 2 µg/l, respectivamente. Los umbrales olfativos son 10, 40 y 300 µg/l, respectivamente. Si el agua que contiene 2,4,6-triclorofenol no tiene ningún sabor, es improbable que suponga un riesgo importante para la salud (consulte el apartado 12.26). Puede haber microorganismos en los sistemas de distribución que metilen los clorofenoles y produzcan cloroanisoles, cuyo umbral olfativo es bastante más bajo.

## **Color**

Idóneamente, el agua de consumo no debe tener ningún color apreciable. Generalmente, el color en el agua de consumo se debe a la presencia de materia orgánica coloreada (principalmente ácidos húmicos y fúlvicos) asociada al humus del suelo. Asimismo, la presencia de hierro y otros metales, bien como impurezas naturales o como resultado de la corrosión, también tiene una gran influencia en el color del agua. También puede proceder de la contaminación de la fuente de agua con vertidos industriales y puede ser el primer indicio de una situación peligrosa. Si el agua de un sistema de abastecimiento tiene color, se debe investigar su origen, sobre todo si se ha producido un cambio sustancial.

La mayoría de las personas puede percibir niveles de color mayores que 15 unidades de color verdadero (UCV) en un vaso de agua. Los consumidores suelen considerar aceptable niveles de color menores que 15 TCU, pero la aceptabilidad puede variar. Un nivel de color alto también puede indicar una gran propensión a la generación de subproductos en los procesos de desinfección. No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el color en el agua de consumo.

## **Cobre**

La presencia de cobre en un sistema de abastecimiento de agua de consumo se debe, por lo general, a la acción corrosiva del agua que disuelve las tuberías de cobre. Las concentraciones pueden sufrir variaciones significativas en función del tiempo que el agua haya estado retenida en contacto con las tuberías; por ejemplo, una muestra de agua tomada nada más abrir el grifo tendrá, previsiblemente, una concentración de cobre mayor que una tomada después de que haya corrido el agua abundantemente. Las concentraciones altas pueden interferir con los usos domésticos previstos del agua. El cobre en el agua de consumo puede aumentar la corrosión de accesorios de acero y hierro galvanizados. Cuando la concentración de cobre del agua es mayor que 1 mg/l, mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. A niveles mayores que 5 mg/l, el cobre también tiñe el agua y confiere un sabor amargo no deseado. Aunque el cobre puede conferir sabor al agua, es seguramente aceptable a concentraciones iguales al valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.4 y 12.31).

## **Diclorobencenos**

Se han descrito umbrales olfativos de 2-10 y 0,3-30 µg/l para el 1,2-diclorobenceno y el 1,4-diclorobenceno, respectivamente, y umbrales gustativos de 1 y 6 µg/l, respectivamente. Los valores de referencia basados en efectos sobre la salud calculados para el 1,2-diclorobenceno y el 1,4-diclorobenceno (consulte los apartados 8.5.4 y 12.42) superan en gran medida los umbrales gustativos y olfativos mínimos descritos para estos compuestos.

## **Oxígeno disuelto**

En el contenido de oxígeno disuelto del agua influyen la fuente de agua bruta, su temperatura, el tratamiento al que se somete y los procesos químicos o biológicos que tienen lugar en el sistema de distribución. El agotamiento del oxígeno disuelto en los sistemas de abastecimiento de agua puede estimular la reducción por microorganismos del nitrato a nitrito y del sulfato a sulfuro, y puede hacer que aumente la concentración de hierro ferroso en disolución, con el consiguiente cambio de color del agua al entrar en contacto con el aire al salir del grifo. No se recomienda ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud.

## **Etilbenceno**

El etilbenceno tiene un olor aromático; se han descrito valores de umbral olfativo en el agua de 2 a 130 µg/l. El umbral olfativo mínimo descrito es 100 veces menor que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.4 y 12.60). El umbral gustativo oscila entre 72 y 200 µg/l.

## **Dureza**

La dureza del agua, derivada de la presencia de calcio y magnesio, generalmente se pone de manifiesto por la precipitación de restos de jabón y la necesidad de utilizar más jabón para conseguir la limpieza deseada. La aceptabilidad por la población del grado de dureza del agua puede variar en gran medida de una comunidad a otra, en función de las condiciones locales. Los consumidores, en particular, notarán probablemente los cambios de la dureza del agua.

El valor del umbral gustativo del ión calcio se encuentra entre 100 y 300 mg/l, dependiendo del anión asociado, mientras que el del magnesio es probablemente menor que el del calcio. En algunos casos, los consumidores toleran una dureza del agua mayor que 500 mg/l.

El agua con una dureza mayor que aproximadamente 200 mg/l, en función de la interacción de otros factores, como el pH y la alcalinidad, puede provocar la formación de incrustaciones en las

instalaciones de tratamiento, el sistema de distribución, y las tuberías y depósitos de los edificios. Otra consecuencia será el consumo excesivo de jabón y la consiguiente formación de restos insolubles de jabón. Las aguas duras, al calentarlas, forman precipitados de carbonato cálcico. Por otra parte, las aguas blandas, con una dureza menor que 100 mg/l, pueden tener una capacidad de amortiguación del pH baja y ser, por tanto, más corrosivas para las tuberías.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza del agua de consumo.

### **Sulfuro de hidrógeno**

Se calcula que los umbrales gustativo y olfativo del sulfuro de hidrógeno en el agua se encuentran entre 0,05 y 0,1 mg/l. El olor a «huevos podridos» del sulfuro de hidrógeno resulta especialmente perceptible en ciertas aguas subterráneas y en el agua de consumo estancada en el sistema de distribución; ello se debe al agotamiento del oxígeno y a la consiguiente reducción del sulfato por la actividad bacteriana.

El sulfuro se oxida rápidamente a sulfato en aguas bien oxigenadas o cloradas, de modo que los niveles de sulfuro de hidrógeno en sistemas de abastecimiento de agua suelen ser muy bajos. Cuando el agua de consumo contiene sulfuro de hidrógeno, los consumidores lo pueden detectar con facilidad y es necesario aplicar inmediatamente medidas correctoras. No es probable que una persona pueda ingerir una dosis dañina de sulfuro de hidrógeno en el agua de consumo y, por tanto, no se ha establecido un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para este compuesto (consulte los apartados 8.5.1 y 12.71).

### **Hierro**

En las aguas subterráneas anaerobias puede haber concentraciones de hierro ferroso de hasta varios miligramos por litro sin que se manifieste alteración alguna del color ni turbidez al bombearla directamente desde un pozo. Sin embargo, al entrar en contacto con la atmósfera, el hierro ferroso se oxida a férrico, tiñendo el agua de un color marrón rojizo no deseable.

El hierro también potencia la proliferación de bacterias ferruginosas, que obtienen su energía de la oxidación del hierro ferroso a férrico y que, en su actividad, depositan una capa viscosa en las tuberías. En niveles por encima de 0,3 mg/l, el hierro mancha la ropa lavada y los accesorios de fontanería. Por lo general, no se aprecia ningún sabor en aguas con concentraciones de hierro menores que 0,3 mg/l, aunque pueden aparecer turbidez y coloración. No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el hierro (consulte los apartados 8.5.4 y 12.74).

### **Manganeso**

La presencia de manganeso a concentraciones mayores que 0,1 mg/l en sistemas de abastecimiento de agua produce un sabor no deseable en bebidas y mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. Al igual que sucede con el hierro, la presencia de manganeso en el agua de consumo puede dar lugar a la acumulación de depósitos en el sistema de distribución. Las concentraciones menores que 0,1 mg/l suelen ser aceptables para los consumidores. Incluso en una concentración de 0,2 mg/l, el manganeso formará con frecuencia una capa en las tuberías, que puede desprenderse en forma de precipitado negro. El valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el manganeso es cuatro veces mayor que el mencionado umbral de aceptabilidad de 0,1 mg/l (consulte los apartados 8.5.1 y 12.79).

### **Monocloramina**

La mayoría de las personas pueden detectar mediante el olfato o el gusto la presencia en el agua de consumo de monocloramina, generada por la reacción del cloro con el amoníaco, en concentraciones mucho menores que 5 mg/l, y algunas a niveles tan bajos como 0,3 mg/l. El umbral gustativo de la monocloramina es menor que su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.4 y 12.89).

### **Monoclorobenceno**

Se han descrito umbrales gustativos y olfativos del monoclorobenceno de 10–20 µg/l y umbrales olfativos que oscilan entre 40 y 120 µg/l. No se ha establecido ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el monoclorobenceno (consulte los apartados 8.5.4 y 12.91), aunque el valor basado en efectos sobre la salud que podría calcularse supera en gran medida el umbral gustativo y olfativo en agua mínimo descrito.

### **Aceites de petróleo**

Los aceites de petróleo pueden ocasionar la presencia de diversos hidrocarburos de peso molecular bajo, cuyos umbrales olfativos en el agua de consumo son bajos. Aunque no hay datos fidedignos, la experiencia indica que cuando el agua contiene una mezcla de varios aceites, sus umbrales olfativos pueden ser más bajos. El benceno, el tolueno, el etilbenceno y los xilenos se tratan individualmente en este apartado, ya que se han calculado valores de referencia basados en efectos sobre la salud para estas sustancias. Sin embargo, ciertos hidrocarburos, en especial los alquilbencenos, como el trimetilbenceno, pueden generar un olor muy desagradable, parecido al del gasoil, en concentraciones de unos pocos microgramos por litro.

### **pH y corrosión**

Aunque el pH no suele afectar directamente a los consumidores, es uno de los parámetros operativos más importantes de la calidad del agua. Se debe prestar mucha atención al control del pH en todas las fases del tratamiento del agua para garantizar que su clarificación y desinfección sean satisfactorias (consulte el documento complementario *Safe Piped Water*; apartado 1.3). Para que la desinfección con cloro sea eficaz, es preferible que el pH sea menor que 8; no obstante, el agua con un pH más bajo será probablemente corrosiva. El pH del agua que entra en el sistema de distribución debe controlarse para reducir al mínimo la corrosión del sistema de fontanería en las instalaciones domésticas. El control de la alcalinidad y del contenido de calcio también contribuye a la estabilidad del agua y a controlar su capacidad corrosiva de tuberías y electrodomésticos. Si no se reduce al mínimo, la corrosión puede provocar la contaminación del agua de consumo y efectos adversos en su sabor y aspecto. El pH óptimo necesario variará en distintos sistemas de abastecimiento en función de la composición del agua y la naturaleza de los materiales empleados en el sistema de distribución, pero suele oscilar entre 6,5 y 8. Pueden producirse valores de pH extremos como consecuencia de vertidos accidentales, averías de las instalaciones de tratamiento, y del revestimiento de tuberías con mortero de cemento poco curado o la aplicación del revestimiento cuando la alcalinidad del agua es baja. No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el pH (consulte los apartados 8.5.1 y 12.100).

### **Sodio**

El umbral gustativo del sodio en el agua depende del anión asociado y de la temperatura de la solución. A temperatura ambiente, el umbral gustativo promedio del sodio es de 200 mg/l aproximadamente. No se ha calculado ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.1 y 12.108).

### **Estireno**

El estireno tiene un olor dulce y se han descrito umbrales olfativos en el agua de 4 a 2600 µg/l, en función de la temperatura. Por lo tanto, el estireno puede detectarse en el agua en concentraciones menores que su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.2 y 12.109).

### **Sulfato**

La presencia de sulfato en el agua de consumo puede generar un sabor apreciable y en niveles muy altos provocar un efecto laxante en consumidores no habituados. El deterioro del sabor varía en función de la naturaleza del catión asociado; se han determinado umbrales gustativos que van de 250 mg/l, para el sulfato de sodio, a 1000 mg/l, para el sulfato de calcio. Por lo general, se considera que el deterioro del sabor es mínimo cuando la concentración es menor que 250 mg/l. No se ha calculado ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato (consulte los apartados 8.5.1 y 12.110).

### **Detergentes sintéticos**

En muchos países, los detergentes aniónicos persistentes se han sustituido por otros que se biodegradan con más facilidad y, por tanto, las concentraciones detectadas en fuentes de agua han disminuido sustancialmente. No se debe permitir que la concentración de detergentes en el agua de consumo alcance niveles que ocasionen la formación de espuma o problemas de sabor. La presencia de cualquier detergente puede indicar la contaminación del agua de origen con aguas residuales.

### **Tolueno**

El tolueno tiene un olor dulce y acre, similar al del benceno. El umbral gustativo descrito oscila entre 40 y 120 µg/l. El umbral olfativo descrito del tolueno en agua oscila entre 24 y 170 µg/l. Por lo



tanto, el tolueno puede afectar a la aceptabilidad del agua en concentraciones menores que su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (consulte los apartados 8.5.2 y 12.114).

### **Sólidos disueltos totales**

La palatabilidad del agua con una concentración de SDT menor que 600 mg/l suele considerarse buena, pero a concentraciones mayores que aproximadamente 1000 mg/l la palatabilidad del agua de consumo disminuye significativa y progresivamente. Los consumidores también pueden considerar inaceptable la presencia de concentraciones altas de SDT debido a que genera excesivas incrustaciones en tuberías, calentadores, calderas y electrodomésticos. No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para los SDT (consulte los apartados 8.5.1 y 12.115).

### **Triclorobencenos**

Se han descrito umbrales olfativos de 10, 5 a 30, y 50  $\mu\text{g/l}$  para el 1,2,3-triclorobenceno, el 1,2,4-triclorobenceno y el 1,3,5-triclorobenceno, respectivamente. Se ha descrito un umbral olfativo y gustativo de 30  $\mu\text{g/l}$  para el 1,2,4-triclorobenceno. No se ha calculado ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para los triclorobencenos, aunque el valor de referencia que podría calcularse (consulte los apartados 8.5.2 y 12.117) supera el umbral olfativo en agua mínimo descrito de 5  $\mu\text{g/l}$ .

### **Turbidez**

La turbidez en el agua de consumo está causada por la presencia de partículas de materia, que pueden proceder del agua de origen, como consecuencia de un filtrado inadecuado, o debido a la resuspensión de sedimentos en el sistema de distribución. También puede deberse a la presencia de partículas de materia inorgánica en algunas aguas subterráneas o al desprendimiento de biopelículas en el sistema de distribución. El aspecto del agua con una turbidez menor que 5 UNT suele ser aceptable para los consumidores, aunque esto puede variar en función de las circunstancias locales.

Las partículas pueden proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección y pueden estimular la proliferación de bacterias. Siempre que se someta al agua a un tratamiento de desinfección, su turbidez debe ser baja, para que el tratamiento sea eficaz. El efecto de la turbidez sobre la eficacia de la desinfección se analiza con más detalle en el apartado 4.1.

Además, la turbidez también es un parámetro operativo importante en el control de los procesos de tratamiento, y puede indicar la existencia de problemas, sobre todo en la coagulación y sedimentación y en la filtración.

No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la turbidez; idóneamente, sin embargo, la turbidez mediana debe ser menor que 0,1 UNT para que la desinfección sea eficaz, y los cambios en la turbidez son un parámetro importante de control de los procesos.

### **Xilenos**

Concentraciones de xileno del orden de 300  $\mu\text{g/l}$  producen un olor y un sabor perceptibles. Se han descrito valores de umbral olfativo en agua de isómeros del xileno de entre 20 y 1800  $\mu\text{g/l}$ . El umbral olfativo mínimo es mucho menor que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud calculado para este compuesto (consulte los apartados 8.5.2 y 12.124).

### **Cinc**

El cinc confiere al agua un sabor astringente indeseable y su umbral gustativo (como sulfato de cinc) es de aproximadamente 4 mg/l. El agua con concentraciones de cinc mayores que 3–5 mg/l puede tener un color opalino y producir una película oleosa al hervir. Aunque el agua de consumo rara vez contiene cinc en concentraciones mayores que 0,1 mg/l, los niveles en el agua de grifo pueden ser sustancialmente mayores debido al cinc utilizado en materiales de fontanería galvanizados antiguos. No se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cinc en el agua de consumo (consulte los apartados 8.5.4 y 12.125).

#### **10.1.3 Tratamiento de los problemas de sabor, olor y aspecto**

Las siguientes técnicas de tratamiento del agua suelen eliminar eficazmente las sustancias orgánicas que producen sabores y olores:

- aeración (consulte el apartado 8.4.6);
- carbón activado (granular o en polvo) (consulte el apartado 8.4.8); y
- ozonización (consulte el apartado 8.4.3).

El mejor modo de controlar los sabores y olores causados por desinfectantes y por SPD es mediante un ajuste cuidadoso del proceso de desinfección. En principio, se pueden eliminar con carbón activado.

El manganeso puede eliminarse mediante cloración y posterior filtrado. Entre las técnicas empleadas para eliminar el sulfuro de hidrógeno se encuentran la aeración, el tratamiento con carbón activado granular, la filtración y la oxidación. El amoníaco puede eliminarse mediante la nitrificación biológica. La dureza del agua se puede reducir (ablandamiento) mediante precipitación o mediante intercambio de cationes. Otras sustancias inorgánicas causantes de sabor y olor (por ejemplo, el cloruro y el sulfato) generalmente no se pueden eliminar (consulte el documento complementario *Chemical Safety of Drinking-water*; apartado 1.3).

## **10.2 Temperatura**

El agua fría tiene, por lo general, un sabor más agradable que el agua tibia, y la temperatura repercutirá en la aceptabilidad de algunos otros componentes inorgánicos y contaminantes químicos que pueden afectar al sabor. La temperatura alta del agua potencia la proliferación de microorganismos y puede aumentar los problemas de sabor, olor, color y corrosión.

# 11

## Hojas de información microbiológica

Este capítulo contiene hojas de información sobre posibles agentes patógenos transmitidos por el agua y sobre microorganismos indicadores y microorganismos índice.

Son posibles agentes patógenos transmitidos por el agua los siguientes:

- las bacterias, los virus, los protozoos y los helmintos incluidos en el cuadro 7.1 y la figura 7.1, excepto *Schistosoma*, que se transmite principalmente por contacto, al bañarse o lavarse con aguas superficiales contaminadas;
- posibles agentes patógenos emergentes, incluidos *Helicobacter pylori*, *Tsukamurella*, *Isospora belli* y los microsporidios, cuya transmisión por el agua es verosímil, pero no se ha confirmado;
- *Bacillus*, que incluye la especie patógena transmitida por los alimentos *Bacillus cereus*, pero cuya transmisión por el agua no ha sido demostrada hasta ahora; y
- cianobacterias peligrosas.

La gravedad de los efectos sobre la salud humana ocasionados por agentes transmitidos por el agua es variable, de gastroenteritis leve a diarrea grave, a veces mortal, disentería, hepatitis y fiebre tifoidea. El agua contaminada puede ser la fuente de grandes epidemias de enfermedades, como el cólera, la disentería y la criptosporidiosis; sin embargo, la mayoría de los agentes patógenos transmitidos por el agua presentan otras vías de infección importantes, como el contacto de persona a persona y la transmisión por los alimentos.

La mayoría de los agentes patógenos transmitidos por el agua no crecen en el agua e inician la infección en el aparato digestivo tras su ingestión, sino que entran en los sistemas de abastecimiento de agua mediante su contaminación con heces humanas o animales. No obstante, hay microorganismos medioambientales, como *Legionella*, micobacterias atípicas, *Burkholderia pseudomallei* y *Naegleria fowleri*, que pueden proliferar en el agua y el suelo. Además de la ingestión, puede haber otras vías de transmisión, como la inhalación, que produce infecciones del aparato respiratorio (por ejemplo, *Legionella*, micobacterias atípicas), y el contacto, que produce infecciones en lugares tan diversos como la piel y el cerebro (por ejemplo, *Naegleria fowleri*, *Burkholderia pseudomallei*).

De todos los agentes patógenos transmitidos por el agua, el helminto *Dracunculus medinensis* es particular, porque es el único agente patógeno que se transmite exclusivamente por el agua de consumo.

Las hojas de información sobre posibles agentes patógenos describen sus efectos sobre la salud humana, sus fuentes y prevalencia, sus vías de transmisión, y la relevancia del agua de consumo como fuente de infección. Las hojas de información sobre microorganismos que pueden utilizarse como indicadores de la eficacia de las medidas de control o como índices de la posible presencia de microorganismos patógenos proporcionan información sobre su valor como indicador, sus fuentes y prevalencia, su aplicación, y la relevancia de su detección.

### 11.1 Bacterias patógenas

La mayoría de las bacterias patógenas que pueden ser transmitidas por el agua infectan el aparato digestivo y son excretadas en las heces de las personas o animales infectados. No obstante, hay también algunas bacterias patógenas transmitidas por el agua, como *Legionella*, *Burkholderia pseudomallei* y micobacterias atípicas, que pueden proliferar en el agua y en el suelo. Las vías de transmisión de estas bacterias incluyen la inhalación y el contacto (al bañarse) y pueden producir infecciones en el aparato respiratorio, en lesiones de la piel o en el cerebro.

#### 11.1.1 *Acinetobacter*

##### Descripción general

El género *Acinetobacter* está formado por cocobacilos (con forma de bastón corto y grueso) gramnegativos, oxidasa negativos, inmóviles. Dada la complejidad de la nomenclatura de especies y biovariedades individuales, algunos sistemas de clasificación utilizan la expresión «complejo *Acinetobacter calcoaceticus-baumannii*», que abarca todos los subgrupos pertenecientes a esta especie, como *A. baumannii*, *A. iwoffii* y *A. junii*.

### **Efectos sobre la salud humana**

Las bacterias del género *Acinetobacter* suelen ser comensales, pero en ocasiones producen infecciones, sobre todo en pacientes vulnerables, en los hospitales. Son patógenos oportunistas que pueden ocasionar infecciones de las vías urinarias, neumonía, bacteriemia, meningitis secundaria e infecciones de heridas. Predisponen a estas enfermedades factores como los tumores malignos, las quemaduras, la cirugía mayor y la inmunodepresión, por ejemplo en neonatos y ancianos. La aparición y rápida propagación de bacterias multirresistentes del complejo *A. calcoaceticus-baumannii*, que ocasionan infecciones nosocomiales, son motivo de preocupación en centros de atención de salud.

### **Fuentes y prevalencia**

Las acinetobacterias son ubicuas en el suelo, el agua y las aguas residuales. Se ha aislado *Acinetobacter* en el 97% de muestras de aguas superficiales naturales, en concentraciones de hasta 100 bacterias/mililitro. Se ha comprobado que estos microorganismos representan del 1,0 al 5,5% de los microorganismo detectados mediante RHP en muestras de agua de consumo y han sido aislados en entre el 5 y el 92% de las muestras de agua de distribución. Un estudio en los EE. UU. de aguas subterráneas no tratadas detectó *Acinetobacter* spp. en el 38% de las aguas subterráneas, siendo la densidad promedio de 8 bacterias/100 ml. El estudio reveló también que la producción de moco, un factor de virulencia de *A. calcoaceticus*, de aislados de agua de pozo no era significativamente diferente de la de cepas clínicas, lo que sugiere que las cepas aisladas de aguas subterráneas poseen cierto potencial patógeno. *Acinetobacter* spp. son parte de la flora microbiana natural de la piel y, en ocasiones, del aparato respiratorio de personas sanas.

### **Vías de exposición**

Los ambientes hospitalarios y la transmisión de persona a persona son las fuentes probables de la mayoría de los brotes de infecciones hospitalarias. La infección se asocia en la mayoría de los casos al contacto con heridas o quemaduras, o a la inhalación por personas vulnerables. Otra fuente de infección detectada en pacientes con bacteriemia por *Acinetobacter* son los catéteres intravenosos. Se han asociado brotes de infección con baños de agua y humidificadores. La ingestión no es una fuente de infección habitual.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Si bien se detectan frecuentemente acinetobacterias en aguas de consumo tratadas, todavía no se ha confirmado que exista una asociación entre la presencia de *Acinetobacter* spp. en agua de consumo y la enfermedad clínica. No hay pruebas de infecciones gastrointestinales en la población general por ingestión de *Acinetobacter* spp. presentes en el agua de consumo. No obstante, el agua de consumo puede transmitir infecciones no gastrointestinales a personas vulnerables, sobre todo en entornos como centros de salud y hospitales. Según se explicó en el capítulo 6, es preciso elaborar planes de seguridad del agua específicos para edificios como hospitales y otros centros de salud. Estos planes deben tener en cuenta las vulnerabilidades particulares de los ocupantes. Las acinetobacterias son sensibles a desinfectantes como el cloro, y sus concentraciones serán bajas en presencia de una concentración residual de desinfectante. Pueden limitar la proliferación de estas bacterias en los sistemas de distribución medidas de control como el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de residencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes. El RHP detecta las acinetobacterias y puede utilizarse, junto con parámetros como las concentraciones residuales de desinfectantes, como indicador de condiciones que podrían sustentar la proliferación de estos microorganismos. Sin embargo, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no puede utilizarse como índice de la presencia o ausencia de *Acinetobacter* spp.

### **Referencias seleccionadas**

- Bartram J et al. (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- Bergogne-Berezin E y Towner KJ, 1996: *Acinetobacter* as nosocomial pathogens: microbiological, clinical and epidemiological features. *Clinical Microbiology Reviews*, 9:148–165.
- Bifulco JM, Shirey JJ y Bissonnette GK, 1989: Detection of *Acinetobacter* spp. in rural drinking water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:2214–2219.
- Jellison TK, McKinnon PS y Rybak MJ, 2001: Epidemiology, resistance and outcomes of *Acinetobacter baumannii* bacteremia treated with imipenem-cilastatin or ampicillin-sulbactam. *Pharmacotherapy*, 21:142–148.

Rusin PA *et al.*, 1997: Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.

### 11.1.2 *Aeromonas*

#### Descripción general

El género *Aeromonas*, perteneciente a la familia *Vibrionaceae*, está formado por bacilos gramnegativos, no esporulantes y anaerobios facultativos. Presentan numerosas similitudes con la familia *Enterobacteriaceae*. El género se divide en dos grupos. El grupo de las aeromonas psicrófilas inmóviles está formado por una única especie, *A. salmonicida*, un patógeno obligado de peces que no se aborda más a fondo en este documento. El grupo de las aeromonas mesófilas móviles (con un flagelo polar único), considerado potencialmente peligroso para la salud humana, está formado por las especies *A. hydrophila*, *A. caviae*, *A. veronii* subsp. *sobria*, *A. jandaei*, *A. veronii* subsp. *veronii* y *A. schubertii*. Estas bacterias viven de manera habitual en el agua dulce y están presentes en el agua, el suelo y muchos alimentos, especialmente en la carne y la leche.

#### Efectos sobre la salud humana

Las *Aeromonas* spp. pueden ocasionar infecciones en las personas, como septicemia, especialmente en pacientes inmunodeprimidos, infecciones de heridas e infecciones del aparato respiratorio. Algunas fuentes han afirmado que *Aeromonas* spp. pueden causar enfermedades del aparato digestivo, pero las pruebas epidemiológicas al respecto no son coherentes. A pesar de que las aeromonas producen cantidades importantes de toxinas *in vitro*, no se ha presentado diarrea en los animales de experimentación ni en voluntarios humanos.

#### Fuentes y prevalencia

Hay presencia de *Aeromonas* spp. en el agua, el suelo y los alimentos, especialmente en la carne, el pescado y la leche. Por lo general, es fácil encontrar *Aeromonas* spp. en la mayoría de las aguas dulces, y se han detectado en muchas aguas de consumo tratadas, principalmente debido a su proliferación en sistemas de distribución. No se conocen por completo los factores que afectan a la presencia de *Aeromonas* spp. en los sistemas de distribución de agua, pero se ha comprobado que el contenido de materia orgánica, la temperatura, el tiempo de residencia del agua en la red de distribución y la presencia de cloro residual afectan al tamaño de las poblaciones.

#### Vías de exposición

Se han asociado las infecciones de heridas con suelos contaminados y con actividades acuáticas como la natación, el buceo, la navegación recreativa o la pesca. Las infecciones de heridas puede generar septicemia. Las personas inmunodeprimidas puede sufrir septicemia originada por aeromonas presentes en su propio aparato digestivo.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

A pesar de que se han aislado con frecuencia *Aeromonas* spp. en el agua de consumo, la evidencia científica no apoya, en su conjunto, de manera significativa la transmisión por el agua. Las aeromonas presentes típicamente en el agua de consumo no pertenecen a los mismos grupos de homología genética que las asociadas a los casos de gastroenteritis. La presencia de *Aeromonas* spp. en aguas de consumo se considera, por lo general, una molestia. La entrada de aeromonas en los sistemas de distribución se puede minimizar mediante una desinfección adecuada. Pueden limitar la proliferación de estas bacterias en los sistemas de distribución medidas de control como el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de residencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes. El RHP detecta *Aeromonas* spp. y puede utilizarse, junto con parámetros como las concentraciones residuales de desinfectantes, como indicador de condiciones que podrían sustentar la proliferación de estos microorganismos. No obstante, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no puede utilizarse como índice de la presencia o ausencia de *Aeromonas* spp.

#### Referencias seleccionadas

- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- Borchardt MA, Stemper ME y Standridge JH, 2003: *Aeromonas* isolates from human diarrheic stool and groundwater compared by pulsed-field gel electrophoresis. *Emerging Infectious Diseases*, 9:224–228.

OMS, 2002: *Aeromonas*. En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2.<sup>a</sup> ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.

### 11.1.3 *Bacillus*

#### Descripción general

Los microorganismos del género *Bacillus* son bacilos de gran tamaño (4-10 µm), grampositivos, aerobios estrictos o anaerobios facultativos encapsulados. Una característica importante es que forman esporas extraordinariamente resistentes a condiciones desfavorables. Las especies del género *Bacillus* se clasifican en los subgrupos *B. polymyxa*, *B. subtilis* (que incluye a *B. cereus* y *B. licheniformis*), *B. brevis* y *B. anthracis*.

#### Efectos sobre la salud humana

Aunque la mayoría de las especies de *Bacillus* son inocuas, algunas son patógenas para las personas y los animales. *Bacillus cereus* causa una intoxicación alimentaria similar a la estafilocócica. Algunas cepas producen una toxina termoestable en los alimentos que se asocia con la germinación de esporas y que genera un síndrome de vómitos en un plazo de 1 a 5 horas tras la ingestión. Otras cepas producen una enterotoxina termolábil tras la ingestión que produce diarrea en 10 a 15 horas. Se ha comprobado que *Bacillus cereus* causa bacteriemia en enfermos inmunodeprimidos, además de síntomas como vómitos y diarrea. *Bacillus anthracis* produce carbunco en personas y animales.

#### Fuentes y prevalencia

La presencia de *Bacillus* spp. es frecuente en una gran variedad de ambientes naturales, como el agua y el suelo. Forman parte de las bacterias detectadas mediante RHP, fácilmente detectables en la mayoría de las aguas de consumo.

#### Vías de exposición

Las infecciones por *Bacillus* spp. se asocian con el consumo de diversos alimentos, especialmente arroz, pastas y hortalizas, pero también leche cruda y productos cárnicos. La enfermedad puede producirse como consecuencia de la ingestión de los microorganismos o de las toxinas producidas por éstos. No se ha determinado que el agua de consumo sea un foco de infección por especies patógenas de *Bacillus*, incluido *Bacillus cereus*, y tampoco se ha confirmado la transmisión por el agua de gastroenteritis por *Bacillus*.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

*Bacillus* spp. se detectan con frecuencia en aguas de consumo, incluso en las que han sido tratadas y desinfectadas mediante procedimientos aceptables. Esto se debe, sobre todo, a la resistencia de las esporas a los procesos de desinfección. Al no haber indicios de que las especies de *Bacillus* transmitidas por el agua tengan repercusiones clínicas, no se requieren estrategias de gestión específicas.

#### Referencia seleccionada

Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.

### 11.1.4 *Burkholderia pseudomallei*

#### Descripción general

*Burkholderia pseudomallei* es un bacilo gramnegativo que se encuentra con frecuencia en el suelo y en aguas turbias, predominantemente en regiones tropicales como el norte de Australia y el sudeste de Asia. Este microorganismo tolera el pH ácido y puede sobrevivir en el agua en ausencia de nutrientes durante largos periodos.

#### Efectos sobre la salud humana

*Burkholderia pseudomallei* puede causar melioidosis, una enfermedad endémica del norte de Australia y otras regiones tropicales. Su manifestación clínica más frecuente es la neumonía, que puede ser mortal. En algunas de estas regiones, la melioidosis es la causa más frecuente de la neumonía extrahospitalaria. Se producen casos durante todo el año, pero la incidencia máxima se produce durante la estación de lluvias. Muchos enfermos presentan formas leves de neumonía que responden bien al tratamiento con antibióticos adecuados, pero algunos pueden presentar neumonía septicémica grave. Otros posibles síntomas son úlceras o abscesos cutáneos, abscesos en órganos internos y enfermedades neurológicas atípicas, como la encefalitis del tronco encefálico o la paraplejía aguda. Aunque pueden

sufrir melioidosis los adultos y niños sanos, afecta principalmente a personas cuyos mecanismos de defensa contra las infecciones están debilitados por enfermedades subyacentes o cuya salud general es deficiente debido a una nutrición o condiciones de vida deficientes.

### **Fuentes y prevalencia**

Este microorganismo está presente sobre todo en regiones tropicales, típicamente en el suelo o en aguas turbias acumuladas en superficie, desde donde puede alcanzar las fuentes de agua bruta y también los sistemas de abastecimiento de agua de consumo. No se conoce la concentración de microorganismos en el agua de consumo que supondría un riesgo significativo de contagio.

### **Vías de exposición**

Al parecer, la mayoría de las infecciones se producen por el contacto de rozaduras o cortes en la piel con agua contaminada. En el sudeste de Asia, los arrozales son un foco de infecciones significativo. También pueden producirse infecciones por otras vías, en particular por inhalación o ingestión, aunque se desconoce la importancia relativa de estas vías de contagio.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

En dos epidemias australianas de melioidosis se aislaron mediante cultivo sendas cepas bacterianas idénticas de *B. pseudomallei* procedentes de enfermos y del abastecimiento de agua de consumo. La detección de los microorganismos en un sistema de abastecimiento de agua de consumo se produjo tras la sustitución de tuberías de agua y un fallo en la cloración, mientras que el segundo sistema de abastecimiento no había sido clorado. Entre las medidas de control de un PSA que podrían proporcionar una protección eficaz contra este microorganismo están la aplicación de procesos de desinfección y tratamiento del agua de consumo establecidos junto con la protección frente a la contaminación del sistema de distribución, incluso durante las reparaciones y operaciones de mantenimiento. El RHP y la concentración residual de desinfectante, como medidas de la eficacia del tratamiento del agua, y la aplicación de procedimientos de reparación de cañerías adecuados podrían utilizarse como indicadores de protección contra *B. pseudomallei*. Dado que *B. Pseudomallei* está presente en el medio ambiente, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado de la presencia o ausencia de este microorganismo.

### **Referencias seleccionadas**

- Ainsworth R (ed.), 2004: *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, Londres (Reino Unido), para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Currie BJ, 2000: The epidemiology of melioidosis in Australia and Papua New Guinea. *Acta Tropica*, 74:121–127.
- Currie BJ *et al.*, 2001: A cluster of melioidosis cases from an endemic region is clonal and is linked to the water supply using molecular typing of *Burkholderia pseudomallei* isolates. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 65:177–179.
- Inglis TJJ *et al.*, 2000: Outbreak strain of *Burkholderia pseudomallei* traced to water treatment plant. *Emerging Infectious Diseases*, 6:56–59.

### **11.1.5 Campylobacter**

#### **Descripción general**

Los microorganismos del género *Campylobacter* son bacilos espirales y curvados gramnegativos, microaerófilos (requieren una concentración de oxígeno inferior a la atmosférica) y capnófilos (requieren una concentración alta de dióxido de carbono), y con un flagelo polar único sin vaina. Son una de las causas más importantes de gastroenteritis aguda en todo el mundo. *Campylobacter jejuni* es la especie que se aísla más frecuentemente en pacientes con diarrea aguda, mientras que se han aislado también *C. coli*, *C. laridis* y *C. fetus* en una pequeña proporción de casos. Dos géneros emparentados estrechamente, *Helicobacter* y *Archobacter*, contienen especies que se habían clasificado previamente como pertenecientes a *Campylobacter*.

#### **Efectos sobre la salud humana**

Una característica importante de *C. jejuni* es su infectividad relativamente alta en comparación con otras bacterias patógenas: tan solo 1000 microorganismos pueden causar una infección. La mayoría de las infecciones sintomáticas se producen en la lactancia y la primera infancia. El periodo de incubación suele ser de 2 a 4 días. Los síntomas clínicos característicos de la infección por *C. jejuni* son dolor abdominal, diarrea (con o sin sangre o leucocitos fecales), vómitos, escalofríos y fiebre. La infección es de resolución

espontánea y desaparece en 3 a 7 días. Pueden sufrir recidiva del 5 al 10% de los enfermos no tratados. Otras manifestaciones clínicas de las infecciones por *C. jejuni* en las personas son artritis reactiva y meningitis. Varios informes han asociado la infección por *C. jejuni* con el síndrome de Guillain-Barré, una enfermedad desmielinizante aguda de los nervios periféricos.

### **Fuentes y prevalencia**

Hay presencia de *Campylobacter* spp. en diversos ambientes. Los animales silvestres y domésticos, en especial las aves de corral, las aves silvestres y el ganado, son reservorios importantes, aunque también pueden serlo los animales de compañía y otros animales. Los alimentos, incluidas la carne y la leche no pasteurizada, son fuentes importantes de infecciones por *Campylobacter*. El agua también es una fuente significativa. Se ha comprobado que la presencia de los microorganismos en aguas superficiales está fuertemente ligada a la pluviosidad, la temperatura del agua y la presencia de aves acuáticas.

### **Vías de exposición**

La mayoría de las infecciones por *Campylobacter* se describen como de naturaleza esporádica y los alimentos se consideran un foco de infección frecuente. La transmisión a las personas se produce típicamente por el consumo de productos de origen animal. La carne, en particular los productos de aves de corral, y la leche sin pasteurizar son fuentes de infección importantes. Se han detectado brotes ocasionados por aguas de consumo contaminadas. El número de casos afectados por estos brotes osciló entre unos pocos miles a varios miles, y sus fuentes fueron aguas superficiales no cloradas o cloradas de forma inadecuada y la contaminación fecal por aves silvestres de embalses de almacenamiento de agua.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha comprobado que las aguas de consumo contaminadas son una fuente significativa de brotes de campilobacteriosis. La detección de brotes y casos transmitidos por el agua parece estar aumentando. Se ha confirmado la transmisión por el agua mediante el aislamiento de las mismas cepas de enfermos y del agua que habían consumido. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial de *Campylobacter* spp. la protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos y animales, un tratamiento adecuado y la protección del agua durante la distribución. Los depósitos de agua tratada y desinfectada deben protegerse de los excrementos de aves. *Campylobacter* spp. son patógenos de transmisión fecal y no son particularmente resistentes a la desinfección. Por lo tanto, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es un indicador adecuado de la presencia o ausencia de *Campylobacter* spp. en aguas de consumo.

### **Referencias seleccionadas**

- Frost JA, 2001: Current epidemiological issues in human campylobacteriosis. *Journal of Applied Microbiology*, 90:85S–95S.
- Koenraad PMFJ, Rombouts FM y Notermans SHW, 1997: Epidemiological aspects of thermophilic *Campylobacter* in water-related environments: A review. *Water Environment Research*, 69:52–63.
- Kuroki S *et al.*, 1991: Guillain-Barré syndrome associated with *Campylobacter* infection. *Pediatric Infectious Diseases Journal*, 10:149–151.

#### **11.1.6 Cepas patógenas de Escherichia coli**

##### **Descripción general**

*Escherichia coli* está presente en grandes concentraciones en la microflora intestinal normal de las personas y los animales donde, por lo general, es inocua. Sin embargo, en otras partes del cuerpo *E. coli* puede causar enfermedades graves, como infecciones de las vías urinarias, bacteriemia y meningitis. Un número reducido de cepas enteropatógenas pueden causar diarrea aguda. Se han determinado varios tipos de *E. coli* enteropatógenas, basándose en diferentes factores de virulencia: *E. coli* enterohemorrágica (ECEH), *E. coli* enterotoxigénica (ECET), *E. coli* enteropatógena (ECEP), *E. coli* enteroinvasiva (ECEI), *E. coli* enteroagregativa (ECEA) y *E. coli* de adherencia difusa (ECAD). Se cuenta con más información sobre los primeros cuatro tipos mencionados, pero se conocen peor la patogenicidad y la prevalencia de cepas de ECEA y ECAD.

##### **Efectos sobre la salud humana**

Los serotipos de ECEH, como *E. coli* O157:H7 y *E. coli* O111, producen diarrea que puede ser desde leve y no hemorrágica hasta altamente hemorrágica, siendo esta última indistinguible de la colitis hemorrágica. Entre el 2% y el 7% de los enfermos desarrollan el síndrome hemolítico urémico (SHU), que puede ser mortal y se caracteriza por insuficiencia renal aguda y anemia hemolítica. Los niños menores de cinco años son los que tienen más riesgo de desarrollar el SHU. La infectividad de las cepas



de ECEH es sustancialmente mayor que la de otras cepas: tan solo 1000 bacterias pueden causar una infección. ECET produce enterotoxinas de *E. coli* termolábiles o termoestables, o ambas simultáneamente, y es una causa importante de diarrea en países en desarrollo, sobre todo en niños de corta edad. Los síntomas de la infección por ECET son diarrea acuosa ligera, cólicos, náuseas y cefalea. La infección por ECEP se ha asociado con diarrea no hemorrágica crónica e intensa, vómitos y fiebre en los lactantes. Las infecciones por ECEP son poco frecuentes en países desarrollados, pero comunes en países en desarrollo, donde produce desnutrición, pérdida de peso y retraso del crecimiento en los lactantes. ECEI produce diarrea acuosa y, en ocasiones hemorrágica; estas cepas invaden las células del colon mediante un mecanismo patógeno similar al de *Shigella*.

### **Fuentes y prevalencia**

Las *E. coli* enteropatógenas son microorganismos entéricos y las personas son el reservorio principal, sobre todo de las cepas de ECEP, ECET y ECEI. El ganado, como las vacas y ovejas y, en menor medida, las cabras, los cerdos y los pollos, son una fuente importante de cepas de ECEH, las cuales también se han asociado con hortalizas crudas, como los brotes de frijoles. Estos agentes patógenos se han detectado en diversos ambientes acuáticos.

### **Vías de exposición**

La infección se asocia con la transmisión de persona a persona, el contacto con animales, los alimentos y el consumo de agua contaminada. La transmisión de persona a persona es particularmente frecuente en comunidades donde hay personas en proximidad estrecha, como en residencias y guarderías.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La transmisión de cepas patógenas de *E. coli* por medio de aguas recreativas y de agua de consumo contaminada está bien documentada. Recibió gran atención el brote de transmisión por el agua de la enfermedad causada por *E. coli* 0157:H7 (y *Campylobacter jejuni*) en la población agrícola de Walkerton, en Ontario, Canadá. El brote tuvo lugar en mayo de 2000 y ocasionó siete muertes y más de 2300 casos de enfermedad. El agua de consumo se contaminó por agua de escorrentía que contenía excrementos de ganado. En un PSA, pueden aplicarse las siguientes medidas de control para hacer frente al riesgo potencial de *E. coli* enteropatógenas: protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos y animales, tratamiento adecuado y protección del agua durante su distribución. No hay ningún indicio de que la respuesta de las cepas enteropatógenas de *E. coli* a los procedimientos de tratamiento y desinfección del agua sea diferente de la de otras cepas de *E. coli*. Por lo tanto, los análisis convencionales de *E. coli* (o bien de bacterias coliformes termotolerantes) son un índice adecuado de la presencia de serotipos enteropatógenos en el agua de consumo. Esto es cierto, a pesar de que los análisis normales generalmente no detectan las cepas de ECEH.

### **Referencias seleccionadas**

- Nataro JP y Kaper JB, 1998: Diarrheagenic *Escherichia coli*. *Clinical Microbiology Reviews*, 11:142–201.
- O'Connor DR, 2002: *Report of the Walkerton Inquiry: The events of May 2000 and related issues. Part 1: A summary*. Toronto, Ontario (Canadá), Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario.

#### **11.1.7 *Helicobacter pylori***

##### **Descripción general**

*Helicobacter pylori*, que originalmente se clasificó como *Campylobacter pylori*, es una bacteria gramnegativa, microaerófila, espiral y móvil. Hay al menos catorce especies de *Helicobacter*, pero sólo *H. pylori* tiene capacidad patógena comprobada para el ser humano.

##### **Efectos sobre la salud humana**

*Helicobacter pylori* se encuentra en el estómago y, aunque la mayoría de las infecciones son asintomáticas, el microorganismo se ha asociado con gastritis crónica, que puede producir complicaciones como úlceras pépticas o duodenales y cáncer de estómago, aunque todavía no está claro si el microorganismo es realmente la causa de estas enfermedades. La mayoría de las infecciones por *H. pylori* se inician en la infancia y, si no se tratan, son crónicas. Las infecciones tienen una mayor prevalencia en países en desarrollo y se asocian con condiciones de superpoblación. Son frecuentes las agrupaciones interfamiliares de casos.

### **Fuentes y prevalencia**

El ser humano es, al parecer, el hospedador definitivo de *H. pylori*. y otros posibles hospedadores son los gatos domésticos. Hay pruebas de que *H. pylori* es sensible a las sales biliares, lo cual disminuiría la probabilidad de excreción por vía fecal, aunque se ha aislado en las heces de niños de corta edad. *Helicobacter pylori* se ha detectado en el agua. Aunque es poco probable la proliferación de *H. pylori* en el medio ambiente, se ha comprobado su supervivencia durante tres semanas en biopelículas y hasta 20 a 30 días en aguas superficiales. En un estudio realizado en los EE. UU. se encontró *H. pylori* en la mayoría de las muestras de aguas superficiales y de aguas subterráneas poco profundas. No se determinó correlación entre la presencia de *H. pylori* y la de *E. coli*. La contaminación del medio ambiente puede producirse por las heces de niños con diarrea o los vómitos de niños y también de adultos.

### **Vías de exposición**

El contacto entre personas dentro de las familias se ha señalado como la fuente de contagio más probable, por transmisión oral-oral. *Helicobacter pylori* puede sobrevivir fácilmente en mucosidades o vómitos; sin embargo, es difícil de detectar en muestras bucales o fecales. También se considera posible la transmisión fecal-oral.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha sugerido que el consumo de agua contaminada es una fuente potencial de infección, pero se necesitan estudios adicionales para establecer un posible vínculo con la transmisión por el agua. El ser humano es la fuente principal de *H. pylori* y el microorganismo es sensible a los desinfectantes oxidantes. Por lo tanto, para proteger las aguas de consumo de *H. pylori* pueden aplicarse las medidas de control siguientes: prevención de la contaminación por residuos humanos y desinfección adecuada. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de este microorganismo.

### **Referencias seleccionadas**

- Dunn BE, Cohen H y Blaser MJ, 1997: *Helicobacter pylori*. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:720–741.  
Hegarty JP, Dowd MT y Baker KH, 1999: Occurrence of *Helicobacter pylori* in surface water in the United States. *Journal of Applied Microbiology*, 87:697–701.  
Hulten K *et al.*, 1996: *Helicobacter pylori* in drinking-water in Peru. *Gastroenterology*, 110:1031–1035.  
Mazari-Hiriart M, López-Vidal Y y Calva JJ, 2001: *Helicobacter pylori* in water systems for human use in Mexico City. *Water Science and Technology*, 43:93–98.

#### **11.1.8 Klebsiella**

##### **Descripción general**

Los microorganismos del género *Klebsiella* son bacilos gramnegativos inmóviles que pertenecen a la familia *Enterobacteriaceae*. El género *Klebsiella* está formado por varias especies, entre las que se encuentran *K. pneumoniae*, *K. oxytoca*, *K. planticola* y *K. terrigena*. La capa más externa de *Klebsiella* spp. está formada por una gran cápsula de polisacáridos que diferencia a estos microorganismos de otros géneros de esta familia. Aproximadamente del 60 al 80% de los microorganismos del género *Klebsiella* aislados de muestras de heces y clínicas son *K. pneumoniae* y dan positivo en la prueba de coliformes termotolerantes. *Klebsiella oxytoca* también se ha identificado como microorganismo patógeno.

##### **Efectos sobre la salud humana**

Se han detectado *Klebsiella* spp. en pacientes de hospitales, estando la transmisión asociada con la manipulación frecuente de los pacientes (por ejemplo, en las unidades de cuidados intensivos). Quienes se exponen a un riesgo mayor son las personas con sistemas inmunitarios poco activos, como las personas ancianas o muy jóvenes, los pacientes con quemaduras o heridas extensas, los que están siendo sometidos a tratamientos inmunodepresores o los infectados por el VIH. La colonización puede dar lugar a infecciones invasivas. En raras ocasiones, *Klebsiella* spp. y, en particular, *K. pneumoniae* y *K. oxytoca*, pueden causar infecciones graves, como neumonía destructiva.

##### **Fuentes y prevalencia**

*Klebsiella* spp. está presente de forma natural en muchos ambientes acuáticos y pueden multiplicarse y alcanzar concentraciones elevadas en aguas ricas en nutrientes, como residuos de fábricas de papel, plantas de acabado textiles y operaciones de procesamiento de caña de azúcar. Estos microorganismos pueden proliferar en sistemas de distribución de agua, y se sabe que colonizan las arandelas de los grifos.

También son excretados en las heces de muchas personas y animales sanos, y se detectan con facilidad en aguas contaminadas por aguas residuales.

### Vías de exposición

*Klebsiella* puede causar infecciones intrahospitalarias, y el agua y los aerosoles contaminados pueden ser fuentes de estos microorganismos en ambientes hospitalarios y de otros centros sanitarios.

### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

No se considera que la ingestión de agua de consumo sea una fuente de enfermedades del aparato digestivo por *Klebsiella* spp. en la población general. Por lo general, los microorganismos del género *Klebsiella* detectados en el agua de consumo forman parte de biopelículas y es poco probable que constituyan un riesgo para la salud. Estos microorganismos son razonablemente sensibles a los desinfectantes y se puede evitar su entrada en los sistemas de distribución mediante un tratamiento adecuado. Su proliferación en los sistemas de distribución se puede minimizar mediante estrategias diseñadas para limitar la formación de biopelículas, como el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de residencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes. *Klebsiella* es un microorganismo coliforme y puede ser detectado por los análisis tradicionales de coliformes totales.

### Referencias seleccionadas

Ainsworth R (ed.), 2004: *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, Londres (Reino Unido), para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).

Bartram J et al. (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.

### 11.1.9 Legionella

#### Descripción general

El género *Legionella* pertenece a la familia *Legionellaceae* y está formado por al menos 42 especies. Las legionelas son bacilos gramnegativos, no esporulantes que requieren L-cisteína para su crecimiento y aislamiento primario. Son bacterias heterótrofas que se encuentran en una gran variedad de medios acuáticos y que pueden proliferar a temperaturas superiores a 25 °C.

#### Efectos sobre la salud humana

Aunque se considera que todas las especies de *Legionella* pueden ser patógenos para el ser humano, *L. pneumophila* es el principal microorganismo patógeno transmitido por el agua que ocasiona legionelosis, de la que se conocen dos formas clínicas: la legionelosis neumónica o «enfermedad del legionario» y la fiebre de Pontiac. La primera es una neumonía con un periodo de incubación de 3 a 6 días. En la probabilidad de contraer la enfermedad influyen factores propios del hospedador: afecta con más frecuencia a los hombres que a las mujeres y la mayoría de los casos se dan en personas de 40 a 70 años. Son factores de riesgo el tabaquismo, el abuso del alcohol, el cáncer, la diabetes, las enfermedades renales o respiratorias crónicas y la inmunodepresión, como en los receptores de transplantes. La fiebre de Pontiac es una enfermedad más leve y de resolución espontánea, con una incidencia acumulada («tasa de ataque») alta y una manifestación (en un plazo de 3 h a 5 días) con síntomas similares a los de la gripe: fiebre, cefalea, náuseas, vómitos, dolor muscular y tos. Los estudios de seroprevalencia de anticuerpos indican que muchas infecciones son asintomáticas.

#### Fuentes y prevalencia

Las especies de *Legionella* forman parte de la microflora natural de muchos ambientes dulceacuícolas, como ríos, arroyos y represas, donde están presentes en cantidades relativamente pequeñas. Sin embargo, proliferan en determinados medios acuáticos creados por el hombre, como sistemas de refrigeración por agua (torres de refrigeración y condensadores evaporativos) asociados a sistemas de aire acondicionado, sistemas de distribución de agua caliente y bañeras de hidromasaje, que proporcionan condiciones y temperaturas (25-50 °C) adecuadas para su multiplicación. Este tipo de aparatos que permiten la multiplicación de *Legionella* se han asociado con brotes de legionelosis. Estas bacterias sobreviven y proliferan en biopelículas y sedimentos, y se detectan con más facilidad en muestras obtenidas con un hisopo que en agua corriente. Los trofozoítos de ciertas amebas, como *Acanthamoeba*, *Hartmanella* y *Naegleria*, pueden ingerir las legionelas, y esto podría influir en su persistencia en medios acuáticos.

## Vías de exposición

La vía de infección más frecuente es la inhalación de aerosoles que contienen las bacterias. Estos aerosoles pueden generarse en diversos aparatos contaminados, como torres de refrigeración, duchas de agua caliente, humidificadores y bañeras de hidromasaje. También se ha determinado la aspiración como vía de infección en algunos casos, asociada a hielo, alimentos o agua contaminados. No hay indicios de transmisión de persona a persona.

## Relevancia de su presencia en el agua de consumo

*Legionella* spp. son microorganismos comunes transmitidos por el agua, y se han asociado con brotes de infección diversos aparatos como torres de refrigeración, redes de distribución de agua caliente y bañeras de hidromasaje que utilizan agua de red. Dada la prevalencia de *Legionella*, debe considerarse la posibilidad de que accedan a los sistemas de distribución de agua de consumo, por lo que deben emplearse medidas de control para reducir sus probabilidades de supervivencia y multiplicación. Las estrategias de desinfección diseñadas para limitar la formación de biopelículas y el control de la temperatura pueden reducir el riesgo potencial de presencia de *Legionella* spp. al mínimo. Estos microorganismos son sensibles a la desinfección: se ha comprobado que la monoclóramina es especialmente eficaz, probablemente debido a su estabilidad y a su mayor eficacia contra las biopelículas. La temperatura del agua es un elemento importante de las estrategias de control. Siempre que sea posible, la temperatura del agua debe mantenerse fuera del intervalo 25-50 °C. En los depósitos de agua caliente, el agua debería mantenerse a temperaturas superiores a 55 °C, y el mantenimiento de temperaturas similares en todas las tuberías del sistema de distribución impedirá la proliferación de la bacteria. Sin embargo, el mantenimiento de la temperatura del agua caliente por encima de los 50 °C puede suponer un riesgo de quemaduras para los niños de corta edad, los ancianos y otras personas vulnerables. Cuando la temperatura de sistemas de distribución de agua fría o caliente no pueda mantenerse fuera del intervalo 25-50 °C será necesario prestar una mayor atención a la desinfección y a estrategias destinadas a limitar la formación de biopelículas. La acumulación de lodo, incrustaciones, herrumbre, algas o cieno en sistemas de distribución de agua favorece la proliferación de *Legionella* spp., así como el agua estancada. En los sistemas que se mantienen limpios y en los que se evita el estancamiento de agua es menos probable que se produzca una proliferación excesiva de *Legionella* spp. También deben elegirse cuidadosamente los materiales de fontanería, que no deben sustentar la proliferación de microorganismos ni la formación de biopelículas.

*Legionella* spp. es especialmente peligrosa en aparatos como las torres de refrigeración y los sistemas de distribución de agua caliente de grandes edificios. Según lo explicado en el capítulo 6, es preciso desarrollar PSA específicos para estos edificios que incorporen medidas de control de *Legionella* spp. Las técnicas de RHP no detectan las legionelas, por lo que el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado de la presencia o ausencia de este microorganismo.

## Referencias seleccionadas

- Codony F *et al.*, 2002: Factors promoting colonization by legionellae in residential water distribution systems: an environmental case-control survey. *European Journal of Clinical Microbiology and Infectious Diseases*, 21:717-721.
- Emmerson AM, 2001: Emerging waterborne infections in health-care settings. *Emerging Infectious Diseases*, 7:272-276.
- Rusin PA *et al.*, 1997: Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57-83.
- OMS (en proceso de redacción): *Legionella and the prevention of legionellosis*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.

### 11.1.10 *Mycobacterium*

#### Descripción general

Las especies «tuberculosas» o «típicas» de *Mycobacterium*, como *M. tuberculosis*, *M. bovis*, *M. africanum* y *M. leprae*, tienen únicamente reservorios humanos o animales y no se transmiten por el agua. Por el contrario, las especies «no tuberculosas» o «atípicas» de *Mycobacterium* habitan naturalmente diversos medios acuáticos. Estos bacilos aerobios acidorresistentes proliferan lentamente en ambientes acuáticos propicios y en medios de cultivo. Son ejemplos típicos las especies *M. gordonae*, *M. kansasii*, *M. marinum*, *M. scrofulaceum*, *M. xenopi*, *M. intracellulare* y *M. avium*, así como las de crecimiento más rápido *M. chelonae* y *M. fortuitum*. Se ha utilizado la expresión «complejo *M. avium*» para nombrar un grupo de especies patógenas que incluye *M. avium* y *M. intracellulare*. Sin embargo, otras micobacterias atípicas también son patógenas. Un rasgo distintivo de todas las especies de

*Mycobacterium* es su pared celular con un elevado contenido lipídico, y esta característica permite identificarlas mediante tinciones acidorresistentes.

### **Efectos sobre la salud humana**

Las especies atípicas de *Mycobacterium* pueden causar distintas enfermedades que afectan al esqueleto, los ganglios linfáticos, la piel y los tejidos blandos, así como a los aparatos genitourinario, digestivo y respiratorio. Las manifestaciones incluyen neumopatías, úlcera de Buruli, osteomielitis y artritis séptica en personas sin factores predisponentes conocidos. Estas bacterias son una de las causas principales de infecciones diseminadas en pacientes inmunodeprimidos y son una causa frecuente de muerte en personas infectadas por el VIH.

### **Fuentes y prevalencia**

Las micobacterias atípicas proliferan en diversos ambientes acuáticos propicios, especialmente en biopelículas. Una de las especies más frecuentes es *M. gordonae*, y otras especies que se han aislado del agua son *M. avium*, *M. intracellulare*, *M. kansasii*, *M. fortuitum* y *M. chelonae*. Puede haber concentraciones altas de micobacterias atípicas en sistemas de distribución tras someterse a circunstancias que despeguen las biopelículas, como el purgado o las inversiones del flujo de agua. Son relativamente resistentes al tratamiento y a la desinfección, y se han detectado en sistemas de distribución de agua de consumo con una buena gestión y mantenimiento, con RHP inferiores a 500 microorganismos por mililitro y con residuos de cloro de hasta 2,8 mg/l. La proliferación de estos microorganismos en biopelículas disminuye la eficacia de la desinfección. En un estudio se detectaron los microorganismos en el 54% de las muestras de hielo y en el 35% de las de agua de consumo público.

### **Vías de exposición**

Al parecer, las vías principales de infección son la inhalación, el contacto y la ingestión de agua contaminada. Se han asociado infecciones ocasionadas por diversas especies con su presencia en las aguas de consumo. En 1968, una epidemia de infecciones de *M. kansasii* se asoció con la presencia de los microorganismos en el agua de consumo, y la propagación de los microorganismos se asoció con los aerosoles generados por cabezas de ducha. En Róterdam (Países Bajos), una investigación sobre el aislamiento frecuente de *M. kansasii* en muestras clínicas reveló la presencia de las mismas cepas en el agua de grifo, según se confirmó mediante lisotipia y por la detección de una débil actividad de nitrato-reductasa. Un aumento del número de infecciones por el complejo *M. avium* en Massachusetts (EE. UU.) también se ha atribuido a su presencia en el agua de consumo. En todos estos casos, sólo ha habido evidencias circunstanciales de una relación causal entre la presencia de las bacterias en el agua de consumo y las enfermedades humanas. Se han relacionado casos de infección con agua contaminada en bañeras de hidromasaje.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Dada la detección de micobacterias atípicas en el agua de consumo y las vías de transmisión identificadas, las aguas de consumo son una fuente de infección verosímil. Hay pocos datos sobre la eficacia de las medidas de control que podrían aplicarse para disminuir el riesgo potencial derivado de estos microorganismos. Un estudio demostró que una planta de tratamiento de agua puede conseguir una reducción del 99% de la concentración de micobacterias del agua bruta. Las micobacterias atípicas son relativamente resistentes a la desinfección. Una concentración persistente de desinfectante residual reducirá la concentración de micobacterias en el seno del agua, pero no es probable que actúe eficazmente contra los microorganismos presentes en biopelículas. Mediante medidas de control diseñadas para limitar la formación de biopelículas, como el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de residencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes, se puede conseguir reducir la proliferación de estos microorganismos. Las micobacterias no se detectan mediante técnicas de RHP, por lo que el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado de la presencia o ausencia de este microorganismo.

### **Referencias seleccionadas**

- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- Bartram J *et al.* (eds.), 2004: *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.

- Covert TC *et al.*, 1999: Occurrence of nontuberculous mycobacteria in environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:2492–2496.
- Falkinham JO, Norton CD, LeChevallier MW, 2001: Occurrence of nontuberculous of *Mycobacterium avium*, *Mycobacterium intracellulare* and other mycobacteria in drinking water distribution systems. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:1225–1231.
- Grabow WOK, 1996: Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Rusin PA *et al.*, 1997: Risk assessment of opportunistic bacterial pathogens in drinking-water. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 152:57–83.
- Singh N, Yu VL, 1994: Potable water and *Mycobacterium avium* complex in HIV patients: is prevention possible? *Lancet*, 343:1110–1111.
- Von Reyn CF *et al.*, 1994: Persistent colonization of potable water as a source of *Mycobacterium avium* infection in AIDS. *Lancet*, 343:1137–1141.

### 11.1.11 *Pseudomonas aeruginosa*

#### Descripción general

*Pseudomonas aeruginosa* pertenece a la familia *Pseudomonadaceae* y es un bacilo gramnegativo aerobio con un flagelo polar. Cuando se cultiva en medios adecuados produce pirocianina, un pigmento azulado no fluorescente. Muchas cepas producen también el pigmento verde fluorescente pioverdina. *Pseudomonas aeruginosa*, al igual que otras *Pseudomonas* fluorescentes, produce catalasa y oxidasa, así como amoniaco a partir de la arginina, y puede utilizar citrato como única fuente de carbono.

#### Efectos sobre la salud humana

*Pseudomonas aeruginosa* puede causar diversos tipos de infecciones pero rara vez causa enfermedades graves en personas sanas sin algún factor predisponente. Coloniza predominantemente partes dañadas del organismo, como quemaduras y heridas quirúrgicas, el aparato respiratorio de personas con enfermedades subyacentes o las lesiones físicas en los ojos. Desde estos lugares puede invadir el organismo y causar lesiones destructivas o septicemia y meningitis. Las personas con fibrosis quística o inmunodeprimidas son propensas a la colonización por *P. aeruginosa*, que puede conducir a infecciones pulmonares progresivas graves. Las foliculitis y las otitis relacionadas con el agua se asocian con ambientes húmedos y cálidos como las piscinas y bañeras de hidromasaje. Muchas cepas son resistentes a diversos antibióticos, lo que puede aumentar su relevancia en el ámbito hospitalario.

#### Fuentes y prevalencia

*Pseudomonas aeruginosa* es un microorganismo común en el medio ambiente y puede encontrarse en las heces, el suelo, el agua y las aguas residuales. Puede proliferar en ambientes acuáticos, así como en la superficie de materias orgánicas propicias en contacto con el agua. *Pseudomonas aeruginosa* es una fuente conocida de infecciones intrahospitalarias y puede producir complicaciones graves. Se han aislado en gran variedad de ambientes húmedos, como fregaderos, baños de agua, sistemas de distribución de agua caliente, duchas y bañeras de hidromasaje.

#### Vías de exposición

La vía de infección principal es la exposición de tejidos vulnerables, en particular heridas y mucosas, a agua contaminada, así como la contaminación de instrumentos quirúrgicos. La limpieza de lentes de contacto con agua contaminada puede causar un tipo de queratitis. La ingestión de agua de consumo no es una fuente de infección importante.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Aunque la presencia de *P. aeruginosa* puede ser significativa en algunos entornos como en centros sanitarios, no hay evidencia de que los usos normales del agua de consumo sean una fuente de infección para la población general. No obstante, puede asociarse la presencia de concentraciones altas de *P. aeruginosa* en el agua potable, especialmente en el agua envasada, con quejas sobre su sabor, olor y turbidez. *Pseudomonas aeruginosa* es sensible a la desinfección, por lo que una desinfección adecuada puede minimizar su entrada en los sistemas de distribución. Las medidas de control diseñadas para limitar la formación de biopelículas, como el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de residencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de concentraciones residuales de desinfectantes, deberían reducir la proliferación de estos microorganismos. El RHP detecta la presencia *Pseudomonas aeruginosa* y puede utilizarse, junto con parámetros como las concentraciones residuales de desinfectantes, como indicador de condiciones que podrían sustentar la proliferación de estos microorganismos. Sin embargo, como *P. aeruginosa* es un microorganismo común

en el medio ambiente, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no puede utilizarse con este propósito.

### Referencias seleccionadas

- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- de Victorica J, Galván M, 2001: *Pseudomonas aeruginosa* as an indicator of health risk in water for human consumption. *Water Science and Technology*, 43:49–52.
- Hardalo C y Edberg SC, 1997: *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking-water. *Critical Reviews in Microbiology*, 23:47–75.

### 11.1.12 *Salmonella*

#### Descripción general

El género *Salmonella* pertenece a la familia *Enterobacteriaceae*. Son bacilos gramnegativos móviles que no fermentan la lactosa, aunque la mayoría producen sulfuro de hidrógeno o gas por fermentación de los hidratos de carbono. Inicialmente, se agruparon en más de 2000 especies (serotipos) en función de sus antígenos somáticos (O) y flagelares (H) (esquema de Kauffman-White). Actualmente se considera que esta clasificación está por debajo del nivel de especie: en realidad sólo hay dos o tres especies (*Salmonella enterica* o *Salmonella choleraesuis*, *Salmonella bongori* y *Salmonella typhi*) y los serotipos se consideran subespecies. Todos los agentes patógenos entéricos, excepto *S. typhi*, pertenecen a la especie *S. enterica*. Por convención, las subespecies se abrevian, de modo que el serotipo *S. enterica* Paratyphi A se transforma en *S. Paratyphi A*.

#### Efectos sobre la salud humana

Las salmonelosis típicamente producen cuatro manifestaciones clínicas: gastroenteritis (que va desde diarrea leve a diarrea fulminante, náuseas y vómitos), bacteriemia o septicemia (accesos de fiebre alta con hemocultivos positivos), fiebre tifoidea o paratifoidea (fiebre continua con o sin diarrea) y la condición de portadoras de personas infectadas anteriormente. En lo que respecta a la infección intestinal, las especies de *Salmonella* se pueden dividir en dos grupos bastante diferenciados: las especies o serotipos tifoideos (*Salmonella typhi* y *S. Paratyphi*) y el resto de especies o serotipos no tifoideos. Los síntomas de la gastroenteritis no tifoidea aparecen de 6 a 72 h después de la ingestión de agua o alimentos contaminados. La diarrea dura de tres a cinco días y cursa con fiebre y dolor abdominal. La enfermedad, por lo general, es de resolución espontánea. El periodo de incubación de la fiebre tifoidea puede durar de uno a catorce días, pero normalmente dura de tres a cinco días. La fiebre tifoidea es una enfermedad más grave y puede ser mortal. Aunque el tífus es poco frecuente en zonas con buenos sistemas de saneamiento, todavía es prevalente en otras regiones y enferman muchos millones de personas al año.

#### Fuentes y prevalencia

El género *Salmonella* está ampliamente distribuido en el medio ambiente, pero algunas especies o serotipos presentan especificidad de hospedador. En concreto, *S. typhi* y, por lo general, *S. Paratyphi* están restringidas al ser humano, aunque *S. Paratyphi* puede infectar ocasionalmente al ganado. Muchos serotipos, incluidos *S. Typhimurium* y *S. Enteritidis*, infectan a las personas y a múltiples especies de animales, como aves de corral, vacas, cerdos, ovejas, otras aves e incluso reptiles. Los agentes patógenos típicamente acceden a los sistemas de distribución de agua mediante su contaminación fecal por descargas de aguas residuales, o por el ganado y los animales silvestres. Se ha detectado contaminación en una gran variedad de alimentos, incluida la leche.

#### Vías de exposición

*Salmonella* se transmite por vía fecal-oral. Las infecciones por serotipos no tifoideos se asocian principalmente con el contacto entre personas, el consumo de diversos alimentos contaminados y la exposición a animales. La infección por especies tifoideas se asocia con el consumo de agua o alimentos contaminados, siendo poco frecuente la transmisión directa entre personas.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Los brotes de fiebre tifoidea transmitida por el agua tienen consecuencias devastadoras para la salud pública. Sin embargo, a pesar de su amplia distribución, es raro que las especies de *Salmonella* no tifoideas causen brotes transmitidos por el agua de consumo. En estos casos, frecuentemente debidos a *S. typhimurium*, la transmisión se ha asociado con el consumo de aguas subterráneas y superficiales contaminadas. En un brote de la enfermedad relacionado con el abastecimiento comunitario de agua de

lluvia, se determinó que la contaminación procedía de heces de aves. Las especies de *Salmonella* son relativamente sensibles a la desinfección. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo la protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos y animales, su tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es un índice por lo general fiable de la presencia o ausencia de *Salmonella* spp. en aguas de consumo.

#### **Referencias seleccionadas**

- Angulo FJ *et al.*, 1997: A community waterborne outbreak of salmonellosis and the effectiveness of a boil water order. *American Journal of Public Health*, 87:580–584.
- Escartin EF *et al.*, 2002: Potential *Salmonella* transmission from ornamental fountains. *Journal of Environmental Health*, 65:9–12.
- Koplan JP *et al.*, 1978: Contaminated roof-collected rainwater as a possible cause of an outbreak of salmonellosis. *Journal of Hygiene*, 81:303–309.

#### **11.1.13 Shigella**

##### **Descripción general**

El género *Shigella*, perteneciente a la familia *Enterobacteriaceae*, está formado por bacilos gramnegativos, no esporulantes e inmóviles que son aerobios facultativos. Las especies de este género tienen un patrón antigénico complejo y su clasificación se basa en sus antígenos O somáticos, muchos de los cuales son comunes a otros bacilos entéricos, como *E. coli*. Hay cuatro especies: *S. dysenteriae*, *S. flexneri*, *S. boydii* y *S. sonnei*.

##### **Efectos sobre la salud humana**

*Shigella* spp. puede ocasionar enfermedades intestinales graves, incluida la disentería bacilar. Cada año se producen más de dos millones de infecciones que ocasionan unas 600 000 muertes, sobre todo en países en desarrollo. La mayoría de las infecciones por *Shigella* se producen en niños menores de diez años. El periodo de incubación de la shigelosis suele ser de 24 a 72 h. La ingestión de tan solo 10 a 100 microorganismos puede producir una infección, una dosis infectiva sustancialmente más baja que la de la mayoría de las demás bacterias entéricas. Al comienzo de la enfermedad aparecen cólicos, fiebre y diarrea acuosa. Todas las especies pueden producir enfermedades graves, pero la enfermedad producida por *S. sonnei* es, por lo general, relativamente leve y de resolución espontánea. En el caso de *S. dysenteriae*, las manifestaciones clínicas pueden desembocar en la formación de úlceras con diarrea hemorrágica y una concentración alta de neutrófilos en las heces. Estas manifestaciones están relacionadas con la producción de la toxina shiga por el microorganismo patógeno. Las especies del género *Shigella* están, al parecer, mejor adaptadas a la infección del ser humano que la mayoría de las demás bacterias entéricas patógenas.

##### **Fuentes y prevalencia**

Según parece, los únicos hospedadores naturales de las shigelas son las personas y otros primates superiores. Las bacterias permanecen contenidas en las células epiteliales de sus hospedadores. Las epidemias de shigelosis se producen en núcleos con alta densidad de población y en lugares con higiene deficiente. Muchos casos de shigelosis están asociados con guarderías, cárceles y hospitales psiquiátricos. Los militares que trabajan sobre el terreno y las personas que viajan a zonas con saneamiento deficiente también son propensos a infectarse.

##### **Vías de exposición**

*Shigella* spp. son agentes patógenos entéricos que se transmiten predominantemente por vía fecal-oral, mediante el contacto entre personas o por el agua y los alimentos contaminados. Se ha comprobado también que las moscas son un vector de transmisión del microorganismo presente en residuos fecales contaminados.

##### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha documentado cierto número de grandes brotes de shigelosis transmitidos por el agua. Estos microorganismos no son particularmente estables en medios acuáticos, por lo que su presencia en el agua de consumo indica contaminación reciente con heces humanas. Es probable que los datos disponibles hayan subestimado su prevalencia en los sistemas de abastecimiento de agua, porque las técnicas de detección que se han utilizado en general tienen una sensibilidad y fiabilidad relativamente bajas. El control de *Shigella* spp. en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo tiene una especial importancia para la salud pública, por la gravedad de la enfermedad que ocasiona. Las especies del



género *Shigella* son relativamente sensibles a la desinfección. En un PSA pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial la protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos, un tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es un índice por lo general fiable de la presencia o ausencia de *Shigella* spp. en las aguas de consumo.

#### Referencias seleccionadas

- Alamanos Y *et al.*, 2000: A community waterborne outbreak of gastro-enteritis attributed to *Shigella sonnei*. *Epidemiology and Infection*, 125:499–503.
- Pegram GC, Rollins N y Espay Q, 1998: Estimating the cost of diarrhoea and epidemic dysentery in Kwa-Zulu-Natal and South Africa. *Water SA*, 24:11–20.

#### 11.1.14 *Staphylococcus aureus*

##### Descripción general

*Staphylococcus aureus* es un coco grampositivo, aerobio o anaerobio, inmóvil, no esporulante, con actividad catalasa y coagulasa, que generalmente se dispone en racimos irregulares semejantes a los de uvas. El género *Staphylococcus* contiene al menos quince especies. Además de *S. aureus*, las especies *S. epidermidis* y *S. saprophyticus* también se asocian con enfermedades humanas.

##### Efectos sobre la salud humana

Aunque *Staphylococcus aureus* forma comúnmente parte de la microflora humana, puede producir enfermedad mediante dos mecanismos distintos. Uno se basa en la capacidad de los microorganismos para proliferar y propagarse ampliamente por los tejidos, y el otro en su capacidad para producir toxinas y enzimas extracelulares. Las infecciones basadas en la proliferación de los microorganismos son un problema significativo en hospitales y otros centros de salud. La proliferación en los tejidos puede producir manifestaciones como forúnculos, infecciones cutáneas, infecciones postoperatorias de heridas, infecciones intestinales, septicemia, endocarditis, osteomielitis y neumonía. Los síntomas clínicos de estas infecciones tardan bastante en aparecer, por lo general varios días. La enfermedad gastrointestinal (enterocolitis o intoxicación alimentaria) está causada por una enterotoxina estafilocócica termoestable y se caracteriza por vómitos explosivos, diarrea, fiebre, cólicos, desequilibrio hidroelectrolítico y deshidratación. El comienzo de la enfermedad, en este caso, tiene lugar tras un periodo de incubación característicamente corto, de 1 a 8 h. Lo mismo sucede en el síndrome causado por la toxina 1 del síndrome del choque tóxico.

##### Fuentes y prevalencia

*Staphylococcus aureus* es un microorganismo relativamente extendido en el medio ambiente, pero se encuentra principalmente en la piel y las mucosas de los animales. Forma parte de la flora microbiana normal de la piel humana y la prevalencia de la colonización nasofaríngea por este microorganismo es del 20 al 30% de los adultos. Los estafilococos se detectan ocasionalmente en el aparato digestivo y pueden detectarse en aguas residuales. *Staphylococcus aureus* puede ser liberado por contacto humano en medios acuáticos como piscinas, balnearios y otras aguas recreativas. También se ha detectado en aguas de consumo.

##### Vías de exposición

El contacto a través de las manos es, con diferencia, la vía de transmisión más frecuente. Una higiene deficiente puede ocasionar la contaminación de los alimentos. Los alimentos como el jamón, las aves de corral y las ensaladas de patata y huevo conservadas a temperatura ambiente o a temperaturas más altas proporcionan un ambiente ideal para la proliferación de *S. aureus* y la liberación de toxinas. El consumo de alimentos que contienen toxinas de *S. aureus* puede producir intoxicación alimentaria por enterotoxinas en pocas horas.

##### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Aunque *S. aureus* puede estar presente en aguas de consumo, no hay indicios de su transmisión por el consumo de estas aguas. A pesar de que los estafilococos son ligeramente más resistente que *E. coli* a las concentraciones de cloro residuales, su presencia en el agua se controla con facilidad mediante procesos de tratamiento y desinfección convencionales. Dado que el material fecal no es su fuente habitual, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado de la presencia o ausencia de *S. aureus* en aguas de consumo.

### Referencias seleccionadas

- Antai SP, 1987: Incidence of *Staphylococcus aureus*, coliforms and antibiotic-resistant strains of *Escherichia coli* in rural water supplies in Port Harcourt. *Journal of Applied Bacteriology*, 62:371–375.
- LeChevallier MW y Seidler RJ, 1980: *Staphylococcus aureus* in rural drinking-water. *Applied and Environmental Microbiology*, 39:739–742.

#### 11.1.15 *Tsukamurella*

##### Descripción general

El género *Tsukamurella*, perteneciente a la familia *Nocardiaceae*, está formado por bacterias con forma de bacilos irregulares, grampositivas, con acidorresistencia débil o variable, inmóviles y aerobias estrictas. Son actinomicetos emparentados con *Rhodococcus*, *Nocardia* y *Mycobacterium*. El género se creó en 1988 para englobar a un grupo de microorganismos con características químicas particulares, caracterizadas por una serie de ácidos micólicos muy insaturados y de cadena muy larga (68 a 76 átomos de carbono), ácido meso-diaminopimélico y arabinogalactano, comunes con el género *Corynebacterium*. La especie tipo es *T. paurometabola* y en la década de 1990 se propusieron las siguientes especies adicionales: *T. wratislaviensis*, *T. inchonensis*, *T. pulmonis*, *T. tyrosinosolvans* y *T. strandjordae*.

##### Efectos sobre la salud humana

*Tsukamurella* spp. causan enfermedades principalmente en personas inmunodeprimidas. Las infecciones por estos microorganismos se han asociado con neumopatías crónicas, inmunodepresión (leucemia, tumores, infección por el VIH) e infecciones postoperatorias de heridas. Se notificó la presencia de *Tsukamurella* en cuatro casos de bacteriemia asociada al uso de sondas o catéteres y en casos individuales de infección pulmonar crónica, tenosinovitis necrosante con abscesos subcutáneos, infecciones óseas y cutáneas, meningitis y peritonitis.

##### Fuentes y prevalencia

Las especies de *Tsukamurella* son principalmente saprófitos ambientales presentes en el suelo, en el agua y en la espuma (verdín espeso estable presente en aireadores y depósitos de sedimentación) de los lodos activados. *Tsukamurella* está incluido entre los microorganismos detectados mediante RHP en agua de consumo.

##### Vías de exposición

Según parece, *Tsukamurella* spp. se transmiten mediante instrumentos como los catéteres, o por medio de lesiones. Se desconoce la fuente original de los microorganismos contaminantes.

##### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se han detectado microorganismos del género *Tsukamurella* en aguas de consumo, pero su relevancia no está clara. No hay pruebas de relación entre los microorganismos del agua y casos de enfermedad. Como *Tsukamurella* es un microorganismo ambiental, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado para este microorganismo.

### Referencias seleccionadas

- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- Kattar MM *et al.*, 2001: *Tsukamurella strandjordae* sp. nov., a proposed new species causing sepsis. *Journal of Clinical Microbiology*, 39:1467–1476.
- Larkin JA *et al.*, 1999: Infection of a knee prosthesis with *Tsukamurella* species. *Southern Medical Journal*, 92:831–832.

#### 11.1.16 *Vibrio*

##### Descripción general

El género *Vibrio* está formado por bacterias gramnegativas pequeñas, curvadas (con forma de coma) y con un único flagelo polar. Las especies se tipifican en función de sus antígenos O. Hay varias especies patógenas: *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* y *V. vulnificus*. *Vibrio cholerae* es la única especie patógena relevante en medios dulceacuícolas. Aunque hay varios serotipos que pueden causar diarrea, el O1 y el O139 son actualmente los únicos que causan los síntomas de cólera clásicos, en los que una fracción de los enfermos padece diarrea acuosa grave y fulminante. El serotipo O1 se ha dividido, a su vez, en los biotipos «clásico» y «El Tor». Este último se caracteriza, entre otras propiedades, por su capacidad para

producir una hemolisina termolábil dializable activa contra eritrocitos de ovejas y cabras. Se considera que el biotipo clásico fue responsable de las seis primeras pandemias de cólera, mientras que el biotipo El Tor es el causante de la séptima pandemia, que comenzó en 1961. Las cepas de *V. cholerae* O1 y O139 que causan el cólera producen una enterotoxina (la toxina del cólera) que altera los flujos de iones a través de la mucosa intestinal, ocasionando una pérdida considerable de agua y electrolitos en las heces líquidas. Otros factores infectivos son un factor de adhesión y una fimbria de unión al hospedador. No todas las cepas de los serotipos O1 o O139 poseen dichos factores de virulencia, y es raro que los posean otras cepas.

### **Efectos sobre la salud humana**

Todavía hay epidemias de cólera en muchas regiones del mundo en desarrollo. Los síntomas los produce la enterotoxina termolábil del cólera propia de las cepas toxígenas de *V. cholerae* O1 y O139. Una gran proporción de las personas infectadas no desarrollan la enfermedad: alrededor del 60% de las infecciones del biotipo clásico y el 75% de las de El Tor son asintomáticas. La manifestación sintomática de la enfermedad puede ser leve, moderada o grave. Los síntomas iniciales del cólera son un aumento del peristaltismo seguido de la producción de deposiciones acuosas y sueltas de tono blanquecino con pequeños gránulos (con aspecto de «agua de arroz») y restos de mucosa, en las que el enfermo puede perder hasta 10 o 15 litros de líquido al día. La disminución de la acidez gástrica por la administración de bicarbonato sódico disminuye la dosis infectiva de *V. cholerae* O1 desde más de 10<sup>8</sup> hasta unos 10<sup>4</sup> microorganismos. La tasa de letalidad varía en función de las instalaciones y la preparación. Hasta el 60% de los enfermos que no reciben tratamiento pueden morir como resultado de la pronunciada deshidratación y pérdida de electrolitos, pero mediante programas bien diseñados de control de enfermedades diarreicas la letalidad se puede disminuir hasta menos del 1%. Las cepas no toxígenas de *V. cholerae* pueden causar gastroenteritis de resolución espontánea, infecciones de heridas y bacteriemia.

### **Fuentes y prevalencia**

Las cepas no toxígenas de *V. cholerae* están ampliamente distribuidas en ambientes acuáticos, pero la distribución de las cepas toxígenas no es tan amplia. Las personas son un foco establecido de cepas toxígenas de *V. cholerae* y cuando se produce un brote de la enfermedad el microorganismo puede detectarse en las aguas residuales. Aunque en zonas libres de la enfermedad pueden aislarse del agua cepas de *V. cholerae* O1, estas cepas por lo general no son toxígenas. También se han encontrado cepas toxígenas de *V. cholerae* asociadas a copépodos vivos, así como a otros organismos acuáticos como moluscos, crustáceos, plantas, algas y cianobacterias. Las cantidades asociadas a estos organismos acuáticos son a menudo mayores que las presentes en la masa de agua. Se han aislado cepas no toxígenas de *V. cholerae* en aves y herbívoros en regiones alejadas de aguas marinas o costeras. La prevalencia de *V. cholerae* disminuye a temperaturas del agua inferiores a 20 °C.

### **Vías de exposición**

El cólera se transmite típicamente por vía fecal-oral y la infección se contrae predominantemente por la ingestión de alimentos o agua con contaminación fecal. El gran número de microorganismos necesario para causar una infección hace que el contacto entre personas sea una vía de transmisión improbable.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La contaminación del agua debida a un saneamiento deficiente es responsable de la transmisión en gran medida, pero no explica por completo la recurrencia estacional, por lo que deben influir otros factores además del saneamiento deficiente. La presencia de los serotipos O1 y O139 patógenos de *V. cholerae* en aguas de consumo tiene una importancia fundamental para la salud pública y puede tener consecuencias económicas y de salud graves en las poblaciones afectadas. *Vibrio cholerae* es muy sensible a los tratamientos de desinfección. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial de cepas toxígenas de *V. Cholerae* la protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos, un tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. Se han detectado serotipos O1 y no O1 de *Vibrio cholerae* en ausencia de *E. coli*, por lo que el análisis de este microorganismo (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador fiable de *V. cholerae* en el agua de consumo.

### **Referencias seleccionadas**

- Kaper JB, Morris JG y Levine MM, 1995: Cholera. *Clinical Microbiology Reviews*, 8:48–86.  
Ogg JE, Ryder RA y Smith HL, 1989: Isolation of *Vibrio cholerae* from aquatic birds in Colorado and Utah. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:95–99.

Rhodes JB, Schweitzer D y Ogg JE, 1985: Isolation of non-O1 *Vibrio cholerae* associated with enteric disease of herbivores in western Colorado. *Journal of Clinical Microbiology*, 22:572–575.

OMS, 2002: *Vibrio cholerae*. En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2.<sup>a</sup> ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 119–142.

### **11.1.17 *Yersinia***

#### **Descripción general**

El género *Yersinia* pertenece a la familia *Enterobacteriaceae* y comprende siete especies. Las especies *Y. pestis*, *Y. pseudotuberculosis* y ciertos serotipos de *Y. enterocolitica* son patógenos para el ser humano. *Yersinia pestis* es la causa de la peste bubónica y se transmite por contacto con roedores y sus pulgas. Los microorganismos del género *Yersinia* son bacilos gramnegativos, móviles a 25 °C pero no a 37 °C.

#### **Efectos sobre la salud humana**

*Yersinia enterocolitica* penetra en las células de la mucosa intestinal y produce úlceras en el íleo terminal. La yersiniosis se manifiesta generalmente en forma de gastroenteritis aguda con diarrea, fiebre y dolor abdominal. Otra manifestación clínica es la formación de «bubones» (inflamación dolorosa de los ganglios linfáticos o linfadenomegalia). Parece que la enfermedad es más grave en niños que en adultos.

#### **Fuentes y prevalencia**

Los animales domésticos y silvestres son el reservorio principal de *Yersinia* spp.; los cerdos son el reservorio principal de *Y. enterocolitica* patógena, mientras que los roedores y otros animales pequeños son el reservorio principal de *Y. pseudotuberculosis*. Se ha detectado *Y. enterocolitica* patógena en aguas residuales y en aguas superficiales contaminadas. Sin embargo, habitualmente, las cepas de *Y. enterocolitica* detectadas en el agua de consumo son cepas no patógenas de probable origen ambiental. Parece que al menos algunas especies y cepas de *Yersinia* pueden reproducirse en medios acuáticos si contienen al menos cantidades mínimas de nitrógeno orgánico, incluso a temperaturas tan bajas como 4 °C.

#### **Vías de exposición**

Las yersinias se transmiten por vía fecal-oral y se considera que la fuente de infección principal son los alimentos, en particular la carne y los productos cárnicos, la leche y los productos lácteos. También puede producirse infección por ingestión de agua contaminada, y se ha comprobado asimismo la transmisión directa entre personas y de animales a personas.

#### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Aunque la mayoría de las especies de *Yersinia* detectadas en el agua probablemente no son patógenas, se han presentado pruebas circunstanciales que apoyan la transmisión a personas de *Y. enterocolitica* y *Y. pseudotuberculosis* procedentes de agua de consumo no tratada. La fuente más probable de cepas patógenas de *Yersinia* spp. son los desechos humanos o animales. Estos microorganismos son sensibles a los procesos de desinfección. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para minimizar la presencia de cepas patógenas de *Yersinia* spp. en las aguas de consumo la protección de las fuentes de agua bruta de los residuos humanos y animales, una desinfección adecuada y la protección del agua durante su distribución. Debido a la prolongada supervivencia o proliferación de algunas cepas de *Yersinia* spp. en el agua, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice adecuado de la presencia o ausencia de estos microorganismos en el agua de consumo.

#### **Referencias seleccionadas**

Aleksic S y Bockemuhl J, 1988: Serological and biochemical characteristics of 416 *Yersinia* strains from well water and drinking water plants in the Federal Republic of Germany: lack of evidence that these strains are of public health significance. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 185:527–533.

Inoue M *et al.*, 1988: Three outbreaks of *Yersinia pseudotuberculosis* infection. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene B*, 186:504–511.

Ostroff SM *et al.*, 1994: Sources of sporadic *Yersinia enterocolitica* infections in Norway: a prospective case control study. *Epidemiology and Infection*, 112:133–141.

Waage AS *et al.*, 1999: Detection of low numbers of pathogenic *Yersinia enterocolitica* in environmental water and sewage samples by nested polymerase chain reaction. *Journal of Applied Microbiology*, 87:814–821.

## 11.2 Virus patógenos

La mayoría de los virus asociados con la transmisión por el agua son los que pueden infectar el aparato digestivo y son excretados en las heces de las personas infectadas (virus entéricos). Exceptuando el virus de la hepatitis E, el ser humano se considera la única fuente de especies de virus que infectan a nuestra especie. Los virus entéricos habitualmente ocasionan enfermedades agudas con un periodo de incubación corto. El agua puede también contribuir a la transmisión de otros virus con modos de acción diferentes. Hay muy diversos tipos de virus que pueden ocasionar muy diversas infecciones y síntomas, con diferentes vías de transmisión, vías y lugares de infección y vías de excreción. Pueden darse diversas combinaciones de vías y lugares de infección, y no siempre siguen pautas previstas. Por ejemplo, los virus que se consideran principalmente causa de infecciones y síntomas respiratorios suelen transmitirse de persona a persona en gotículas expulsadas al respirar. Sin embargo, algunos de estos virus respiratorios pueden excretarse en las heces, lo que puede ocasionar la contaminación del agua y la subsiguiente transmisión por aerosoles y gotículas. Otro ejemplo son los virus excretados en la orina, como los poliovirus, que podrían contaminar el agua y posiblemente ser transmitidos por esa vía, con posibles efectos sobre la salud a largo plazo, como cáncer, que no se relacionan fácilmente, desde el punto de vista epidemiológico, con la transmisión por el agua.

### 11.2.1 Adenovirus

#### Descripción general

La familia *Adenoviridae* comprende los géneros *Mastadenovirus* (que infectan a mamíferos) y *Aviadenovirus* (que infectan a las aves). Los adenovirus están ampliamente extendidos en la naturaleza, e infectan a aves, mamíferos y anfibios. Hasta la fecha, se han descrito 51 tipos antigénicos de adenovirus humanos (adH). Los adH se han clasificado en seis grupos (A–F) en función de sus propiedades físicas, químicas y biológicas. Constan de un genoma de ADN bicatenario en una cápside icosaédrica sin envoltura con un diámetro de alrededor de 80 nm y una fibra única. Los subgrupos A–E crecen fácilmente en cultivo celular, pero los serotipos 40 y 41 son exigentes y no crecen bien en cultivo. El reconocimiento de los serotipos 40 y 41 en muestras medioambientales se realiza generalmente mediante técnicas basadas en la reacción en cadena de la polimerasa (RCP) con o sin multiplicación previa mediante cultivo celular.

#### Efectos sobre la salud humana

Los adH ocasionan muy diversas infecciones con una gama de manifestaciones clínicas, como infecciones del aparato digestivo (gastroenteritis), del aparato respiratorio (trastornos respiratorios agudos, neumonía, fiebre faringoconjuntival), de las vías urinarias (cervicitis, uretritis, cistitis hemorrágica) y de los ojos (queratoconjuntivitis epidémica, también conocida como conjuntivitis de los astilleros, fiebre faringoconjuntival, también conocida como conjuntivitis de las piscinas). Diferentes serotipos se asocian con enfermedades específicas; por ejemplo, los tipos 40 y 41 son la causa principal de las afecciones intestinales. Los adenovirus son una fuente importante de gastroenteritis infantil. En general, los lactantes y los niños son las personas más vulnerables a infecciones por adenovirus, y muchas infecciones son asintomáticas. Producen brotes con incidencias acumuladas («tasas de ataque») altas, lo que indica que las dosis infectivas son bajas.

#### Fuentes y prevalencia

Los adenovirus se excretan en cantidades abundantes en las heces humanas y se ha comprobado su presencia en aguas residuales, en fuentes de agua bruta y en aguas de consumo tratadas en todo el mundo. Aunque el subgrupo de los adenovirus entéricos (principalmente los tipos 40 y 41) es una de las principales causas de gastroenteritis en todo el mundo, sobre todo en comunidades en desarrollo, hay poca información sobre la prevalencia de estos adenovirus entéricos en fuentes de agua. La escasez de información sobre los adenovirus entéricos se debe principalmente a que no son detectables mediante las técnicas convencionales de aislamiento en cultivo celular.

#### Vías de exposición

Dadas las diversas características epidemiológicas del amplio espectro de adH, la exposición e infección pueden producirse por diversas vías. El contacto entre personas es una de las principales vías de transmisión de enfermedades; en función de la naturaleza de la enfermedad, puede incluir la transmisión fecal–oral, oral–oral y por contacto mano–ojo, así como la transferencia indirecta por medio de superficies

contaminadas o por el uso común de utensilios. Se han producido numerosos brotes en hospitales, establecimientos militares, guarderías y escuelas. En la mayoría de los brotes se registraron trastornos respiratorios agudos, queratoconjuntivitis y conjuntivitis, aunque también se han notificado brotes de gastroenteritis. El consumo de alimentos o agua contaminados puede ser una fuente importante de infecciones intestinales, aunque no hay pruebas sustanciales que respalden esta vía de transmisión. Pueden contraerse infecciones oculares por la exposición de los ojos a agua contaminada, el uso compartido de toallas en piscinas, o el uso compartido de gafas protectoras, como en la «conjuntivitis de los astilleros». Los únicos brotes confirmados de infecciones por adenovirus asociadas con el agua han sido de faringitis o conjuntivitis (o ambas), por exposición durante el uso de piscinas.

#### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha comprobado la presencia de concentraciones sustanciales de adH en fuentes de agua bruta y en aguas de consumo tratadas. En un estudio de virus detectables mediante técnicas basadas en la RCP, la incidencia de adH en tales aguas sólo fue superada por el grupo de los enterovirus. Dada su prevalencia como patógenos entéricos y su detección en el agua, el agua de consumo contaminada es una fuente probable, si bien no confirmada, de infecciones por adH. Los adH se consideran también importantes porque son excepcionalmente resistentes a algunos procesos de tratamiento y desinfección del agua, en particular a la irradiación con luz UV. Se han detectado adH en aguas de consumo que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los adH deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los adH. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. Debido a la resistencia alta de los virus a la desinfección, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de adH en aguas de consumo.

#### **Referencias seleccionadas**

- Chapron CD *et al.*, 2000: Detection of astroviruses, enteroviruses and adenoviruses types 40 and 41 in surface waters collected and evaluated by the information collection rule and integrated cell culture-nested PCR procedure. *Applied and Environmental Microbiology*, 66:2520–2525.
- D'Angelo LJ *et al.*, 1979: Pharyngoconjunctival fever caused by adenovirus type 4: Report of a swimming pool-related outbreak with recovery of virus from pool water. *Journal of Infectious Diseases*, 140:42–47.
- Grabow WOK, Taylor MB y de Villiers JC, 2001: New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Puig M *et al.*, 1994: Detection of adenoviruses and enteroviruses in polluted water by nested PCR amplification. *Applied and Environmental Microbiology*, 60:2963–2970.

### **11.2.2 Astrovirus**

#### **Descripción general**

Las cepas humanas y animales de astrovirus son virus de ARN monocatenario pertenecientes a la familia *Astroviridae*. El genoma de los astrovirus es de ARN monocatenario y está rodeado por una cápside icosaédrica sin envoltura de unos 28 nm de diámetro. En algunos virus se observa al microscopio electrónico una estructura superficial diferenciada con forma de estrella. Se han descrito ocho serotipos distintos de astrovirus humanos (astVH), de los que el serotipo 1 es el detectado con más frecuencia. Los astVH se pueden detectar en muestras medioambientales mediante técnicas de RCP, con o sin multiplicación previa mediante cultivo celular.

#### **Efectos sobre la salud humana**

Los astVH causan gastroenteritis, sobre todo diarrea, principalmente en niños menores de cinco años, aunque también se ha notificado en adultos. Se ha comprobado en estudios de seroprevalencia que más del 80% de los niños de cinco a diez años tienen anticuerpos contra astVH. Se han notificado brotes ocasionales en colegios, guarderías y familias. La enfermedad es de resolución espontánea, de corta duración y su incidencia es máxima en invierno. Los astVH son los causantes de sólo una pequeña parte de las gastroenteritis notificadas. Sin embargo, dado que la enfermedad es normalmente leve y muchos casos no se notifican, es posible que se esté subestimando el número de infecciones.

### **Fuentes y prevalencia**

Las personas infectadas generalmente excretan gran cantidad de astVH en las heces, de modo que estos virus estarán presentes en las aguas residuales. Se han detectado astVH en fuentes de agua y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

### **Vías de exposición**

Los astVH se transmiten por vía fecal-oral. La transmisión de persona a persona se considera la vía de transmisión más frecuente y se observan concentraciones de casos en guarderías, en centros pediátricos, en familias, en residencias de ancianos y en establecimientos militares. También puede tener importancia la ingestión de agua o alimentos contaminados.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha confirmado la presencia de astVH en aguas de consumo tratadas. Dado que los virus se transmiten típicamente por vía fecal-oral, es probable que puedan transmitirse por el agua de consumo, pero no se ha confirmado. Se han detectado astVH en aguas de consumo que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los astVH deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los astVH. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de astVH en aguas de consumo, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

### **Referencias seleccionadas**

- Grabow WOK, Taylor MB y de Villiers JC, 2001: New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Nadan S *et al.*, 2003: Molecular characterization of astroviruses by reverse transcriptase PCR and sequence analysis: comparison of clinical and environmental isolates from South Africa. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:747–753.
- Pintó RM *et al.*, 2001: Astrovirus detection in wastewater. *Water Science and Technology*, 43:73–77.

### **11.2.3 Calicivirus**

#### **Descripción general**

La familia *Caliciviridae* está formada por cuatro géneros de virus de ARN monocatenario con cápside (de 35 a 40 nm de diámetro) sin envoltura que normalmente muestran una morfología superficial típica con estructuras calciformes. Los calicivirus humanos (CVH) incluyen los géneros *Norovirus* (similares al virus de Norwalk) y *Sapovirus* (similares al virus de Sapore). Los sapovirus muestran la morfología típica de los calicivirus y se conocen como calicivirus clásicos. Los norovirus generalmente no manifiestan esta morfología típica, por lo que en el pasado se conocían como virus esféricos de pequeño tamaño. Los otros dos géneros de la familia comprenden virus que no infectan a las personas sino a otros animales. Los CVH, que no se pueden multiplicar en los sistemas de cultivo celular disponibles, se descubrieron inicialmente mediante microscopía electrónica. Algunos norovirus se pueden detectar mediante ELISA utilizando anticuerpos producidos contra proteínas de la cápside de norovirus expresadas en baculovirus. Se han descrito varios procedimientos de detección de los CVH basados en la RCP con transcripción previa del ARN con transcriptasa inversa.

#### **Efectos sobre la salud humana**

Los CVH son una de las causas principales de gastroenteritis vírica aguda en todos los grupos de edad. Los síntomas incluyen náuseas, vómitos y cólicos. Habitualmente, alrededor del 40% de las personas infectadas presentan diarrea; algunas tienen fiebre, escalofríos, cefalea y mialgias, y algunos enfermos presentan sólo vómitos pero no diarrea. La enfermedad se conoce también como «enfermedad de los vómitos de invierno». Las infecciones por CVH inducen una inmunidad efímera. Los síntomas suelen ser relativamente leves y rara vez duran más de tres días. Producen brotes con incidencias acumuladas («tasas de ataque») altas, lo que indica que las dosis infectivas son bajas.

#### **Fuentes y prevalencia**

Los CVH se excretan en las heces de las personas infectadas, por lo que estarán presentes en aguas residuales domésticas y en alimentos y agua, incluida el agua de consumo, con contaminación fecal.

### **Vías de exposición**

La información epidemiológica sobre la enfermedad indica que las vías de transmisión más frecuentes son el contacto de persona a persona y la inhalación de partículas de polvo y aerosoles contaminados, así como de partículas de vómito transportadas por el aire. Se han confirmado como fuentes importantes de exposición el agua de consumo y una gran variedad de alimentos con contaminación fecal humana. Se han asociado numerosos brotes con diversas fuentes de aguas contaminadas, como agua de consumo, hielo, agua de transatlánticos, y aguas recreativas. También se ha detectado como fuente de brotes marisco recolectado en aguas contaminadas con aguas residuales.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Muchos brotes de CVH se han relacionado desde el punto de vista epidemiológico con aguas de consumo contaminadas. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los CVH deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los CVH. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de CVH en aguas de consumo, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

### **Referencias seleccionadas**

- Berke T *et al.*, 1997: Phylogenetic analysis of the Caliciviridae. *Journal of Medical Virology*, 52:419–424.
- Jiang X *et al.*, 1999: Design and evaluation of a primer pair that detects both Norwalkand Sapporo-like caliciviruses by RT-PCR. *Journal of Virological Methods*, 83:145–154.
- Mauer AM y Sturchler DA, 2000: A waterborne outbreak of small round-structured virus, *Campylobacter* and *Shigella* co-infections in La Neuveville, Switzerland, 1998. *Epidemiology and Infection*, 125:325–332.
- Monroe SS, Ando T y Glass R, 2000: Introduction: Human enteric caliciviruses – An emerging pathogen whose time has come. *Journal of Infectious Diseases*, 181(Supl. 2):S249–251.

### **11.2.4 Enterovirus**

#### **Descripción general**

El género *Enterovirus*, perteneciente a la familia *Picornaviridae*, comprende 69 serotipos (especies) que infectan al ser humano: los tipos 1-3 del virus de la poliomielitis, los tipos A1-A24 y B1-B6 del virus de Coxsackie, los tipos 1-33 del virus ECHO y los tipos EV69-EV73 de enterovirus numerados. Los miembros de este género se conocen colectivamente como enterovirus. Otras especies del género no infectan a las personas sino a otros animales; por ejemplo el grupo de los enterovirus bovinos. Los enterovirus están entre los virus más pequeños conocidos y constan de un genoma de ARN monocatenario rodeado por una cápside icosaédrica sin envoltura con un diámetro de 20 a 30 nm. Algunas especies del género se pueden aislar con facilidad por su efecto citopatógeno en cultivos celulares, en particular el virus de la poliomielitis, el virus de Coxsackie B, el virus ECHO y los enterovirus.

#### **Efectos sobre la salud humana**

Los enterovirus son una de las causas más frecuentes de infecciones humanas. Se ha calculado que causan unos 30 millones de infecciones al año en los EE. UU. El espectro de enfermedades causadas por los enterovirus es amplio y varía desde una afección febril leve hasta miocarditis, meningoencefalitis, poliomielitis, herpangina, exantema vírico de manos, pies y boca e insuficiencia multiorgánica neonatal. Se ha descrito la persistencia de los virus en enfermedades crónicas como la polimiositis, la miocardiopatía dilatada y el síndrome de fatiga crónica. La mayoría de las infecciones son asintomáticas, sobre todo en los niños; no obstante, ocasionan la excreción de grandes cantidades de virus que pueden causar enfermedades clínicas en otras personas.

#### **Fuentes y prevalencia**

Las personas infectadas por enterovirus los excretan en las heces. De los tipos de virus detectables mediante técnicas convencionales de aislamiento en cultivo celular, los enterovirus son, por lo general, los que se encuentran en mayor abundancia en aguas residuales, recursos hídricos y aguas de consumo tratadas. Los virus se detectan también fácilmente en muchos alimentos.



### **Vías de exposición**

Se considera que las vías de transmisión predominantes de los enterovirus en las comunidades son el contacto entre personas y la inhalación de virus transportados por el aire o en gotículas respiratorias. La transmisión por el agua de consumo también podría ser importante, pero todavía no se ha confirmado. La transmisión por el agua de enterovirus (los virus de Coxsackie A16 y B5) se ha confirmado, desde el punto de vista epidemiológico, únicamente en dos brotes que se relacionaron con niños que se bañaron en aguas lacustres en la década de 1970.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha comprobado la presencia de concentraciones substanciales de enterovirus en fuentes de agua bruta y en aguas de consumo tratadas. Dada su prevalencia, el agua de consumo es una fuente probable, si bien no confirmada, de infecciones por enterovirus. La escasa información sobre el papel de la transmisión por el agua puede deberse a diversos factores, como el amplio espectro de síntomas clínicos, las infecciones asintomáticas frecuentes, la diversidad de serotipos y la predominancia de la transmisión de persona a persona. Se han detectado enterovirus en aguas de consumo que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los enterovirus deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los enterovirus. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de enterovirus en aguas de consumo, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

### **Referencias seleccionadas**

- Grabow WOK, Taylor MB y de Villiers JC, 2001: New methods for the detection of viruses: call for review of drinking water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.
- Hawley HB *et al.*, 1973: Coxsackie B epidemic at a boys' summer camp. *Journal of the American Medical Association*, 226:33–36.

### **11.2.5 Virus de la hepatitis A**

#### **Descripción general**

El VHA es la única especie del género *Hepatovirus* de la familia *Picornaviridae*. Este virus comparte los rasgos morfológicos y estructurales básicos de otros grupos de la familia, como los enterovirus. El VHA del ser humano y el de los simios tienen genotipos diferentes. El VHA no se puede detectar ni cultivar con facilidad en los sistemas de cultivo celular convencionales y su detección en muestras ambientales se basa en el uso de técnicas de RPC.

#### **Efectos sobre la salud humana**

El VHA es muy contagioso y se considera que su dosis infectiva es baja. El virus causa la hepatitis A, también llamada «hepatitis infecciosa». Al igual que otros virus entéricos, el VHA accede, por ingestión, al aparato digestivo e infecta las células epiteliales. Desde ahí, el virus penetra en el torrente sanguíneo y llega al hígado, donde puede dañar gravemente las células hepáticas. En hasta el 90% de los casos, sobre todo en niños, el daño hepático es escaso o nulo, la infección transcurre sin síntomas clínicos y produce inmunidad permanente. En general, la gravedad de la enfermedad aumenta con la edad. Los daños producidos a las células hepáticas ocasionan la liberación de enzimas hepáticas, como la aspartato-aminotransferasa, que se pueden detectar en el torrente sanguíneo y se utilizan como instrumento de diagnóstico. Otra consecuencia de los daños es que falla la capacidad del hígado de eliminar la bilirrubina del torrente sanguíneo; su acumulación produce los síntomas típicos de ictericia y orina oscura. Después de un periodo de incubación relativamente largo, de unos 28 a 30 días de media, la enfermedad característicamente se manifiesta de forma repentina, con síntomas como fiebre, decaimiento, náuseas, anorexia, molestias abdominales y, finalmente, ictericia. Aunque por lo general la mortalidad es menor que el 1%, la reparación de los daños hepáticos es un proceso lento que puede mantener a los enfermos incapacitados durante seis semanas o más, con importantes consecuencias en términos de carga de morbilidad. La mortalidad es mayor en personas de más de 50 años.

#### **Fuentes y prevalencia**

El VHA está distribuido por todo el mundo, pero la prevalencia de la enfermedad clínica presenta características geográficas típicas. El VHA se excreta en la materia fecal de las personas infectadas y hay pruebas epidemiológicas sólidas de que el agua y los alimentos contaminados por heces son fuentes

comunes del virus. En zonas con saneamiento deficiente los niños a menudo se infectan a una edad muy temprana y adquieren inmunidad permanente sin manifestar síntomas clínicos de la enfermedad. En zonas con un buen saneamiento la infección tiende a producirse en etapas posteriores de la vida.

### **Vías de exposición**

La vía de transmisión más común es, probablemente, de persona a persona, pero los alimentos y el agua contaminados son fuentes de infección importantes. Las pruebas epidemiológicas de la transmisión por el agua del VHA son más concluyentes que las correspondientes a cualquier otro virus. También son relativamente frecuentes los brotes de origen alimentario, en los que los focos de infección incluyen manipuladores de alimentos infectados, marisco recolectado en aguas contaminadas y frutas y hortalizas frescas contaminadas. Las personas que viajan de zonas con buen saneamiento a zonas con saneamiento deficiente se exponen a un riesgo de infección elevado. La infección también puede transmitirse por el consumo de drogas, por vía intravenosa o por otras vías.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha comprobado la transmisión del VHA por aguas de consumo, y la presencia del virus en el agua de consumo constituye un riesgo importante para la salud. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del VHA deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar el VHA. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de VHA en aguas de consumo, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

### **Referencias seleccionadas**

- Cuthbert JA, 2001: Hepatitis A: Old and new. *Clinical Microbiology Reviews*, 14:38–58.
- OMS, 2002: Enteric hepatitis viruses. En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2nd ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 18–39.

#### **11.2.6 Virus de la hepatitis E**

##### **Descripción general**

El genoma del VHE es de ARN monocatenario, en una cápside icosaédrica sin envoltura de unos 27 a 34 nm de diámetro. El VHE tiene propiedades similares a muchos otros virus, por lo que es complejo clasificarlo. Durante un tiempo, el VHE se clasificó en la familia *Caliciviridae*, pero más recientemente se ha incluido en un grupo independiente de virus similares al de la hepatitis E. Mientras que el VHA humano consiste en un único serotipo definido claramente, hay indicios de variaciones antigénicas en el VHE, e incluso, posiblemente, diferentes serotipos del virus. El VHE no se puede detectar ni cultivar con facilidad en los sistemas de cultivo celular convencionales y su detección en muestras ambientales se basa en el uso de técnicas de RPC.

##### **Efectos sobre la salud humana**

El VHE causa una hepatitis que es similar en muchos aspectos a la causada por el VHA. No obstante, el periodo de incubación tiende a ser más largo (40 días de media) y las infecciones conllevan típicamente una tasa de mortalidad de hasta el 25% en mujeres embarazadas. En las regiones endémicas, las primeras infecciones se dan típicamente en adultos jóvenes y no en niños de corta edad. A pesar de la evidencia de variación antigénica, al parecer, una infección única proporciona inmunidad permanente contra el VHE. La distribución geográfica mundial de la prevalencia es característica: el VHE es endémico y ocasiona enfermedades clínicas en ciertas partes del mundo en desarrollo, como la India, Nepal, Asia central, México y partes de África. En muchas de estas regiones el VHE es la causa principal de hepatitis vírica. Aunque la seroprevalencia puede ser elevada, los casos clínicos y brotes son poco frecuentes en otras regiones del mundo como Japón, Sudáfrica, el Reino Unido, América del Sur y del Norte, Oceanía y Europa central. Se desconoce la razón de la escasez de casos clínicos en regiones donde hay presencia del virus.

##### **Fuentes y prevalencia**

El VHE se excreta en las heces de las personas infectadas y se ha detectado en aguas residuales, tanto tratadas como sin tratar. El agua contaminada se ha asociado con grandes epidemias. La característica distintiva del VHE es que es el único virus entérico con un reservorio significativo en animales, incluidos los domésticos, en particular el ganado porcino, y también el vacuno y el caprino, e incluso en roedores.

### Vías de exposición

Se ha notificado la transmisión secundaria del VHE de enfermos a personas con las que han tenido contacto y, en particular, al personal de enfermería, aunque parece ser mucho menos frecuente que en el caso del VHA. La menor tasa de transmisión entre personas sugiere que el agua contaminada fecalmente podría tener un papel mucho más importante en la transmisión del VHE que en la del VHA. Hay registradas epidemias de origen hídrico con miles de casos, como la que produjo aproximadamente 40 000 enfermos en 1954 en Nueva Delhi (India), la que produjo más de 100 000 enfermos entre 1986 y 1988 en la región de Xinjiang-Uigur en China, y la que hizo enfermar a unas 79 000 personas en Kanpur (India) en 1991. Los reservorios animales también pueden servir como vías de exposición, pero todavía no se ha determinado su importancia en la infección del VHE al ser humano.

### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se ha confirmado que el agua contaminada puede ser fuente de VHE, y la presencia del virus en el agua de consumo constituye un riesgo importante para la salud. No hay datos analíticos sobre la resistencia del virus a los procesos de desinfección, pero los datos sobre epidemias de origen hídrico sugieren que el VHE podría ser igual de resistente que otros virus entéricos. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del VHE deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos o animales, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar el VHE. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de VHE en aguas de consumo, ya que los virus son probablemente más resistentes a la desinfección.

### Referencias seleccionadas

- Pina S *et al.*, 1998: Characterization of a strain of infectious hepatitis E virus isolated from sewage in an area where hepatitis E is not endemic. *Applied and Environmental Microbiology*, 64:4485–4488.
- Van der Poel WHM *et al.*, 2001: Hepatitis E virus sequence in swine related to sequences in humans, the Netherlands. *Emerging Infectious Diseases*, 7:970–976.
- OMS, 2002: Enteric hepatitis viruses. En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2nd ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 18–39.

### 11.2.7 Rotavirus y ortoreovirus

#### Descripción general

El genoma de las especies del género *Rotavirus* es de ARN bicatenario segmentado y está contenido en una cápside icosaédrica sin envoltura de 50 a 65 nm de diámetro rodeada por una capa doble que confiere al virus aspecto de rueda, de ahí el nombre rotavirus. El virus completo tiene unos 80 nm de diámetro. Los géneros *Rotavirus* y *Orthoreovirus* componen la familia *Reoviridae* asociada típicamente a infecciones del ser humano. Los virus del género *Orthoreovirus* se aíslan fácilmente por su efecto citopatógeno en cultivos celulares. El género *Rotavirus* está dividido en siete grupos serológicos, A-G, cada uno de los cuales está formado por varios subgrupos, algunos de los cuales infectan de manera específica al ser humano, mientras que otros infectan a muy diversos animales. Los grupos A-C se encuentran en las personas, siendo los del grupo A los agentes patógenos humanos más importantes. Las cepas naturales de rotavirus A no crecen con facilidad en cultivos celulares, pero hay disponibles varios métodos de detección basados en la RCP para el análisis de muestras ambientales.

#### Efectos sobre la salud humana

Los rotavirus humanos (RVH) son la principal causa de mortalidad infantil en el mundo. Típicamente, un 50-60% de los niños hospitalizados con gastroenteritis aguda en todo el mundo están infectados por el RVH. Los virus infectan las células de las vellosidades del intestino delgado e interrumpen el transporte de glucosa y sodio. La infección aguda se manifiesta repentinamente con una diarrea acuosa intensa acompañada de fiebre, dolor abdominal y vómitos; pueden producirse deshidratación y acidosis metabólica, y si la infección no se trata adecuadamente puede ser mortal. La carga de morbilidad de las infecciones por rotavirus es extremadamente alta. Las especies del género *Orthoreovirus* infectan a muchas personas, pero suelen ser «virus huérfanos», que no se relacionan con ninguna enfermedad significativa.

### Fuentes y prevalencia

Los enfermos excretan RVH en concentraciones de hasta 1011 virus por gramo de heces durante periodos de unos ocho días. Esto implica que las aguas residuales domésticas y cualquier ambiente contaminado con heces humanas contendrán probablemente grandes cantidades de RVH. Los virus han sido detectados en aguas residuales, ríos, lagos y agua de consumo tratada. Es frecuente la presencia de concentraciones sustanciales de ortorrevirus en aguas residuales.

### Vías de exposición

Los RVH se transmiten por vía fecal–oral. Al parecer, la transmisión de persona a persona y la inhalación de VRH atmosféricos o de aerosoles que contienen los virus son mucho más importantes que la ingestión de agua o alimentos contaminados. Esto se ve confirmado por la transmisión de infecciones en plantas de pediatría de hospitales, que es mucho más rápida de lo que sería explicable por la ingestión de alimentos o agua contaminados por las heces de pacientes infectados. La importancia del agua contaminada en la transmisión es menor de lo esperado, dada la prevalencia de infecciones por RVH y su presencia en el agua contaminada. Sin embargo, se han descrito brotes ocasionales de origen hídrico o alimentario. Dos grandes epidemias que tuvieron lugar en China en 1982-1983 se relacionaron con fuentes de agua contaminada.

### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

A pesar de que la ingestión de agua de consumo no es la vía de transmisión más frecuente, la presencia de RVH en el agua de consumo constituye un riesgo para la salud pública. Hay indicios de que los rotavirus son más resistentes a la desinfección que otros virus entéricos. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los RVH deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Deberá validarse la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los RVH. Las aguas de consumo deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de RVH en aguas de consumo, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

### Referencias seleccionadas

- Baggi F y Peduzzi R, 2000: Genotyping of rotaviruses in environmental water and stool samples in southern Switzerland by nucleotide sequence analysis of 189 base pairs at the 5' end of the VP7 gene. *Journal of Clinical Microbiology*, 38:3681–3685.
- Gerba CP *et al.*, 1996: Waterborne rotavirus: a risk assessment. *Water Research*, 30:2929–2940.
- Hopkins RS *et al.*, 1984: A community waterborne gastroenteritis outbreak: evidence for rotavirus as the agent. *American Journal of Public Health*, 74:263–265.
- Hung T *et al.*, 1984: Waterborne outbreak of rotavirus diarrhoea in adults in China caused by a novel rotavirus. *Lancet*, i:1139–1142.
- Sattar SA, Raphael RA y Springthorpe VS, 1984: Rotavirus survival in conventionally treated drinking water. *Canadian Journal of Microbiology*, 30:653–656.

## 11.3 Protozoos patógenos

Los protozoos y helmintos están entre las causas más comunes de infecciones y enfermedades que afectan al ser humano y otros animales. Las enfermedades que ocasionan tienen una gran repercusión socioeconómica y en la salud pública. El agua desempeña una función importante en la transmisión de algunos de estos agentes patógenos. El control de la transmisión por el agua plantea retos importantes, porque la mayoría de los agentes patógenos produce quistes, ooquistes o huevos que son extremadamente resistentes a los procesos utilizados generalmente para la desinfección del agua, y en algunos casos puede ser difícil eliminarlos mediante procesos de filtración. Algunos de estos organismos ocasionan «enfermedades emergentes». En los últimos 25 años, el ejemplo más notable de enfermedad emergente ocasionada por un protozoo patógeno es la criptosporidiosis. Otros ejemplos de este tipo de enfermedades son las ocasionadas por microsporidios y por *Cyclospora*. Como las pruebas de la transmisión hídrica de «enfermedades emergentes» ha sido notificada hace relativamente poco, todavía deben aclararse algunas cuestiones sobre sus características epidemiológicas y su comportamiento ante procesos de tratamiento y desinfección del agua. Parece ser que la importancia y complejidad de la función del agua en la transmisión de este grupo de agentes patógenos podría crecer substancialmente al crecer las poblaciones de seres humanos y animales y aumentar la demanda de agua de consumo potable.

Se proporciona información adicional sobre enfermedades emergentes en: *Emerging Issues in Water and Infectious Disease* (OMS, 2003) y en publicaciones relacionadas.

### 11.3.1 *Acanthamoeba*

#### Descripción general

Las amebas del género *Acanthamoeba*, de 10 a 50 µm de diámetro, de vida libre y comunes en ambientes acuáticos, están entre los protozoos más prominentes en el suelo. El género contiene unas 20 especies, y se sabe que *A. castellanii*, *A. polyphaga* y *A. culbertsoni* son patógenas para el ser humano. No obstante, la clasificación taxonómica del género podrá sufrir cambios substanciales cuando se tengan en cuenta nuevos conocimientos sobre la biología molecular de estos microorganismos. Las especies de *Acanthamoeba* presentan un trofozoíto con capacidad de alimentarse y replicarse, que, en condiciones desfavorables, como en un medio anaerobio, se transforma en un quiste latente que puede soportar temperaturas extremas (de -20 a 56 °C), la desinfección y la desecación.

#### Efectos sobre la salud humana

*Acanthamoeba culbertsoni* ocasiona la encefalitis granulomatosa amebiana (EGA), mientras que *A. castellanii* y *A. polyphaga* se asocian, respectivamente, a la queratitis y uveítis por *Acanthamoeba*.

La EGA es una encefalitis multifocal, hemorrágica y necrosante que generalmente afecta sólo a personas debilitadas o inmunodeficientes. Es una enfermedad rara pero habitualmente mortal. Los síntomas tempranos incluyen somnolencia, cambios de personalidad, cefaleas intensas, rigidez de nuca, náuseas, vómitos, fiebres leves esporádicas, cambios neurológicos localizados, hemiparesia y convulsiones. Posteriormente, se producen alteraciones de la lucidez, diplopía, paresia, letargo, ataxia cerebelosa y coma. En un plazo de una semana a un año después de la aparición de los primeros síntomas, se produce la muerte, habitualmente como consecuencia de bronconeumonía. Algunos trastornos asociados a la EGA son las úlceras cutáneas, hepatopatía, neumonía, insuficiencia renal y faringitis.

La queratitis por *Acanthamoeba* es una infección dolorosa de la córnea y pueden sufrirla personas sanas, sobre todo usuarios de lentes de contacto. Es una enfermedad rara que puede dañar la vista u ocasionar ceguera irreparable o pérdida del ojo. La prevalencia de anticuerpos contra *Acanthamoeba* y la detección del microorganismo en las vías respiratorias altas de personas sanas sugiere que la infección puede ser común, con pocos síntomas evidentes en la gran mayoría de casos.

#### Fuentes y prevalencia

Los microorganismos del género *Acanthamoeba* están distribuidos ampliamente en el medio natural, de modo que son fuentes potenciales el suelo, el polvo atmosférico y el agua. Pueden encontrarse en muchos tipos de medios acuáticos, como aguas superficiales, agua de grifo, piscinas y soluciones de lentes de contacto. Diferentes especies de *Acanthamoeba* pueden proliferar en aguas a muy diversas temperaturas; la temperatura óptima para las especies patógenas es 30 °C. El agua puede contener trofozoítos con capacidad de replicarse, que se alimentan de bacterias, levaduras y otros microorganismos. Se producen infecciones en la mayoría de las regiones templadas y tropicales del mundo.

#### Vías de exposición

La queratitis por *Acanthamoeba* se ha relacionado con el lavado de lentes de contacto blandas con soluciones salinas caseras contaminadas, o con la contaminación de envases de lentes de contacto. Aunque aún no se ha determinado la fuente de los microorganismos contaminantes, una posibilidad es el agua de grifo. Varios organismos de salud pública han advertido que las soluciones de lavado de lentes de contacto únicamente deben elaborarse con agua estéril. No se ha determinado el modo de transmisión de la EGA, pero no se cree que el agua sea una fuente de infección. Es más probable la transmisión por la sangre desde otros lugares del organismo colonizados, como los pulmones o lesiones cutáneas.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se han relacionado casos de queratitis por *Acanthamoeba* con el agua de consumo debido al uso de agua de grifo para elaborar soluciones de lavado de lentes de contacto. El lavado de lentes de contacto no se considera un uso normal del agua de grifo: debería usarse agua de mayor calidad. Comparados con *Cryptosporidium* y *Giardia*, los microorganismos del género *Acanthamoeba* son relativamente grandes y se pueden separar del agua bruta mediante filtración. Si se reduce la presencia de microorganismos que forman biopelículas, se reducirán probablemente las fuentes de alimento de *Acanthamoeba* y su proliferación en los sistemas de distribución, pero son microorganismos muy resistentes a la desinfección. No obstante, como los usos normales del agua de consumo no constituyen una fuente de infección significativa, no es preciso establecer una meta de protección de la salud para *Acanthamoeba* spp.

#### Referencias seleccionadas

Marshall MM *et al.*, 1997: Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

Yagita K, Endo T y De Jonckheere JF, 1999: Clustering of *Acanthamoeba* isolates from human eye infections by means of mitochondrial DNA digestion patterns. *Parasitology Research*, 85:284–289.

### 11.3.2 *Balantidium coli*

#### Descripción general

*Balantidium coli* es un protozoo parásito unicelular que alcanza una longitud de hasta 200  $\mu\text{m}$ , lo que le convierte en el mayor protozoo intestinal humano. Los trofozoítos son ovalados y están recubiertos de cilios que les dotan de motilidad. Los quistes tienen una longitud de 60 a 70  $\mu\text{m}$  y son resistentes a condiciones ambientales desfavorables, como valores extremos de pH y temperatura. La especie *Balantidium coli* pertenece al mayor grupo de protozoos, los ciliados, compuesto por unas 7200 especies, de las cuales, que se sepa, sólo *B. coli* infecta al ser humano.

#### Efectos sobre la salud humana

Las infecciones a seres humanos son relativamente raras y, en la mayoría de los casos, asintomáticas. Los trofozoítos invaden la mucosa y la submucosa del intestino grueso y destruyen las células hospedadoras al multiplicarse. Cuando se multiplican, los parásitos forman colonias y pequeños abscesos que generan úlceras ovaladas e irregulares. Los síntomas clínicos pueden incluir disentería parecida a la amebiasis, colitis, diarrea, náuseas, vómitos, dolor de cabeza y anorexia. Por lo general, las infecciones se resuelven de forma espontánea con una recuperación total.

#### Fuentes y prevalencia

Al parecer, el ser humano es el hospedador más importante de *B. coli* y este organismo puede detectarse en aguas residuales domésticas. Los reservorios animales, sobre todo los cerdos, también contribuyen a la prevalencia de quistes en el medio ambiente. Se han detectado quistes en fuentes de agua, pero se desconoce su prevalencia en el agua de grifo.

#### Vías de exposición

*B. coli* se transmite por vía fecal–oral, de persona a persona, por contacto con cerdos infectados o por el consumo de agua o alimentos contaminados. Se ha notificado un brote de balantidiasis transmitida por el agua. Este brote se produjo en 1971 cuando, tras el paso de un tifón, un sistema de abastecimiento de agua de consumo se contaminó con aguas pluviales que contenían heces de cerdo.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Aunque el agua no parece desempeñar una función importante en la propagación de este microorganismo, hay constancia de un brote transmitido por el agua. *Balantidium coli* tiene un gran tamaño y se puede separar del agua mediante filtración, pero los quistes son muy resistentes a la desinfección. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de *B. coli* deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos y porcinos, y su posterior tratamiento adecuado. Dada la resistencia a la desinfección de *B. coli*, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un índice fiable de la presencia o ausencia de *B. coli* en aguas de consumo.

#### Referencias seleccionadas

García LS, 1999: Flagellates and ciliates. *Clinics in Laboratory Medicine*, 19:621–638.

Walzer PD *et al.*, 1973: Balantidiasis outbreak in Truk. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 22:33–41.

### 11.3.3 *Cryptosporidium*

#### Descripción general

Los coccidios del género *Cryptosporidium* son parásitos intracelulares obligados con un ciclo biológico complejo, que incluye la reproducción sexual y asexual. Produce ooquistes de pared gruesa de 4 a 6  $\mu\text{m}$  de diámetro que se eliminan por las heces. El género *Cryptosporidium* está compuesto por unas ocho especies. *C. parvum* es la responsable de la mayoría de las infecciones en el ser humano, aunque otras especies también pueden causar enfermedades. *Cryptosporidium* es uno de los mejores ejemplos de microorganismo causante de una «enfermedad emergente». Hasta 1976 no se descubrió que infectaba a las personas y la transmisión por el agua se confirmó por vez primera en 1984.

#### Efectos sobre la salud humana

*Cryptosporidium* generalmente provoca diarrea de resolución espontánea —acompañada en ocasiones de náuseas, vómitos y fiebre— que suele desaparecer en una semana en personas sanas, pero

que puede prolongarse durante un mes o más. La gravedad de la criptosporidiosis varía según la edad y el estado inmunitario, y las infecciones en personas con inmunodeficiencia grave pueden ser mortales. El impacto de los brotes de criptosporidiosis es relativamente alto debido a la gran cantidad de personas que pueden verse afectadas y a sus repercusiones socioeconómicas. Se ha calculado que el coste total de las enfermedades ocasionadas por el brote de 1993 en Milwaukee (Estados Unidos) asciende a 96,2 millones de dólares.

### **Fuentes y prevalencia**

Son reservorios de *C. Parvum* muy diversos animales, pero las fuentes más importantes de microorganismos que infectan a las personas son las personas y el ganado, sobre todo los animales jóvenes. Los terneros pueden excretar 1010 ooquistes al día. Se han notificado concentraciones de hasta 14 000 ooquistes por litro en aguas residuales sin tratar y de 5800 ooquistes por litro en aguas superficiales. Los ooquistes pueden sobrevivir semanas o meses en agua dulce. Se han detectado ooquistes de *Cryptosporidium* en muchos sistemas de abastecimiento de agua de consumo. No obstante, en la mayoría de los casos, hay poca información acerca de la presencia de especies con capacidad de infectar al ser humano. Las técnicas convencionales de análisis disponibles en la actualidad proporcionan una medida indirecta de la viabilidad de los microorganismos, pero no de su infectividad para el ser humano. También hay ooquistes en aguas para uso recreativo.

### **Vías de exposición**

*Cryptosporidium* se transmite por vía fecal-oral. La principal vía de infección es el contacto entre personas. Otras fuentes de infección incluyen el consumo de agua y alimentos contaminados, así como el contacto directo con animales de granja y, posiblemente, animales domésticos infectados. El agua de consumo, las aguas recreativas y, en menor medida, los alimentos contaminados se han relacionado con la aparición de brotes. En 1993, *Cryptosporidium* provocó el mayor brote de enfermedad transmitida por el agua registrado: más de 400 000 personas se infectaron a través del agua de consumo de Milwaukee (EE. UU.). La infectividad de los ooquistes de *Cryptosporidium* es relativamente alta. Estudios realizados voluntarios sanos revelaron que la ingestión de menos de 10 ooquistes puede provocar una infección.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La función del agua de consumo en la transmisión de *Cryptosporidium* está bien documentada, también en brotes epidémicos grandes. Por lo tanto, es importante prestar atención a estos organismos. Los ooquistes son extremadamente resistentes a desinfectantes oxidantes como el cloro, pero investigaciones basadas en pruebas de infectividad han demostrado que la irradiación con luz ultravioleta inactiva los ooquistes. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del *Cryptosporidium* deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos y procedentes del ganado, el tratamiento adecuado del agua y la protección durante su distribución. Debido a su tamaño relativamente pequeño, la eliminación de los ooquistes mediante procesos de filtración con medios granulares es problemática; sólo con sistemas bien diseñados y gestionados puede conseguirse una eliminación aceptable. Los procesos de filtración de membrana que proporcionan una barrera física directa pueden constituir una alternativa viable para la eliminación eficaz de ooquistes de *Cryptosporidium*. Dada la excepcional resistencia de los ooquistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de ooquistes de *Cryptosporidium* en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

### **Referencias seleccionadas**

- Corso PS *et al.*, 2003: Cost of illness in the 1993 waterborne *Cryptosporidium* outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerging Infectious Diseases*, 9:426–431.
- Haas CN *et al.*, 1996: Risk assessment of *Cryptosporidium parvum* oocysts in drinking-water. *Journal of the American Water Works Association*, 88:131–136.
- Leav BA, Mackay M y Ward HD, 2003: *Cryptosporidium* species: new insight and old challenges. *Clinical Infectious Diseases*, 36:903–908.
- Linden KG, Shin G, Sobsey MD, 2001: Comparative effectiveness of UV wavelengths for the inactivation of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water. *Water Science and Technology*, 43:171–174.
- Okhuysen PC *et al.*, 1999: Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *Journal of Infectious Diseases*, 180:1275–1281.

OMS, 2002: Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2.<sup>a</sup> ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 70–118.

#### **11.3.4 *Cyclospora cayetanensis***

##### **Descripción general**

El protozoo coccidio *Cyclospora cayetanensis*, perteneciente a la familia *Eimeriidae*, es un organismo unicelular parásito intracelular obligado. Produce ooquistes de pared gruesa de 8 a 10 µm de diámetro que se excretan en las heces de las personas infectadas. *Cyclospora cayetanensis* se considera un agente patógeno emergente transmitido por el agua.

##### **Efectos sobre la salud humana**

Cuando se ingieren, los ooquistes liberan esporozoítos y penetran en las células epiteliales del intestino delgado de personas vulnerables. Los síntomas clínicos de la ciclosporiasis incluyen diarrea líquida, cólicos, pérdida de peso, anorexia, mialgia y, en ocasiones, vómitos o fiebre, o ambos. Los enfermos con frecuencia sufren recidiva.

##### **Fuentes y prevalencia**

El ser humano es el único hospedador conocido de este parásito. Tras ser excretados los ooquistes no esporulados del organismo en las heces, se produce su esporulación, que se completa en 7 a 12 días, dependiendo de las condiciones medioambientales. Sólo los ooquistes esporulados son infecciosos. Al no disponerse de una técnica de cuantificación, la información disponible sobre la prevalencia de *Cyclospora* en medios acuáticos es limitada. No obstante, se ha detectado *Cyclospora* en aguas residuales y fuentes de agua.

##### **Vías de exposición**

*Cyclospora cayetanensis* se transmite por vía fecal–oral. La transmisión de persona a persona es prácticamente imposible porque los ooquistes no son infecciosos hasta que esporulan fuera del hospedador. Las principales vías de exposición son el agua y los alimentos contaminados. Por lo general, no se ha establecido el origen último de los microorganismos en brotes transmitidos por los alimentos, pero en varios casos se ha determinado la relación con agua contaminada. También se ha relacionado el agua de consumo como causa de algunos brotes. El primer brote notificado afectó en 1990 al personal de un hospital de Chicago (EE. UU.). Las infecciones se relacionaron con el consumo de agua de grifo posiblemente contaminada con agua estancada de un depósito de agua situado en la azotea. En otro brote notificado en Nepal, el agua de consumo compuesta por una mezcla de agua fluvial y agua de la red municipal se relacionó con las infecciones de 12 de los 14 soldados afectados.

##### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha confirmado la transmisión de los agentes patógenos por el agua de consumo. Los ooquistes son resistentes a la desinfección y no se inactivan mediante los tratamientos de cloración aplicados generalmente en la producción de agua de consumo. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de *Cyclospora* la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, su posterior tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. Debido a la excepcional resistencia de los ooquistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de *Cyclospora* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

##### **Referencias seleccionadas**

- Curry A y Smith HV, 1998: Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:143–159.
- Dowd SE *et al.*, 2003: Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.
- Goodgame R, 2003: Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and *microsporidia*. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.
- Herwaldt BL, 2000: *Cyclospora cayetanensis*: A review, focusing on the outbreaks of cyclosporiasis in the 1990s. *Clinical Infectious Diseases*, 31:1040–1057.
- Rabold JG *et al.*, 1994: *Cyclospora* outbreak associated with chlorinated drinking-water [carta]. *Lancet*, 344:1360–1361.



OMS, 2002: Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2.<sup>a</sup> ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking-water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 70–118.

### 11.3.5 *Entamoeba histolytica*

#### Descripción general

*Entamoeba histolytica*, el protozoo patógeno intestinal más frecuente en todo el mundo, pertenece a la superclase *Rhizopoda* del subfilo *Sarcodina*. El microorganismo presenta un trofozoíto (de 10 a 60 µm de diámetro) con capacidad de alimentarse y replicarse, que, en condiciones desfavorables, se transforma en un quiste latente (de 10 a 20 µm de diámetro). La infección se contrae por la ingestión de quistes. Estudios recientes realizados con sondas de ARN y ADN han demostrado la existencia de diferencias genéticas entre cepas patógenas y no patógenas de *E. histolytica*; las segundas se han separado de las patógenas y reclasificado como *E. dispar*.

#### Efectos sobre la salud humana

Alrededor del 85 al 95% de las infecciones humanas con *E. histolytica* son asintomáticas. El periodo de incubación de la amebiasis intestinal aguda es de 1 a 14 semanas. La penetración de los trofozoítos amebianos en las células epiteliales del aparato digestivo ocasiona la enfermedad clínica. Aproximadamente el 10% de las personas infectadas presentan disentería o colitis. Los síntomas de la disentería amebiana incluyen diarrea con cólicos, dolor en la parte baja del abdomen, febrícula y presencia de sangre y moco en las heces. Las úlceras provocadas por la invasión de los trofozoítos pueden evolucionar a las úlceras con forma de botella típicas de la colitis amebiana. *Entamoeba histolytica* puede invadir otras partes del organismo, como el hígado, los pulmones y el cerebro, en ocasiones con desenlace mortal.

#### Fuentes y prevalencia

El ser humano es el reservorio de la infección y no parece haber otros reservorios animales significativos de *E. histolytica*. En la fase aguda de la infección, los pacientes excretan únicamente trofozoítos que no son infecciosos. Son fuentes de infección más importantes los enfermos crónicos y los portadores asintomáticos, que pueden excretar hasta  $1,5 \times 10^7$  quistes diariamente. *Entamoeba histolytica* puede estar presente en aguas residuales y en aguas contaminadas. Los quistes pueden mantenerse viables durante varios meses en medios acuáticos adecuados a baja temperatura. La posibilidad de transmisión por el agua es mayor en los trópicos, donde puede haber en ocasiones más de un 50% de portadores, que en zonas más templadas, donde la prevalencia en la población general puede ser inferior al 10%.

#### Vías de exposición

El contacto entre personas y la contaminación de alimentos por manipuladores de alimentos infectados parece ser el medio de transmisión más importante, aunque el agua contaminada también es una fuente de infección importante. La ingestión de agua contaminada con heces y el consumo de cultivos alimentarios regados con agua contaminada pueden llevar a la transmisión de amebiasis. Asimismo, se ha documentado la transmisión sexual, sobre todo entre homosexuales varones.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se ha confirmado la transmisión de *E. histolytica* por agua de consumo contaminada. Los quistes son relativamente resistentes a la desinfección y pueden no ser inactivados mediante los tratamientos de cloración aplicados generalmente en la producción de agua de consumo. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado del *E. histolytica* la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, su posterior tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. Dada la resistencia de los ooquistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de *E. histolytica* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

#### Referencia seleccionada

Marshall MM *et al.*, 1997: Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

### 11.3.6 *Giardia intestinalis*

#### Descripción general

El género *Giardia* está formado por protozoos flagelados que parasitan el aparato digestivo del ser humano y de ciertos animales. El género *Giardia* comprende diversas especies, pero la infección que afecta a las personas (giardiasis) suele atribuirse a la especie *G. intestinalis*, también conocida como

*G. lamblia* o *G. duodenalis*. El ciclo biológico de *Giardia* es relativamente sencillo: comprende un trofozoíto flagelado que se reproduce en el aparato digestivo y un quiste infeccioso de pared gruesa que se elimina de forma intermitente, pero en grandes cantidades, en las heces. Los trofozoítos presentan simetría bilateral y tienen forma elipsoidal. Los quistes son ovoides y su diámetro es de 8 a 12  $\mu\text{m}$ .

### Efectos sobre la salud humana

*Giardia* se conoce como parásito humano desde hace 200 años. Tras la ingestión de los quistes y su exquistación, los trofozoítos se adhieren a las superficies del aparato digestivo. Las infecciones pueden ser asintomáticas, tanto en adultos como en niños. En guarderías, hasta el 20% de los niños pueden ser portadores de *Giardia* y excretar quistes sin presentar síntomas clínicos. Los síntomas de la giardiasis pueden derivarse de los daños provocados por los trofozoítos, aunque sigue habiendo controversia sobre los mecanismos por los que el microorganismo causa diarrea e hipoabsorción intestinal. Los síntomas suelen incluir diarrea y cólicos; sin embargo, en casos graves pueden aparecer trastornos de hipoabsorción, principalmente en niños de corta edad. La giardiasis es una enfermedad de resolución espontánea en la mayoría de los casos, aunque en algunos pacientes puede hacerse crónica, llegando a durar más de un año, incluso en personas anteriormente sanas. Estudios realizados con voluntarios revelaron que una dosis inferior a 10 quistes genera un riesgo de infección significativo.

### Fuentes y prevalencia

*Giardia* puede multiplicarse en muy diversas especies animales, incluido el ser humano, que excretan quistes al medio ambiente. Se han notificado hasta 88 000 quistes por litro en aguas residuales sin tratar y hasta 240 por litro en aguas superficiales. Los quistes son resistentes y pueden sobrevivir durante semanas o meses en agua dulce. Se ha confirmado la presencia de quistes en fuentes de agua bruta y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo. Sin embargo, no se dispone de información acerca de la presencia de especies infecciosas para el ser humano. Las técnicas convencionales de análisis disponibles en la actualidad proporcionan una medida indirecta de la viabilidad de los microorganismos, pero no de su infectividad para el ser humano. También se detectan quistes en aguas recreativas y en alimentos contaminados.

### Vías de exposición

La vía de transmisión de *Giardia* más habitual, con diferencia, es el contacto entre personas, sobre todo entre niños. El agua de consumo, las aguas recreativas y, en menor medida, los alimentos contaminados se han relacionado con la aparición de brotes. Se ha sugerido que los animales podrían ser fuente de *G. intestinalis* infecciosa para el ser humano, pero han de realizarse más investigaciones para determinar el mecanismo.

### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se han relacionado brotes de giardiasis transmitida por el agua con sistemas de abastecimiento de agua de consumo durante más de 30 años; en cierta etapa, *Giardia* fue la causa identificada más frecuente de brotes transmitidos por el agua en los EE. UU. Los quistes de *Giardia* son más resistentes a los desinfectantes oxidativos, como el cloro, que las bacterias entéricas, pero no tanto como los ooquistes de *Cryptosporidium*. Se necesitan de 25 a 30 min para inactivar el 90% de los microorganismos en agua con una concentración residual de cloro libre de 1 mg/l. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de *Giardia* la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos y animales, su posterior tratamiento y desinfección adecuados, y la protección del agua durante su distribución. Dada la resistencia de los quistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de *Giardia* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

### Referencias seleccionadas

- LeChevallier MW, Norton WD y Lee RG, 1991: Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 57:2610–2616.
- Ong C *et al.*, 1996: Studies of *Giardia* spp. and *Cryptosporidium* spp. in two adjacent watersheds. *Applied and Environmental Microbiology*, 62:2798–2805.
- Rimhanen-Finne R *et al.*, 2002: An IC-PCR method for detection of *Cryptosporidium* and *Giardia* in natural surface waters in Finland. *Journal of Microbiological Methods*, 50:299–303.
- Slifko TR, Smith HV y Rose JB, 2000: Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.
- Stuart JM *et al.*, 2003: Risk factors for sporadic Giardiasis: a case-control study in southwestern England. *Emerging Infectious Diseases*, 9:229–233.

OMS, 2002: Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). En: *Guías para la calidad del agua potable*, 2.<sup>a</sup> ed. *Apéndice: Microbiological agents in drinking-water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, págs. 70–118.

### 11.3.7 *Isospora belli*

#### Descripción general

*Isospora* son coccidios unicelulares parásitos obligados relacionados con *Cryptosporidium* y *Cyclospora*. Hay muchas especies de *Isospora* que infectan a los animales, pero la única especie que se sabe que infecta a las personas es *I. belli*, y el ser humano es el único hospedador conocido de esta especie. *Isospora belli* es uno de los pocos coccidios que se reproducen sexualmente en el intestino humano. El ciclo biológico del microorganismo comienza con la ingestión de ooquistes esporulados, que luego pasan por fases completas de desarrollo, asexual y sexual, en el epitelio mucoso de la parte superior del intestino delgado, y termina con la expulsión en las heces de ooquistes no esporulados.

#### Efectos sobre la salud humana

La enfermedad causada por *I. belli* es similar a la causada por *Cryptosporidium* y *Giardia*. Aproximadamente una semana después de la ingestión de quistes viables pueden aparecer febrícula, astenia y malestar, acompañados poco después de diarrea y dolor abdominal impreciso. La infección suele resolverse de forma espontánea después de 1 ó 2 semanas pero, en ocasiones, la diarrea, la pérdida de peso y la fiebre pueden durar de 6 semanas a 6 meses. La isosporiasis sintomática es más habitual en niños que en adultos. La infección suele afectar a pacientes inmunodeprimidos, en los que los síntomas son más graves y suelen ser recurrentes o crónicos, lo que puede ocasionar hipoabsorción y pérdida de peso. Las infecciones, que suelen ser esporádicas, son más frecuentes en zonas tropicales y subtropicales, aunque también pueden aparecer en otras zonas, incluidos los países industrializados. Se han notificado casos en Centroamérica, Sudamérica, África y el sudeste asiático.

#### Fuentes y prevalencia

Se excretan ooquistes no esporulados en las heces de los individuos infectados. En uno o dos días, los ooquistes esporulan en el medio ambiente, produciendo la forma potencialmente infecciosa del microorganismo. Hay pocos datos sobre las concentraciones de ooquistes en aguas residuales y en fuentes de agua bruta y tratada. Ello se debe principalmente a que no existen técnicas sensibles y fiables para el recuento cuantitativo de ooquistes en medios acuáticos. Hay poca información sobre la supervivencia de los ooquistes en el agua y en medios relacionados.

#### Vías de exposición

Las fuentes más probables de infección son el saneamiento deficiente y los alimentos y el agua contaminados fecalmente, pero no se ha confirmado la transmisión por el agua. Es menor la probabilidad de que los ooquistes se transmitan directamente entre personas que en el caso de los ooquistes de *Cryptosporidium* o *Giardia* porque, para que los ooquistes de *I. belli* recién expulsados puedan infectar a las personas, deberán pasar uno o dos días en el medio ambiente hasta que esporulen.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Las características de *I. belli* sugieren que la enfermedad podría transmitirse por medio de sistemas de abastecimiento de agua de consumo contaminados, pero no se ha confirmado. No se dispone de información sobre la eficacia de los procesos de tratamiento del agua para la eliminación de *I. belli*, pero es probable que el microorganismo sea relativamente resistente a los desinfectantes. Es bastante más grande que el *Cryptosporidium* y debería ser más fácil de separar mediante filtración. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de *I. belli* la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos humanos, su posterior tratamiento y desinfección adecuados, y la protección del agua durante su distribución. Dada la probable resistencia de los ooquistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de *I. belli* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

#### Referencias seleccionadas

- Ballal M *et al.*, 1999: *Cryptosporidium* and *Isospora belli* diarrhoea in immunocompromised hosts. *Indian Journal of Cancer*, 36:38–42.
- Bialek R *et al.*, 2002: Comparison of autofluorescence and iodine staining for detection of *Isospora belli* in feces. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 67:304–305.
- Curry A, Smith HV, 1998 Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.

Goodgame R, 2003: Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.

### **11.3.8 Microsporidiosis**

#### **Descripción general**

El término «microsporidiosis» es una designación no taxonómica empleada habitualmente para describir un grupo de protozoos intracelulares obligados pertenecientes al filo *Microspora*. Se han identificado más de 100 géneros de microsporidiosis y casi 1000 especies. Se producen infecciones en todos los grupos de animales principales, incluidos vertebrados e invertebrados. Varios géneros se han relacionado con infecciones en seres humanos, como *Enterocytozoon*, *Encephalitozoon* (antes llamado *Septata*), *Nosema*, *Pleistophora*, *Vittaforma* y *Trachipleistophora*, así como un grupo heterogéneo de microsporidiosis no clasificados. Los microsporidiosis se encuentran entre los organismos eucariotas más pequeños. Generan esporas unicelulares de 1,0 a 4,5 µm de diámetro y un filamento polar en espiral para inyectar el esporoplasma en una célula hospedadora e iniciar la infección. Dentro de una célula infectada se produce un complejo proceso de multiplicación y se producen y liberan nuevas esporas en las heces, la orina, las secreciones del aparato respiratorio o en otros fluidos corporales, dependiendo del tipo de especie y del lugar de infección.

#### **Efectos sobre la salud humana**

Los microsporidiosis son agentes patógenos para el ser humano emergentes detectados principalmente en personas con SIDA, pero se ha reconocido su capacidad para hacer enfermar a personas con sistema inmunitario normal. Se han notificado infecciones en seres humanos en lugares dispersos, en todos los continentes. La manifestación clínica más habitual en pacientes de SIDA es una enteritis grave con diarrea crónica, deshidratación y pérdida de peso. Se han notificado casos en los que la enfermedad ha durado hasta 48 meses. Las infecciones en la población general son menos acusadas. La infección por *Enterocytozoon* generalmente parece limitarse a los enterocitos intestinales y al epitelio biliar. Las especies de *Encephalitozoon* infectan a una gran variedad de células, como células epiteliales y endoteliales, fibroblastos, células tubulares renales, macrófagos y posiblemente otros tipos de células. Se pueden producir complicaciones inusuales como queratoconjuntivitis, miositis y hepatitis.

#### **Fuentes y prevalencia**

No está claro cuáles son las fuentes de microsporidiosis que infectan a las personas. Es probable la secreción de esporas en las heces, y también en la orina y las secreciones del aparato respiratorio. Debido a la falta de una técnica de cuantificación, hay escasa información disponible sobre la prevalencia de esporas de microsporidiosis en medios acuáticos. No obstante, se ha detectado la presencia de microsporidiosis en aguas residuales y fuentes de agua. Existen indicios de que su concentración en aguas residuales sin tratar puede ser similar a la de *Cryptosporidium* y *Giardia*, y de que pueden sobrevivir en ciertos medios acuáticos durante muchos meses. Algunos animales, sobre todo los cerdos, pueden servir de hospedador de especies que infectan a las personas.

#### **Vías de exposición**

Se sabe poco acerca de la transmisión de los microsporidiosis. El contacto entre personas y la ingestión de esporas presentes en el agua o en alimentos contaminados con heces u orina humanas constituyen probablemente vías importantes de exposición. Se ha notificado un brote de microsporidiosis transmitida por el agua que afectó a 200 personas aproximadamente en Lyon (Francia) durante el verano de 1995. Sin embargo, no se demostró el origen del microorganismo ni la contaminación fecal del sistema de abastecimiento de agua de consumo. La transmisión por inhalación de esporas transmitidas por el aire o de aerosoles que contengan esporas parece plausible. La función de los animales en la transmisión a las personas sigue sin estar clara. Estudios epidemiológicos y experimentales en mamíferos sugieren que *Encephalitozoon* spp. se puede transmitir de madre a cría a través de la placenta. No se dispone de información sobre la infectividad de las esporas, pero, dada la infectividad de las esporas de especies relacionadas estrechamente, la infectividad de los microsporidiosis puede ser alta.

#### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Se ha notificado la transmisión por el agua, y es plausible, aunque no se ha confirmado, la infección por agua de consumo contaminada. Se sabe muy poco acerca de la respuesta de los microsporidiosis a los procesos de tratamiento del agua. Un estudio ha sugerido que las esporas pueden ser vulnerables al cloro. Es probable que el pequeño tamaño del organismo dificulte su eliminación mediante procesos de filtración. En un PSA, pueden aplicarse como medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de los microsporidiosis la prevención de la contaminación del agua de alimentación por residuos

humanos y procedentes de animales, su posterior tratamiento y desinfección adecuados, y la protección del agua durante su distribución. Dada la falta de información sobre la sensibilidad de las especies infecciosas de microsporidios a la desinfección, se desconoce la fiabilidad del análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de estos organismos en aguas de consumo.

#### Referencias seleccionadas

- Coote L *et al.*, 2000: Waterborne outbreak of intestinal microsporidiosis in persons with and without human immunodeficiency virus infection. *Journal of Infectious Diseases*, 180:2003–2008.
- Dowd SE *et al.*, 2003: Confirmed detection of *Cyclospora cayetanensis*, *Encephalitozoon intestinalis* and *Cryptosporidium parvum* in water used for drinking. *Journal of Water and Health*, 1:117–123.
- Goodgame R, 2003: Emerging causes of traveller's diarrhea: *Cryptosporidium*, *Cyclospora*, *Isospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.
- Joynton DHM, 1999: Emerging parasitic infections in man. *The Infectious Disease Review*, 1:131–134.
- Slifko TR, Smith HV y Rose JB, 2000 Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.

### 11.3.9 *Naegleria fowleri*

#### Descripción general

El género *Naegleria* está formado por ameboflagelados de vida libre ampliamente distribuidos en el medio ambiente. *N. fowleri* es la principal especie infecciosa. Las especies del género *Naegleria* tienen tres estadios: trofozoíto, flagelado y quiste. El trofozoíto (de 10 a 20  $\mu\text{m}$ ) se desplaza gracias a la emisión explosiva de pseudópodos, se alimenta de bacterias y se reproduce mediante fisión binaria. Puede transformarse en flagelado, un estadio que presenta dos flagelos anteriores. El flagelado no se divide, sino que revierte al estado de trofozoíto. En condiciones adversas, el trofozoíto se transforma en un quiste circular (de 7 a 15  $\mu\text{m}$  de diámetro) resistente a tales condiciones.

#### Efectos sobre la salud humana

*Naegleria fowleri* causa meningoencefalitis amebiana primaria (MAP) en personas sanas. La ameba penetra en el cerebro atravesando la mucosa olfativa y la lámina cribosa. La enfermedad es aguda y los enfermos suelen morir en 5 a 10 días, antes de que se pueda diagnosticar el agente infeccioso. El tratamiento es difícil. Aunque la infección es rara, se notifican nuevos casos cada año.

#### Fuentes y prevalencia

*Naegleria fowleri* es termófila y no tiene dificultad para proliferar a temperaturas de hasta 45 °C. Está presente de forma natural en aguas dulces a temperatura adecuada y su prevalencia sólo está relacionada de forma indirecta con la actividad humana, en la medida en que dicha actividad puede alterar la temperatura o estimular la producción de bacterias (fuente de alimento). Se ha notificado la presencia del agente patógeno en muchos países, generalmente asociado a medios acuáticos con contaminación térmica, como aguas geotermales o piscinas climatizadas. No obstante, se ha detectado este microorganismo en sistemas de abastecimiento de agua de consumo, sobre todo en aquellos en los que la temperatura del agua puede superar los 25 o 30 °C. La única fuente conocida de infección es el agua. Los primeros casos de meningitis amebiana se diagnosticaron en Australia y Florida en 1965. Desde esa fecha, se han notificado aproximadamente 100 casos de MAP en todo el mundo.

#### Vías de exposición

La infección por *N. fowleri* se contrae casi exclusivamente por la exposición de las fosas nasales a agua contaminada. Esta infección se asocia sobre todo al uso recreativo del agua, como en piscinas y balnearios, así como con aguas superficiales calentadas de forma natural por el sol, aguas de refrigeración industrial y los manantiales geotérmicos. En unos pocos casos, no se ha establecido un nexo con la exposición a aguas recreativas. La frecuencia de MAP es más alta durante los cálidos meses de verano, cuando muchas personas realizan actividades recreativas acuáticas y cuando la temperatura del agua facilita la proliferación de este organismo. No se ha notificado el consumo de agua o alimentos contaminados ni el contacto entre personas como vías de transmisión.

#### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

Se ha detectado la presencia de *Naegleria fowleri* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo. Aunque no se ha demostrado, es posible la infección, de forma directa o indirecta, por microorganismos procedentes del agua de consumo, por ejemplo por el uso de agua de consumo en piscinas. Cualquier suministro de agua cuya temperatura supere estacionalmente los 30 °C o que supere continuamente los

25 °C puede, potencialmente, favorecer la proliferación de *N. fowleri*. En tales casos, sería recomendable realizar estudios prospectivos periódicos. Se ha comprobado que concentraciones residuales de cloro libre o monocloramina superiores a 0,5 mg/l pueden controlar la presencia de *N. fowleri*, siempre que el desinfectante perdure a través del sistema de distribución del agua. Además de mantener concentraciones residuales persistentes de desinfectantes, otras medidas de control destinadas a limitar la presencia de microorganismos que forman biopelículas contribuirán a reducir las fuentes de alimento y, por consiguiente, la proliferación del microorganismo en los sistemas de distribución. Dada la naturaleza medioambiental de esta ameba, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de *N. fowleri* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

#### Referencias seleccionadas

- Behets J *et al.*, 2003: Detection of *Naegleria* spp. and *Naegleria fowleri*: a comparison of flagellation tests, ELISA and PCR. *Water Science and Technology*, 47:117–122.
- Cabanes P-A *et al.*, 2001: Assessing the risk of primary amoebic meningoencephalitis from swimming in the presence of environmental *Naegleria fowleri*. *Applied and Environmental Microbiology*, 67:2927–2931.
- Dorsch MM, Cameron AS y Robinson BS, 1983: The epidemiology and control of primary amoebic meningoencephalitis with particular reference to South Australia. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, 77:372–377.
- Martinez AJ y Visvesvara GS, 1997: Free-living amphizoic and opportunistic amebas. *Brain Pathology*, 7:583–598.
- Parija SC y Jayakeerthee SR, 1999: *Naegleria fowleri*: a free living amoeba of emerging medical importance. *Communicable Diseases*, 31:153–159.

#### 11.3.10 *Toxoplasma gondii*

##### Descripción general

Se han descrito muchas especies de *Toxoplasma* y de microorganismos similares, pero parece ser que la única especie infecciosa para las personas es *T. gondii*. *Toxoplasma gondii* es un coccidio parásito, cuyo hospedador definitivo es el gato. El gato es el único animal que aloja el parásito en el tubo digestivo, donde se produce la reproducción sexual. La forma asexual que se multiplica activamente en el hospedador humano es un parásito intracelular obligado de 3 a 6 µm de diámetro llamado taquizoíto. Una fase crónica de la enfermedad se desarrolla al transformarse los taquizoítos en bradizoítos, que se reproducen lentamente y que se convierten finalmente en quistes en el tejido del hospedador. En el ciclo natural, los quistes infecciosos se encuentran en ratones y ratas, que sirven de alimento a gatos en los que se desarrolla el estadio sexual del parásito. Tras digerirse la pared del quiste, los bradizoítos penetran en las células epiteliales del intestino delgado. Tras varias generaciones de multiplicación intracelular del parásito, se forman micro y macrogametos. La fecundación de estos últimos ocasiona el desarrollo de ooquistes que se excretan en las heces tan solo 5 días después de que un gato haya ingerido los quistes. Los ooquistes necesitan de 1 a 5 días para esporular en el medio ambiente. Tanto los ooquistes esporulados y como los tisulares pueden producir infecciones en hospedadores vulnerables.

##### Efectos sobre la salud humana

La toxoplasmosis suele ser asintomática en las personas. En un pequeño porcentaje de casos, se presentan síntomas parecidos a los de la gripe, linfadenopatía y hepatoesplenomegalia entre 5 y 23 días después de la ingestión de quistes u ooquistes. Los quistes latentes, formados en tejidos orgánicos tras la infección primaria, pueden reactivarse cuando se debilita el sistema inmunitario, generando una metástasis de la enfermedad a los pulmones y al sistema nervioso central, ocasionando neumonía o trastornos neurológicos graves. Cuando la infección afecta a estos órganos, puede ser mortal en personas inmunodeprimidas. La toxoplasmosis congénita generalmente es asintomática, pero puede causar coriorretinitis, calcificaciones cerebrales, hidrocefalia, trombocitopenia grave y convulsiones. La primoinfección durante la etapa inicial del embarazo puede provocar un aborto espontáneo, muerte prenatal o alteraciones del desarrollo fetal.

##### Fuentes y prevalencia

La toxoplasmosis está presente en todo el mundo. Se calcula que en muchas partes del mundo entre el 15 y el 30% de la carne de cordero y de cerdo está infectada con quistes y que la prevalencia de gatos propagadores de ooquistes puede ser del 1%. Aproximadamente el 50% de la población europea resulta infectada antes de cumplir los treinta años, y en Francia esta proporción roza el 80%. Puede haber ooquistes de *Toxoplasma gondii* en fuentes de agua y sistemas de abastecimiento contaminados con heces

de gatos infectados. Debido a la ausencia de métodos prácticos para la detección de ooquistes de *T. gondii*, hay escasa información sobre la prevalencia de los ooquistes en sistemas de abastecimiento de agua tratada y sin tratar. Tampoco se dispone de información detallada sobre la supervivencia y el comportamiento de los ooquistes en medios acuáticos. No obstante, se han notificado pruebas cualitativas de la presencia de ooquistes en agua contaminada fecalmente y hay estudios que sugieren que los ooquistes de *T. gondii* pueden ser tan resistentes a las condiciones desfavorables en medios acuáticos como los de parásitos relacionados.

### Vías de exposición

Tanto los ooquistes de *T. gondii* que esporulan tras ser excretados por los gatos como los quistes tisulares son potencialmente infecciosos. Las personas pueden infectarse al ingerir ooquistes excretados por gatos, ya sea por contacto directo o por contacto con tierra o agua contaminada. Dos brotes de toxoplasmosis se han relacionado con el consumo de agua contaminada. En Panamá, se señaló el agua de un arroyo contaminada por ooquistes procedentes de gatos selváticos como la fuente de infección más probable; y en 1995, un brote en Canadá se asoció con la contaminación de un embalse de agua de consumo con excrementos de gatos domésticos o salvajes. Un estudio realizado en Brasil de 1997 a 1999 señaló el consumo de agua no filtrada como un factor de riesgo en pruebas serológicas de la presencia de *T. gondii*. No obstante, es más frecuente contraer la toxoplasmosis por el consumo de carne o productos cárnicos crudos o poco hechos que contienen quistes de *T. gondii*. La infección también se produce por vía transplacentaria.

### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

El agua de consumo contaminada se ha identificado como fuente de brotes de toxoplasmosis, pero se sabe poco acerca de la respuesta de *T. gondii* a los procesos de tratamiento del agua. Los ooquistes de este microorganismo son más grandes que los de *Cryptosporidium* y deberían poderse eliminar mediante filtración. En un PSA, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de *T. gondii* deben centrarse en la prevención de la contaminación del agua de alimentación por gatos salvajes y domésticos. En caso necesario, los microorganismos pueden eliminarse mediante la filtración. Dada la falta de información sobre la sensibilidad de *T. gondii* a la desinfección, se desconoce la fiabilidad del análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como índice de la presencia o ausencia de estos microorganismos en aguas de consumo.

### Referencias seleccionadas

- Aramini JJ *et al.*, 1999: Potential contamination of drinking water with *Toxoplasma gondii* oocysts. *Epidemiology and Infection*, 122:305–315.
- Bahia-Oliveira LMG *et al.*, 2003: Highly endemic, waterborne toxoplasmosis in North Rio de Janeiro State, Brazil. *Emerging Infectious Diseases*, 9:55–62.
- Bowie WR *et al.*, 1997: Outbreak of toxoplasmosis associated with municipal drinking-water. The BC Toxoplasma Investigation Team. *Lancet*, 350:173–177.
- Kourenti C *et al.*, 2003: Development and application of different methods for the detection of *Toxoplasma gondii* in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 69:102–106.

## 11.4 Helmintos patógenos

La palabra «helminto» procede de la palabra griega que significa «gusano» y hace referencia a todos los tipos de gusanos, tanto los parasitarios como los no parasitarios. Los principales gusanos parásitos se clasifican fundamentalmente en el filo *Nematoda* (nematodos) y el filo *Platyhelminthes* (platelmintos, incluidos los trematodos). Los helmintos parásitos infectan a numerosas personas y animales en todo el mundo. El agua de consumo no es una vía de transmisión significativa de la mayoría de los helmintos, pero hay dos excepciones: *Dracunculus medinensis* (dracunculo) y *Fasciola* spp. (*F. hepatica* y *F. gigantica*) (trematodos hepáticos). Ambos nematodos necesitan hospedadores intermedios para completar sus ciclos biológicos, pero se transmiten por el agua de consumo mediante mecanismos diferentes. Otras helmintiasis pueden transmitirse por contacto con el agua (esquistosomiasis) o están asociadas al uso agrícola de aguas residuales sin tratar (ascariasis, tricuriasis, anquilostomiasis y estrogiloidiasis), pero no suelen transmitirse por el agua de consumo.

### 11.4.1 *Dracunculus medinensis*

*Dracunculus medinensis*, comúnmente conocido como «dracunculo», pertenece al filo *Nematoda* y es el único nematodo con transmisión significativa por el agua de consumo.

La erradicación en todo el mundo, antes de 1995, de la infección por dracunculo fue un objetivo del Decenio Internacional del Agua Potable y del Saneamiento Ambiental (1981–1990), y la Asamblea Mundial de la Salud se comprometió formalmente con este objetivo en 1991. El programa de erradicación del dracunculo (*Dracunculus Eradication Programme*) ha logrado reducir drásticamente el número de casos. Se calcula que en 1986 había 3,3 millones de casos, 625 000 casos en 1990 y menos de 60 000 en 2002, la mayoría en Sudán. La dracunculiasis se limita a los países de la franja central del África subsahariana.

### **Descripción general**

Los gusanos de *D. medinensis* se alojan en los tejidos cutáneos y subcutáneos de los individuos infectados. Las hembras alcanzan una longitud de hasta 700 mm y los machos 25 mm. Cuando la hembra está lista para expulsar las larvas (embriones), su extremo anterior emerge de una ampolla o úlcera, que generalmente se encuentra en el pie o parte inferior de la pierna, y libera numerosas larvas rhabditiformes cuando la parte del cuerpo afectada se sumerge en agua. Las larvas pueden moverse en el agua durante unos tres días y durante ese tiempo pueden ser ingeridas por muchas especies de *Cyclops* (crustáceo copépodo ciclopoide). Las larvas penetran en el hemocele, sufren dos mudas y adquieren capacidad de infectar a un nuevo hospedador en unas dos semanas. Si se ingiere el *Cyclops* (que mide de 0,5 a 2,0 mm) presente en el agua de consumo, las larvas se liberan en el estómago, penetran en las paredes intestinales y peritoneales, y se alojan en los tejidos subcutáneos.

### **Efectos sobre la salud humana**

Los síntomas aparecen justo antes de la salida del gusano. Las manifestaciones tempranas (urticaria, eritema, disnea, vómitos, prurito y mareos) son de carácter alérgico. En el 50% de los casos aproximadamente, al cabo de pocas semanas sale el gusano completo; después, la lesión cicatriza rápidamente y el paciente queda discapacitado durante poco tiempo. En los demás casos, sin embargo, se producen complicaciones: se produce una infección secundaria del rastro que deja el gusano, lo que provoca una reacción inflamatoria grave que puede ocasionar la formación de abscesos acompañados de dolor incapacitante durante varios meses. Es muy raro que se produzca un desenlace mortal, pero puede producirse discapacidad permanente por contracturas de tendones y artritis crónica. La enfermedad puede tener repercusiones económicas sustanciales. Un estudio calculó una reducción anual del 11% en la producción de arroz de una zona de Nigeria oriental, con un coste de 20 millones de dólares.

### **Fuentes y prevalencia**

La infección por dracunculo está limitada geográficamente a países de una franja central del África subsahariana. El agua de consumo que contiene *Cyclops* infectados es la única fuente de infección por *Dracunculus*. Esta enfermedad suele producirse en zonas rurales que carecen de sistemas de abastecimiento de agua por tuberías. La transmisión tiende a ser muy estacional, condicionada por cambios en las fuentes de agua. Por ejemplo, en una zona de sabana seca de Malí, con una pluviosidad anual inferior a 800 mm, la transmisión es máxima a comienzos de la estación de lluvias, pero en la zona de sabana húmeda del sur de Nigeria, con una pluviosidad anual superior a 1300 mm, el máximo se produce en la estación seca. La estrategia de erradicación combina diversas intervenciones, como sistemas de vigilancia integrados, intensificación de medidas de contención de casos, suministro de agua inocua y educación sanitaria.

### **Vías de exposición**

La única vía de exposición es el consumo de agua contaminada con *Cyclops* spp. portadores de larvas infecciosas de *Dracunculus*.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

*Dracunculus medinensis* es el único parásito humano que podría erradicarse en un futuro próximo gracias al suministro de agua de consumo inocua. Para prevenir la infección, basta con adoptar ciertas medidas de control relativamente sencillas, como estrategias de actuación para impedir la expulsión al agua, por gusanos hembra en pacientes infectados, de larvas de *D. medinensis*, y el control de *Cyclops* spp. en los recursos hídricos mediante el uso de peces. Otra medida de prevención es la construcción de pozos sondeo y pozos seguros. Los pozos y manantiales deben rodearse con brocales de cemento e impedirse el baño y el lavado en sus aguas. Otras medidas de control son la filtración del agua contaminada con larvas infecciosas de *Dracunculus* mediante un paño de malla fina para retirar los copéodos del género *Cyclops*, o su destrucción mediante el tratamiento del agua de consumo con cloro.



## Referencias seleccionadas

- Cairncross S, Muller R y Zagaria N, 2002: Dracunculiasis (guinea worm disease) and the eradication initiative. *Clinical Microbiology Reviews*, 15:223–246.
- Hopkins DR y Ruiz-Tiben E, 1991: Strategies for dracunculiasis eradication. *Boletín de la Organización Mundial de la Salud*, 69:533–540.

### 11.4.2 *Fasciola* spp.

Producen fascioliasis dos especies de trematodos del género *Fasciola*: *F. hepatica*, presente en Europa, África, Asia, América y Oceanía, y *F. gigantica*, que se encuentra principalmente en África y Asia. La fascioliasis humana se consideró una enfermedad zoonótica secundaria hasta mediados de la década de 1990. En la mayoría de las regiones, la fascioliasis se transmite por los alimentos. Sin embargo, el descubrimiento de metacercarias flotantes en regiones hiperendémicas (como en la región del altiplano andino en Sudamérica) indica que el agua de consumo puede ser una vía de transmisión significativa de la fascioliasis en ciertos lugares.

### Descripción general

El ciclo biológico de *F. hepatica* y *F. gigantica* dura entre 14 y 23 semanas y necesita dos hospedadores. Se compone de cuatro fases. En la primera fase, el hospedador definitivo ingiere las metacercarias; éstas se enquistan en el tubo digestivo y después migran al hígado y las vías biliares. Transcurridos de 3 a 4 meses, los trematodos alcanzan la madurez sexual y producen huevos, que se excretan a la bilis y el intestino. Los trematodos adultos pueden vivir entre 9 y 14 años en el hospedador. En la segunda fase, la persona o animal excreta los huevos; cuando alcanzan agua dulce, se desarrolla un miracidio en el interior. En la tercera fase, los miracidios penetran en un caracol hospedador y se desarrollan en cercarias, que se liberan en el agua. En la cuarta y última fase, las cercarias nadan durante un breve periodo hasta que alcanzan un lugar adecuado al que fijarse (plantas acuáticas), donde se enquistan y forman metacercarias que se convierten en infecciosas en 24 horas. Algunas metacercarias no se adhieren a las plantas, sino que permanecen flotando en el agua.

### Efectos sobre la salud humana

Los parásitos se alojan en los conductos biliares grandes y en la vesícula biliar. La enfermedad presenta síntomas distintos en las fases aguda y crónica de la infección. La fase invasiva o aguda puede durar de 2 a 4 meses y se caracteriza por síntomas como dispepsia, náuseas y vómitos, dolor abdominal y fiebre alta (hasta 40 °C). También se pueden producir anemia y respuestas alérgicas (por ejemplo, prurito y urticaria). En niños, la infección aguda puede ocasionar síntomas graves y, en ocasiones, causar la muerte. La fase obstructiva o crónica (tras meses o años de infección) puede caracterizarse por una hepatomegalia dolorosa y, en ciertos casos, ictericia obstructiva, dolores torácicos, pérdida de peso y colelitiasis. Las secuelas más importantes de la enfermedad son lesiones hepáticas, fibrosis e inflamación crónica de las vías biliares. Los trematodos inmaduros pueden desviarse durante su migración, penetrar en otros órganos y ocasionar fascioliasis ectópica en diversos tejidos subcutáneos. La fascioliasis se puede tratar con triclabendazol.

### Fuentes y prevalencia

Los casos en personas han ido en aumento en 51 países de cinco continentes. Las estimaciones del número de personas con fascioliasis oscilan entre 2,4 y 17 millones, o incluso más, en función de cuál sea la prevalencia, no cuantificada, en muchos países de África y Asia.

El análisis de la distribución geográfica de los casos en personas muestra que la correlación entre la fascioliasis animal y humana sólo se produce a un nivel básico. Las zonas con tasas de prevalencia altas en personas no se corresponden necesariamente con zonas donde la fascioliasis es un gran problema veterinario. Hay problemas de salud graves asociados a la fascioliasis en países andinos (Bolivia, Perú, Chile, Ecuador), el Caribe (Cuba), el norte de África (Egipto), Oriente Próximo (Irán y países vecinos) y Europa occidental (Portugal, Francia y España).

### Vías de exposición

Las personas pueden contraer fascioliasis cuando ingieren metacercarias infecciosas al comer plantas acuáticas crudas (y, en algunos casos, plantas terrestres, como lechuga, regadas con agua contaminada), beber agua contaminada, emplear utensilios lavados con agua contaminada o comer hígado crudo infectado con trematodos inmaduros.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Con frecuencia, se cita al agua como fuente de infección para las personas. En el altiplano boliviano, el 13% de las metacercarias aisladas son flotantes. El agua de consumo sin tratar en regiones hiperendémicas suele contener metacercarias flotantes; por ejemplo, en un pequeño arroyo que atraviesa la región del altiplano boliviano se detectaron hasta 7 metacercarias por cada 500 ml. Existen pruebas indirectas que sustentan la importancia del agua como vía de transmisión de la fascioliasis. Se han establecido asociaciones positivas significativas entre la infección por trematodos hepáticos y la infección por otros protozoos y helmintos transmitidos por el agua en países andinos y en Egipto. En muchas zonas de América hiperendémicas de fascioliasis humana, no es costumbre consumir berros ni otras plantas acuáticas. En la región del Delta del Nilo, el riesgo de infección de las personas que vivían en casas con acceso a agua entubada era más alto. Es probable que las metacercarias sean resistentes a la desinfección con cloro, pero probablemente puedan eliminarse mediante diversos procesos de filtración. Por ejemplo, en Tiba (Egipto) la prevalencia en personas disminuyó drásticamente después de que se suministrara agua filtrada a lavaderos con un diseño especial.

### **Referencias seleccionadas**

- Mas-Coma S, 2004: Human fascioliasis. En: *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Mas-Coma S, Esteban JG y Bargues MD, 1999: Epidemiología de la fascioliasis humana: revisión y propuesta de nueva clasificación. *Boletín de la Organización Mundial de la Salud*, 77(4):340–346.
- OMS, 1995: *Lucha contra las trematodiasis de transmisión alimentaria*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (Serie de Informes Técnicos de la OMS, n.º 849).

## **11.5 Cianobacterias tóxicas**

Hay información más detallada sobre cianobacterias tóxicas en el documento de referencia *Toxic Cyanobacteria in Water* (véase el apartado 1.3).

### **Descripción general**

Las cianobacterias son bacterias fotosintéticas que comparten algunas propiedades con las algas: en particular, que poseen clorofila a y que liberan oxígeno durante la fotosíntesis. Las primeras especies que se descubrieron eran de color verdeazulado, por lo que se conocen comúnmente como «algas verdeazuladas». No obstante, producen diversos pigmentos, de modo que muchas no son verdeazuladas, sino de colores que van del verde azulado al pardo amarillento y al rojo. La mayoría de las cianobacterias son fotótrofos aerobios, pero algunas presentan crecimiento heterótrofo. Pueden crecer como células independientes, o formando filamentos o colonias multicelulares. Pueden clasificarse, hasta el nivel de género, basándose en el análisis microscópico de su morfología. Algunas especies forman floraciones o capas de verdín en la superficie del agua, mientras que otras permanecen suspendidas en la masa de agua y otras proliferan en el fondo (bentos). Algunas cianobacterias son capaces de regular su flotabilidad mediante vacuolas gaseosas intracelulares, y algunas especies pueden fijar el nitrógeno molecular disuelto en el agua. La característica más destacada de las cianobacterias, en términos de su repercusión sobre la salud pública, es que hay diversas especies que pueden producir toxinas.

### **Efectos sobre la salud humana**

Muchas cianobacterias producen toxinas potentes (véase el cuadro 11.1). El asunto de las cianotoxinas también se aborda en el apartado 8.5.6. Cada toxina tiene propiedades específicas, y algunos de sus efectos perjudiciales específicos son daños hepáticos, neurotoxicidad y oncogenia. Algunos síntomas agudos notificados tras la exposición son: trastornos digestivos, fiebre e irritaciones de la piel, los oídos, los ojos, la garganta y el aparato respiratorio. Las cianobacterias no proliferan en el organismo humano, de modo que no son infecciosas.

### **Fuentes y prevalencia**

Las cianobacterias están ampliamente extendidas y están presentes en diversos tipos de medios, incluidos los suelos, el agua de mar y, de forma destacada, en medios dulceacuáticos. Algunas condiciones medioambientales, como la luz solar, las temperaturas cálidas, la baja turbulencia y las altas concentraciones de nutrientes, pueden favorecer su proliferación. Ésta puede ocasionar, en función de la especie, una coloración verdosa del agua por la alta densidad de células suspendidas, o, en algunos casos, la formación de capas superficiales de verdín. Estas acumulaciones de células pueden generar altas concentraciones de toxinas.

**Cuadro 11.1 Cianotoxinas producidas por cianobacterias**

Especie tóxica	Cianotoxina
Posiblemente, <i>Anabaena</i> spp.	Anatoxina-a(S), anatoxina-a, microcistinas, saxitoxinas
<i>Anabaenopsis millenii</i>	Microcistinas
<i>Aphanizomenon</i> spp.	Anatoxina-a, saxitoxinas, cilindrospermopsina
<i>Cylindrospermum</i> spp.	Cilindrospermopsina, saxitoxinas, anatoxina-a
<i>Lyngbya</i> spp.	Saxitoxinas, lyngbyatoxinas
<i>Microcystis</i> spp.	Microcistinas, anatoxina-a (cantidades pequeñas)
<i>Nodularia</i> spp.	Nodularinas
<i>Nostoc</i> spp.	Microcistinas
<i>Oscillatoria</i> spp.	Anatoxina-a, microcistinas
<i>Planktothrix</i> spp.	Anatoxina-a, homoanatoxina-a, microcistinas
<i>Raphidiopsis curvata</i>	Cilindrospermopsina
<i>Umezakia natans</i>	Cilindrospermopsina

**Vías de exposición**

La exposición a las toxinas por ingestión de agua de consumo, durante la práctica de actividades recreativas, al ducharse y, posiblemente, por el consumo de comprimidos de complementos alimenticios elaborados con algas, podría ser peligrosa para la salud. El principal peligro de muchas de las cianotoxinas es la exposición repetida o crónica; no obstante, en algunos casos es más importante la toxicidad aguda (por ejemplo, en el caso de las lyngbyatoxinas, y las neurotoxinas saxitoxina y anatoxina). Han fallecido personas por el uso en diálisis renal de agua tratada inadecuadamente que contenía concentraciones altas de cianotoxinas. La exposición dérmica puede producir irritaciones de la piel y de las mucosas, así como reacciones alérgicas.

**Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

En la mayoría de las aguas superficiales hay concentraciones pequeñas de cianobacterias, pero en condiciones ambientales propicias pueden producirse «floraciones» con una gran densidad de cianobacterias. La eutrofización (aumento del crecimiento biológico asociado a un aumento de la concentración de nutrientes) puede favorecer la aparición de floraciones de cianobacterias (véase también el apartado 8.5.6).

**Referencias seleccionadas**

- Backer LC, 2002: Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18:20–31.
- Chorus I y Bartram J, (eds.), 1999: *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Publicado por E & FN Spon, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Lahti K *et al.*, 2001: Occurrence of microcystins in raw water sources and treated drinking water of Finnish waterworks. *Water Science and Technology*, 43:225–228.

**11.6 Microorganismos indicadores e índices**

Por motivos relacionados con la complejidad, el costo y el tiempo que se tarda en obtener los resultados, los análisis de agentes patógenos específicos se limitan generalmente a la validación, cuya función es comprobar si un tratamiento u otro proceso elimina de forma eficaz los microorganismos objetivo. Muy ocasionalmente, se pueden realizar análisis de agentes patógenos para comprobar que un tratamiento o proceso específico ha sido eficaz. No obstante, los análisis microbiológicos incluidos en el monitoreo operativo y de verificación (incluida la vigilancia) se limitan habitualmente a la detección de microorganismos indicadores, ya sea para medir la eficacia de las medidas de control o como índices de contaminación fecal.

El uso de la presencia de microorganismos indicadores como indicio de contaminación fecal es una práctica bien establecida en la evaluación de la calidad del agua de consumo. Se determinó que estos indicadores, además de no ser patógenos, debían cumplir los criterios siguientes:

- estar universalmente presentes, en grandes concentraciones, en las heces de personas y animales;
- no proliferar en aguas naturales;
- tener una persistencia en agua similar a la de los agentes patógenos fecales;
- estar presentes en concentraciones mayores que las de los agentes patógenos fecales;
- responder a los procesos de tratamiento de forma similar a los agentes patógenos fecales; y

- poder detectarse fácilmente mediante métodos sencillos y baratos.

Estos criterios dan por supuesto que el mismo microorganismo indicador puede utilizarse como índice de contaminación fecal y como indicador de la eficacia de un tratamiento o proceso. No obstante, se ha comprobado que un solo indicador no puede cumplir ambas funciones. Se ha prestado una creciente atención a las limitaciones de los indicadores tradicionales, como *E. coli*, como indicadores indirectos de la presencia de protozoos y virus entéricos, y se ha sugerido el uso de otros indicadores para estos agentes patógenos, como bacteriófagos y esporas bacterianas. Además, se asigna una creciente fiabilidad a parámetros que pueden utilizarse como indicadores de la eficacia de los tratamientos y procesos diseñados para eliminar agentes patógenos fecales, como bacterias, virus, protozoos y helmintos.

Es importante distinguir entre los análisis microbiológicos realizados para detectar la presencia de agentes patógenos fecales y los que miden la eficacia de tratamientos o procesos. Como primer paso, se ha propuesto el uso de dos términos diferentes: índice e indicador, que se definen así:

- un microorganismo índice es el que señala la presencia de microorganismos patógenos; por ejemplo, como índice de agentes patógenos fecales; y
- un microorganismo indicador es el que se utiliza para medir la eficacia de un proceso; por ejemplo, un indicador de proceso o un indicador de desinfección.

Estos términos pueden aplicarse también a parámetros no microbiológicos; así, la turbidez puede utilizarse como indicador de filtración.

La cuestión de los microorganismos índices e indicadores se trata más fondo en el documento de referencia *Assessing Microbial Safety of Drinking Water* (véase el apartado 1.3).

### **11.6.1 Total de bacterias coliformes**

#### **Descripción general**

El «total de bacterias coliformes» (o «coliformes totales») incluye una amplia variedad de bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gramnegativos y no esporulantes capaces de proliferar en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares fermentando la lactosa y produciendo ácido o aldehído en 24 h a 35–37 °C. *Escherichia coli* y los coliformes termotolerantes son un subgrupo del grupo de los coliformes totales que pueden fermentar la lactosa a temperaturas más altas (véase el apartado 11.6.2). Los coliformes totales producen, para fermentar la lactosa, la enzima  $\beta$ -galactosidasa. Tradicionalmente, se consideraba que las bacterias coliformes pertenecían a los géneros *Escherichia*, *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter*, pero el grupo es más heterogéneo e incluye otros géneros como *Serratia* y *Hafnia*. El grupo de los coliformes totales incluye especies fecales y ambientales.

#### **Valor como indicador**

El grupo de los coliformes totales incluye microorganismos que pueden sobrevivir y proliferar en el agua. Por consiguiente, no son útiles como índice de agentes patógenos fecales, pero pueden utilizarse como indicador de la eficacia de tratamientos y para evaluar la limpieza e integridad de sistemas de distribución y la posible presencia de biopelículas. No obstante, hay mejores indicadores para estos fines. El análisis de los coliformes totales, como indicador de desinfección, es mucho más lento y menos fiable que la medición directa de la concentración residual de desinfectante. Además, los coliformes totales son mucho más sensibles a la desinfección que los protozoos y virus entéricos. El RHP detecta una gama más amplia de microorganismos y se considera generalmente un mejor indicador de la integridad y limpieza de los sistemas de distribución.

#### **Fuentes y prevalencia**

Las bacterias pertenecientes al grupo de los coliformes totales (excluida *E. coli*) están presentes tanto en aguas residuales como en aguas naturales. Algunas de estas bacterias se excretan en las heces de personas y animales, pero muchos coliformes son heterótrofos y capaces de multiplicarse en suelos y medios acuáticos. Los coliformes totales pueden también sobrevivir y proliferar en sistemas de distribución de agua, sobre todo en presencia de biopelículas.

#### **Aplicación en la práctica**

Los coliformes totales se miden generalmente en muestras de 100 ml de agua. Existen diversos procedimientos relativamente sencillos basados en la producción de ácido a partir de la lactosa o en la producción de la enzima  $\beta$ -galactosidasa. Los procedimientos incluyen la filtración del agua con una membrana que después se incuba en medios selectivos a 35–37 °C; transcurridas 24 h, se realiza un recuento de colonias. Otros métodos son los procedimientos de «número más probable» en los que se

utilizan tubos de ensayo o placas de microvaloración y pruebas de presencia/ausencia (P/A). Existen equipos de análisis para uso sobre el terreno.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Debe haber ausencia de coliformes totales inmediatamente después de la desinfección, y la presencia de estos microorganismos indica que el tratamiento es inadecuado. La presencia de coliformes totales en sistemas de distribución y reservas de agua almacenada puede revelar una reproductividad y posible formación de biopelículas, o bien contaminación por la entrada de materias extrañas, como tierra o plantas.

### **Referencias seleccionadas**

Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.

Grabow WOK, 1996: Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.

Sueiro RA *et al.*, 2001: Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

## **11.6.2 Escherichia coli y bacterias coliformes termotolerantes**

### **Descripción general**

Las bacterias del grupo de los coliformes totales que son capaces de fermentar lactosa a 44-45 °C se conocen como coliformes termotolerantes. En la mayoría de las aguas, el género predominante es *Escherichia*, pero algunos tipos de bacterias de los géneros *Citrobacter*, *Klebsiella* y *Enterobacter* también son termotolerantes. *Escherichia coli* se puede distinguir de los demás coliformes termotolerantes por su capacidad para producir indol a partir de triptófano o por la producción de la enzima  $\beta$ -glucuronidasa. *E. coli* está presente en concentraciones muy grandes en las heces humanas y animales, y raramente se encuentra en ausencia de contaminación fecal, aunque hay indicios de que puede crecer en suelos tropicales. Entre las especies de coliformes termotolerantes, además de *E. coli*, puede haber microorganismos ambientales.

### **Valor como indicador**

Se considera que *Escherichia coli* es el índice de contaminación fecal más adecuado. En la mayoría de las circunstancias, las poblaciones de coliformes termotolerantes se componen predominantemente de *E. coli*; por lo tanto, este grupo se considera un índice de contaminación fecal aceptable, pero menos fiable que *E. coli*. *Escherichia coli* (o bien los coliformes termotolerantes) es el microorganismo de elección para los programas de monitoreo para la verificación, incluidos los de vigilancia de la calidad del agua de consumo. Estos microorganismos también se utilizan como indicadores de desinfección, pero los análisis son mucho más lentos y menos fiables que la medición directa de la concentración residual de desinfectante. Además, *E. coli* es mucho más sensible a la desinfección que los protozoos y virus entéricos.

### **Fuentes y prevalencia**

Hay grandes cantidades de *Escherichia coli* en las heces humanas y animales, en las aguas residuales y en el agua que ha estado expuesta recientemente a contaminación fecal. Es muy poco probable que la disponibilidad de nutrientes y la temperatura del agua en los sistemas de distribución de agua de consumo favorezcan la proliferación de estos microorganismos.

### **Aplicación en la práctica**

La concentración de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) se mide, por lo general, en muestras de 100 ml de agua. Para ello existen diversos procedimientos relativamente sencillos basados en la producción de ácido y gas a partir de la lactosa o en la producción de la enzima  $\beta$ -glucuronidasa. Los procedimientos incluyen la filtración del agua con una membrana que después se incuba en medios selectivos a 44–45 °C; transcurridas 24 h, se realiza un recuento de colonias. Otros posibles métodos son los procedimientos de «número más probable», en los que se utilizan tubos de ensayo o placas de microvaloración y pruebas de P/A, algunas con volúmenes de agua mayores que 100 ml. Existen equipos de análisis para uso sobre el terreno.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La presencia de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es un indicio de contaminación fecal reciente, por lo que tras su detección debería considerarse la toma de medidas adicionales, como la realización de muestreos adicionales y la investigación de las posibles fuentes de contaminación, como un tratamiento inadecuado o alteraciones de la integridad del sistema de distribución.

### **Referencias seleccionadas**

- Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- George I *et al.*, 2001: Use of rapid enzymatic assays to study the distribution of faecal coliforms in the Seine river (France). *Water Science and Technology*, 43:77–80.
- Grabow WOK, 1996: Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Sueiro RA *et al.*, 2001: Evaluation of Coli-ID and MUG Plus media for recovering *Escherichia coli* and other coliform bacteria from groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:213–216.

### **11.6.3 Recuentos de heterótrofos en placa**

Se ha publicado un examen exhaustivo sobre la utilización de recuentos de heterótrofos en placa (RHP) (Bartram *et al.*, 2003).

### **Descripción general**

El RHP detecta un amplio espectro de microorganismos heterótrofos, incluidas bacterias y hongos, basándose en la capacidad de estos microorganismos de crecer en medios ricos en nutrientes, sin agentes selectivos ni inhibidores, durante un periodo de incubación especificado y a una temperatura definida. El espectro de microorganismos detectados mediante este tipo de análisis incluye microorganismos sensibles a los procesos de desinfección, como las bacterias coliformes; microorganismos resistentes a la desinfección, como los esporulantes, y microorganismos que proliferan con rapidez en el agua tratada en ausencia de concentraciones residuales de desinfectantes. Los análisis detectan únicamente una pequeña proporción de los microorganismos presentes en el agua y la población recuperada será diferente según el método y las condiciones que se apliquen. Aunque se han desarrollado métodos normalizados, no existe un método universal y único de medición del RHP: existen diversos medios de cultivo, se utilizan diversas temperaturas de incubación, de 20 °C a 37 °C, y los periodos de incubación varían desde unas pocas horas hasta siete días o más.

### **Valor como indicador**

El análisis tiene poco valor como índice de la presencia de microorganismos patógenos, pero puede utilizarse en el monitoreo operativo como indicador de tratamiento y desinfección del agua, con el objetivo de mantener los recuentos en los valores más bajos que sea posible. Los RHP también se pueden usar para evaluar la limpieza e integridad de los sistemas de distribución, así como la presencia de biopelículas.

### **Fuentes y prevalencia**

Son microorganismos heterótrofos tanto los microorganismos, normalmente inoocuos, que forman parte de la microflora natural de los medios acuáticos como los microorganismos presentes en diversas fuentes de contaminación. Son abundantes en fuentes de agua bruta. Los microorganismos concretos que detectan los RHP varían mucho de unos lugares a otros y entre muestras consecutivas. Algunos procesos de tratamiento del agua de consumo, como la coagulación y la sedimentación, reducen la concentración de microorganismos detectados mediante RHP del agua. Sin embargo, otros tratamientos, como la filtración en arena o en carbono bioactivo, sustentan la proliferación de estos microorganismos. Los microorganismos detectados mediante RHP disminuyen significativamente con los tratamientos de desinfección, como la cloración, la ozonización y la irradiación con luz UV. Sin embargo, en la práctica, ninguno de los procesos de desinfección esteriliza el agua, y los microorganismos detectados mediante RHP pueden proliferar con rapidez en condiciones adecuadas, como la ausencia de concentraciones residuales de desinfectantes. Los microorganismos detectados mediante RHP pueden proliferar tanto en el agua como en superficies que están en contacto con el agua, como las biopelículas. Los factores principales que favorecen la proliferación o repoblación son la temperatura, la disponibilidad de nutrientes (incluido el carbono orgánico asimilable), la ausencia de concentraciones residuales de desinfectantes y el estancamiento del agua.

### **Aplicación en la práctica**

No se necesitan laboratorios muy complejos, ni personal muy especializado. Los resultados se obtienen mediante la incubación de sencillas placas de agar en atmósfera aerobia y están disponibles en horas o días, en función de las características del procedimiento utilizado.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Después de la desinfección, cabe esperar que los RHP sean bajos; no obstante, para la mayoría de los usos de los RHP, los resultados concretos son menos importantes que sus variaciones en lugares determinados. En los sistemas de distribución, un aumento de los RHP puede indicar un deterioro de la limpieza, posiblemente la existencia de agua estancada, y el posible desarrollo de biopelículas. Entre los microorganismos detectados mediante RHP pueden haber agentes patógenos potencialmente oportunistas como *Acinetobacter*, *Aeromonas*, *Flavobacterium*, *Klebsiella*, *Moraxella*, *Serratia*, *Pseudomonas* y *Xanthomonas*. Sin embargo, no se ha demostrado que ninguno de estos microorganismos esté asociado a infecciones del aparato digestivo en la población general por la ingestión de agua de consumo.

### **Referencias seleccionadas**

- Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.

### **11.6.4 Enterococos intestinales**

#### **Descripción general**

Los enterococos intestinales incluyen las especies del género *Streptococcus* y son un subgrupo del grupo más amplio de los estreptococos fecales. Estas bacterias son grampositivas y relativamente tolerantes al cloruro sódico y al pH alcalino. Son anaerobias facultativas y pueden encontrarse aisladas, en parejas o en cadenas cortas. Todos los estreptococos fecales, incluidos los enterococos intestinales, dan una reacción positiva con antisueros anti grupo D de Lancefield y se han aislado en las heces de animales de sangre caliente. El subgrupo de los enterococos intestinales está formado por las especies *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* y *E. hirae*. Este grupo se separó del resto de los estreptococos fecales porque son índices relativamente específicos de contaminación fecal. Sin embargo, ocasionalmente, algunos enterococos intestinales aislados del agua pueden también proceder de otros hábitats, como el suelo, en ausencia de contaminación fecal.

#### **Valor como indicador**

El grupo de los enterococos intestinales puede utilizarse como índice de contaminación fecal, ya que la mayoría de las especies no proliferan en medios acuáticos. La concentración de enterococos intestinales en las heces humanas es, generalmente, alrededor de un orden de magnitud menor que la de *E. coli*. Este grupo presenta importantes ventajas: tienden a sobrevivir durante más tiempo que *E. coli* (o que los coliformes termotolerantes) en medios acuáticos, y son más resistentes a la desecación y a la cloración. Los enterococos intestinales se han utilizado en el análisis del agua bruta como índice de la presencia de agentes patógenos fecales que sobreviven durante más tiempo que *E. coli* y en agua de consumo para complementar los análisis de *E. coli*. También se han utilizado para analizar la calidad del agua después de la realización de reparaciones en sistemas de distribución o de la instalación de cañerías nuevas.

#### **Fuentes y prevalencia**

Los enterococos intestinales se excretan habitualmente en las heces humanas y de otros animales de sangre caliente. Algunas especies de este grupo también se han detectado en suelos, en ausencia de contaminación fecal. Hay concentraciones altas de enterococos intestinales en las aguas residuales y en los medios acuáticos contaminados por aguas residuales o por residuos humanos o animales.

#### **Aplicación en la práctica**

Los enterococos se pueden detectar mediante medios de cultivo sencillos y baratos para los que únicamente se necesitan laboratorios de bacteriología básicos. Uno de los métodos utilizados comúnmente es la filtración con membranas, incubación de las membranas en medios selectivos a entre 35 y 37 °C durante 48 h y posterior recuento de las colonias. Otros métodos son la técnica del «número

más probable» mediante placas de microvaloración en la que la detección se basa en la capacidad de los enterococos intestinales de hidrolizar el 4-metil-umbeliferil- $\beta$ -D-glucósido en presencia de acetato de talio y de ácido nalidíxico en 36 h a 41 °C.

#### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La presencia de enterococos intestinales es un indicio de contaminación fecal reciente, por lo que tras su detección debería considerarse la toma de medidas adicionales, como la realización de muestreos adicionales y la investigación de las posibles fuentes de contaminación, como un tratamiento inadecuado o alteraciones de la integridad del sistema de distribución.

#### **Referencias seleccionadas**

- Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- Grabow WOK, 1996: Waterborne diseases: Update on water quality assessment and control. *Water SA*, 22:193–202.
- Junco TT *et al.*, 2001: Identification and antibiotic resistance of faecal enterococci isolated from water samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 203:363–368.
- Pinto B *et al.*, 1999: Characterization of “faecal streptococci” as indicators of faecal pollution and distribution in the environment. *Letters in Applied Microbiology*, 29:258–263.

#### **11.6.5 Clostridium perfringens**

##### **Descripción general**

Las bacterias del género *Clostridium* son bacilos grampositivos, anaerobios y sulfitorreductores. Producen esporas excepcionalmente resistentes a las condiciones desfavorables en medios acuáticos, incluidas la irradiación UV, los extremos de temperatura y pH, y los procesos de desinfección, como la cloración. La especie característica del género, *C. perfringens*, forma parte de la microflora intestinal normal de entre el 13 y el 35% de las personas y otros animales de sangre caliente, aunque este género también incluye otras especies cuyo origen no es exclusivamente fecal. Al igual que *E. coli*, *C. perfringens* no prolifera en la mayoría de los medios acuáticos, por lo que es un indicador de contaminación fecal muy específico.

##### **Valor como indicador**

Dada la extraordinaria resistencia de las esporas de *C. perfringens* a los procesos de desinfección y a otras condiciones ambientales desfavorables, se ha propuesto esta especie como índice de la presencia de protozoos y virus entéricos en aguas de consumo tratadas. *C. perfringens* también puede utilizarse como índice de contaminación fecal previa y, por lo tanto, indicar qué fuentes son susceptibles de contaminación intermitente. No obstante, no se recomienda el uso de *C. perfringens* para el monitoreo sistemático, ya es probable que la supervivencia excepcionalmente larga de sus esporas exceda con mucho la de los agentes patógenos entéricos, incluidos los virus y los protozoos. Las esporas de *C. perfringens* son más pequeñas que los quistes u ooquistes de los protozoos, por lo que pueden ser útiles como indicadores de la eficacia de los procesos de filtración. La existencia de concentraciones pequeñas de esporas de *C. perfringens* en algunas aguas de alimentación sugiere que su uso para el propósito mencionado quizá deba limitarse a la validación de procesos y no a su monitoreo sistemático.

##### **Fuentes y prevalencia**

*Clostridium perfringens* y sus esporas están presentes prácticamente siempre en aguas residuales; no obstante, el microorganismo no prolifera en medios acuáticos. *Clostridium perfringens* está presente con más frecuencia y en mayores concentraciones en las heces de algunos animales, como los perros, que en las heces humanas, y con menos frecuencia en las heces de muchos otros animales de sangre caliente. La cantidad excretada en las heces es, por lo general, substancialmente menor que la de *E. coli*.

##### **Aplicación en la práctica**

Las esporas y células vegetativas de *C. perfringens* suelen detectarse mediante técnicas de filtración con membrana y posterior incubación de las membranas en medios selectivos en condiciones estrictamente anaerobias. Estas técnicas de detección no son tan sencillas y baratas como las de otros indicadores, como *E. coli* o los enterococos intestinales.



### Relevancia de su presencia en el agua de consumo

La presencia de *C. perfringens* en el agua de consumo puede ser un índice de contaminación fecal intermitente, y debe impulsar la investigación de las posibles fuentes de contaminación. Los procesos de filtración diseñados para eliminar los protozoos o virus entéricos deberían eliminar también *C. perfringens*, por lo que la detección de este microorganismo en el agua inmediatamente después de su tratamiento debería impulsar la investigación del funcionamiento de la planta de filtración.

### Referencias seleccionadas

- Araujo M *et al.*, 2001: Evaluation of fluorogenic TSC agar for recovering *Clostridium perfringens* in groundwater samples. *Water Science and Technology*, 43:201–204.
- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M, 2001 Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- Nieminski EC, Bellamy WD y Moss LR, 2000: Using surrogates to improve plant performance. *Journal of the American Water Works Association*, 92(3):67–78.
- Payment P y Franco E, 1993: *Clostridium perfringens* and somatic coliphages as indicators of the efficiency of drinking-water treatment for viruses and protozoan cysts. *Applied and Environmental Microbiology*, 59:2418–2424.

### 11.6.6 Colifagos

#### Descripción general

Los bacteriófagos (fagos) son virus que sólo utilizan bacterias como hospedadores para la replicación. Los colifagos utilizan *E. coli* y otras especies emparentadas próximamente con ella como hospedadores y, por lo tanto, pueden ser liberados por estos hospedadores bacterianos a las heces humanas y de otros animales de sangre caliente. Los colifagos que se utilizan en la evaluación de la calidad del agua se dividen en dos grupos principales: colifagos somáticos y colifagos de ARN F-específicos (específicos para *E. Coli* F+). Una de las diferencias entre ambos grupos es la vía de infección.

Los colifagos somáticos inician la infección uniéndose a receptores ubicados permanentemente en la pared celular de los hospedadores; suelen replicarse en el aparato digestivo de los animales de sangre caliente, pero también pueden hacerlo en medios acuáticos. Los colifagos somáticos incluyen una gran variedad de fagos (que pertenecen a las familias *Myoviridae*, *Siphoviridae*, *Podoviridae* y *Microviridae*) con diferentes tipos morfológicos.

Los colifagos de ARN F-específicos inician la infección uniéndose a las fimbrias de fertilidad (fimbrias F- o sexuales) de las *E. coli* hospedadoras, que producen exclusivamente las bacterias portadoras del plásmido de fertilidad (F). Dado que las fimbrias F se producen únicamente en la fase de crecimiento logarítmico a temperaturas superiores a 30 °C, no es probable que los colifagos de ARN F-específicos sean capaces de replicarse en ambientes diferentes del aparato digestivo de los animales de sangre caliente. Los colifagos de ARN F-específicos son un grupo reducido de fagos con un parentesco próximo que pertenecen a la familia *Leviviridae* y que comprenden un genoma de ARN monocatenario y una cápside icosaédrica, con una morfología similar a la de los picornavirus. Se han clasificado en los tipos serológicos I-IV, cuyos genotipos pueden identificarse mediante técnicas moleculares como la hibridación con sondas genéticas. Hasta la fecha, los virus de los grupos I y IV se han encontrado exclusivamente en heces animales y los del grupo III en heces humanas. Los fagos del grupo II se han detectado en heces humanas pero no en heces de animales, excepto en aproximadamente el 28% de las heces porcinas. Esta especificidad, que aún no se entiende por completo, proporciona un posible instrumento para distinguir entre la contaminación fecal de origen humano y la de origen animal, bajo ciertas condiciones y con limitaciones.

#### Valor como indicador

Los colifagos tienen muchas características en común con los virus humanos, como su composición, morfología, estructura y modo de replicación. Por lo tanto, los colifagos son sustitutos o modelos útiles para evaluar el comportamiento de los virus entéricos en medios acuáticos y su sensibilidad a los procesos de tratamiento y desinfección. A este respecto, son más útiles que las bacterias fecales. Sin embargo, no hay correlación directa entre la concentración de colifagos y la de virus entéricos. Además, no se puede confiar completamente en los colifagos como índices de virus entéricos, como se ha confirmado mediante el aislamiento de virus entéricos en aguas de consumo tratadas y desinfectadas que habían dado resultados negativos en análisis convencionales de colifagos.

Los colifagos de ARN F-específicos son un índice de contaminación fecal más específico que los colifagos somáticos. También son mejores indicadores del comportamiento de los virus entéricos en

medios acuáticos y de su respuesta a los procesos de tratamiento y desinfección, según han confirmado estudios comparativos del comportamiento y la supervivencia de colifagos de ARN F-específicos, colifagos somáticos, bacterias fecales y virus entéricos. Los datos disponibles indican que la especificidad de los diferentes serogrupos (genotipos) de colifagos de ARN F-específicos en excrementos humanos y animales podría resultar útil para distinguir entre contaminación fecal de origen humano y animal. Sin embargo, hay limitaciones y datos contradictorios que quedan por resolver, y todavía no se ha determinado claramente la posible aplicación práctica de este instrumento. Debido a las limitaciones de los colifagos, es mejor reservar su utilización para investigaciones de laboratorio, estudios preliminares y, posiblemente, pruebas de validación. No son adecuados para el monitoreo operativo o de verificación (incluida la vigilancia).

### **Fuentes y prevalencia**

Las personas y animales excretan cantidades relativamente pequeñas de colifagos. Debido a sus diferentes modos de replicación y especificidad de hospedador, los colifagos somáticos son excretados, generalmente, por la mayoría de las personas y animales, mientras que los colifagos de ARN F-específicos son excretados por una proporción variable y generalmente menor de personas y animales. Según los datos disponibles, en algunas poblaciones, pueden detectarse colifagos de ARN F-específicos en el 10% de las muestras fecales humanas, el 45% de las bovinas, el 60% de las porcinas y el 70% de las de aves de corral. Se ha comprobado que en los medios acuáticos hay generalmente unas 5 veces más colifagos somáticos que colifagos de ARN F-específicos, y unas 500 veces más que virus humanos citopatógenos, aunque estas proporciones varían considerablemente. Las aguas residuales contienen del orden de 10<sup>6</sup> a 10<sup>8</sup> colifagos somáticos por litro, y un estudio detectó hasta 1010 colifagos somáticos por litro en aguas residuales de mataderos. Hay indicios de que los colifagos somáticos pueden multiplicarse en aguas residuales, y también en medios acuáticos naturales utilizando hospedadores saprófitos. Se han detectado hasta 105 colifagos somáticos y colifagos de ARN F-específicos por litro en aguas de ríos y lagos.

### **Aplicación en la práctica**

Los colifagos somáticos se pueden detectar mediante análisis en placa relativamente sencillos y baratos, que proporcionan resultados en 24 h. Los análisis en placa para colifagos de ARN F-específicos no son tan sencillos, ya que el cultivo de bacterias hospedadoras debe estar en la fase de crecimiento logarítmico y a una temperatura superior a 30 °C para garantizar que haya fimbrias F. Se han ideado análisis en placa con placas de Petri grandes para el recuento cuantitativo de placas en muestras de 100 ml, y se han desarrollado análisis de P/A para volúmenes de agua iguales o superiores a 500 ml.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

Dado que los colifagos se replican típicamente en el aparato digestivo de las personas y de otros animales de sangre caliente, su presencia en el agua de consumo es un índice de contaminación fecal y, por lo tanto, de la posible presencia de virus entéricos y, posiblemente, de otros agentes patógenos. La presencia de colifagos en el agua de consumo también indica fallos en los procesos de tratamiento y desinfección diseñados para la eliminación de virus entéricos. Los colifagos de ARN F-específicos son un índice más específico de contaminación fecal. La ausencia de colifagos en aguas de consumo tratadas no confirma la ausencia de agentes patógenos como virus entéricos o protozoos parásitos.

### **Referencias seleccionadas**

- Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health –Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- Grabow WOK, 2001: Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Mooijman KA *et al.*, 2001: Optimisation of the ISO-method on enumeration of somatic coliphages (draft ISO 10705–2). *Water Science and Technology*, 43:205–208.
- Schaper M *et al.*, 2002: Distribution of genotypes of F-specific RNA bacteriophages in human and non-human sources of faecal pollution in South Africa and Spain. *Journal of Applied Microbiology*, 92:657–667.
- Storey MV, Ashbolt NJ, 2001: Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.

### 11.6.7 Bacteriófagos de *Bacteroides fragilis*

#### Descripción general

El género bacteriano *Bacteroides* habita en el aparato digestivo humano en cantidades mayores que *E. coli*: las heces pueden contener de 109 a 10<sup>10</sup> *Bacteroides* por gramo, pero tan sólo contienen 10<sup>6</sup> a 10<sup>8</sup> *E. coli* por gramo. Las bacterias del género *Bacteroides* se inactivan rápidamente por la concentración de oxígeno ambiental, pero los bacteriófagos de *Bacteroides* son resistentes a las condiciones desfavorables. Hay dos grupos de fagos de *B. fragilis* que se utilizan como indicadores para la evaluación de la calidad del agua. Uno es un grupo limitado de fagos que utiliza específicamente como hospedador la cepa HSP40 de *B. fragilis*. Este grupo de fagos tiene la propiedad única de encontrarse exclusivamente en heces humanas y no en las de otros animales. Al parecer, las concentraciones de estos fagos en aguas residuales son relativamente bajas y están prácticamente ausentes en algunas regiones geográficas. Los fagos de *B. fragilis* HSP40 forman parte de la familia *Siphoviridae* y tienen colas flexibles sin capacidad contráctil, ADN bicatenario y cápsides de un diámetro de hasta 60 nm. El segundo grupo de fagos de *Bacteroides* utilizados como indicadores es el de los que utilizan la cepa RYC2056 de *B. fragilis* como hospedador. Este grupo abarca una gama sustancialmente más amplia de fagos, los cuales están presentes en las heces del ser humano y de muchos otros animales. La concentración de estos fagos en las aguas residuales es, por lo general, sustancialmente mayor que la de los fagos de *B. fragilis* HSP40.

#### Valor como indicador

Los bacteriófagos de *Bacteroides* se han propuesto como posible índice de contaminación fecal debido a su asociación específica con la materia fecal y su excepcional resistencia a las condiciones ambientales. En particular, los fagos de *B. fragilis* HSP40 se encuentran exclusivamente en heces humanas. Se ha comprobado que el fago B40-8, un representante típico del grupo de los fagos de *B. fragilis* HSP40, es más resistente a la inactivación por cloro que el virus poliomielítico tipo 1, el rotavirus de los simios SA11, el colifago f2, *E. coli* y *Streptococcus faecalis*. Parece que los fagos de la cepa RYC2056 de *Bacteroides fragilis* son también relativamente resistentes a la desinfección. Entre las limitaciones de los fagos de *B. fragilis* como indicadores cabe mencionar que son relativamente escasos en medios de aguas residuales y contaminadas, sobre todo los fagos de *B. fragilis* HSP40. Se han detectado virus entéricos humanos en aguas de consumo que dieron resultados negativos en los análisis convencionales de fagos de *B. fragilis* HSP40. Debido a las limitaciones de los bacteriófagos de *Bacteroides*, es mejor reservar su utilización para investigaciones de laboratorio, estudios preliminares y, posiblemente, pruebas de validación. No son adecuados para el monitoreo operativo o de verificación (incluida la vigilancia).

#### Fuentes y prevalencia

En algunas partes del mundo alrededor del 10 al 20% de las personas secretan fagos de *Bacteroides fragilis* HSP40; por consiguiente, su presencia en aguas residuales es sustancialmente menor que la de los colifagos somáticos e, incluso, que la de los colifagos de ARN F-específicos. Se ha notificado un recuento medio de 67 fagos de *B. fragilis* HSP40 por litro en un río contaminado con aguas residuales, pero parece que en algunas partes del mundo no se detectan fagos de *B. fragilis* HSP40 en las aguas residuales. Los fagos que utilizan a *B. fragilis* RYC2056 como hospedador son excretados en grandes cantidades y su distribución parece ser más universal. Por término medio, más del 25% de las personas excretan estos fagos. En un estudio de medios acuáticos se comprobó que la cantidad de fagos de *B. fragilis* HSP40 superaba a la de virus entéricos citopatógenos por un factor de apenas cinco, por término medio. En teoría, cabría esperar que las aguas residuales contuvieran cantidades de fagos de *B. fragilis* mayores que las detectadas; esta discrepancia podría deberse a que no se mantuvieron condiciones suficientemente anaerobias durante los análisis en placa. La mejora de los métodos de detección podría conducir a que se registrasen cantidades mayores de fagos de *B. fragilis* en aguas residuales y en medios acuáticos contaminados.

#### Aplicación en la práctica

Los métodos de detección de fagos de *B. fragilis* presentan la desventaja de ser más caros y complicados que los de los colifagos. Los costes aumentan por la necesidad de utilizar antibióticos para la selección, y de incubar los cultivos y análisis en placa en condiciones completamente anaerobias. Los resultados de los análisis en placa suelen estar disponibles en alrededor de 24 h, mientras que los de los colifagos tardan unas 8 h.

### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La presencia de fagos de *B. fragilis* en agua de consumo es una prueba sólida de contaminación fecal, así como de fallos en los procesos de tratamiento y desinfección del agua. Además, la presencia de fagos de *B. fragilis* HSP40 es un indicador poderoso de contaminación fecal de origen humano. Sin embargo, los fagos de *B. fragilis* están presentes en cantidades relativamente bajas en aguas residuales, medios acuáticos contaminados y sistemas de abastecimiento de agua de consumo, por lo que la ausencia de fagos de *B. fragilis* en aguas de consumo tratadas no confirma la ausencia de agentes patógenos como virus entéricos o protozoos parásitos.

### **Referencias seleccionadas**

- Bradley G *et al.*, 1999: Distribution of the human faecal bacterium *Bacteroides fragilis* and their relationship to current sewage pollution indicators in bathing waters. *Journal of Applied Microbiology*, 85(Suppl.):90S–100S.
- Grabow WOK, 2001: Bacteriophages: Update on application as models for viruses in water. *Water SA*, 27:251–268.
- Puig A *et al.*, 1999: Diversity of *Bacteroides fragilis* strains in their capacity to recover phages from human and animal wastes and from fecally polluted wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 65:1772–1776.
- Storey MV y Ashbolt NJ, 2001: Persistence of two model enteric viruses (B40-8 and MS-2 bacteriophages) in water distribution pipe biofilms. *Water Science and Technology*, 43:133–138.
- Tartera C, Lucena F y Jofre J, 1989: Human origin of *Bacteroides fragilis* bacteriophages present in the environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 10:2696–2701.

### **11.6.8 Virus entéricos**

#### **Descripción general**

Esta sección se refiere a un grupo mixto de virus que infectan el aparato digestivo humano y se transmiten predominantemente por vía fecal-oral. Forman parte de este grupo tipos de virus muy conocidos, como los enterovirus, los astrovirus, los adenovirus entéricos, los ortonoreovirus, los calicivirus y los virus de la hepatitis A y E. Los virus entéricos incluyen una amplia gama de virus, algunos de los cuales son causas importantes de morbilidad y mortalidad mundial. Los diferentes virus entéricos difieren en estructura, composición, ácido nucleico y morfología, así como en la cantidad y frecuencia de excreción, supervivencia ambiental y resistencia a los procesos de tratamiento del agua. Los virus entéricos tienen cápsides resistentes que los permiten sobrevivir en condiciones ambientales desfavorables y resistir las condiciones de acidez y de actividad proteolítica del estómago en su camino hacia el duodeno, donde infectan las células epiteliales vulnerables.

#### **Valor como indicador**

Los virus entéricos se utilizan como microorganismos indicadores o índices debido a las limitaciones de las otras opciones disponibles, ya que la capacidad de supervivencia de las bacterias fecales en medios acuáticos y su sensibilidad a los procesos de tratamiento y desinfección difieren sustancialmente de las de los virus entéricos. Por lo tanto, el monitoreo basado en uno o más representantes del gran grupo de los virus entéricos sería más útil para evaluar la presencia de cualquiera de los virus entéricos en el agua y su respuesta a las medidas de control.

#### **Fuentes y prevalencia**

En todo el mundo, los virus entéricos son excretados por las personas con una frecuencia y en cantidades tales que hacen que muchos de estos virus estén presentes universalmente y en cantidades sustanciales en las aguas residuales. Sin embargo, la prevalencia de especies individuales puede variar en gran medida, debido a variaciones en las tasas de infección y excreción. Las cantidades serán mucho mayores en caso de epidemia.

#### **Aplicación en la práctica**

Aún no hay disponibles métodos prácticos para el monitoreo sistemático de un amplio espectro de virus entéricos en sistemas de abastecimiento de agua. Los virus que se detectan con más facilidad pertenecen a los grupos de los enterovirus, los adenovirus y los ortonoreovirus: estos virus están presentes en cantidades relativamente altas en ambientes contaminados y se pueden detectar mediante técnicas de coste moderado y razonablemente prácticas que se basan en su efecto citopatógeno en cultivos celulares y dan resultados en 3 a 12 días (según el tipo de virus). Gracias a los avances tecnológicos y en conocimientos teóricos y prácticos los costes están disminuyendo. Se ha reducido en gran medida el coste de la separación de virus entéricos en grandes volúmenes de agua de consumo. Algunas técnicas, por

ejemplo, las que se basan en la absorción-elución en fibra de vidrio, no son caras. También se ha reducido el coste de los procedimientos de cultivo celular, de manera que el coste de los análisis de virus citopatógenos en aguas de consumo se ha reducido hasta valores aceptables para ciertos propósitos. Se pueden hacer análisis para validar la eficacia de procesos de tratamiento y, en algunos casos, pueden formar parte de investigaciones específicas para comprobar la eficacia de los procesos. Los tiempos de incubación, el coste y la complejidad relativa de los análisis de virus entéricos hacen que no sean adecuados para el monitoreo operativo o de verificación (incluida la vigilancia). Los ortorreovirus y al menos las cepas vacunales de virus poliomielíticos que se detectan en muchos medios acuáticos, tienen también la ventaja de que no suponen un riesgo para la salud de los auxiliares de laboratorio.

#### **Relevancia de su presencia en el agua de consumo**

La presencia de cualquier virus entérico en el agua de consumo debería considerarse un índice de la posible presencia de otros virus entéricos, y es una prueba concluyente de contaminación fecal, así como de fallos en los procesos de tratamiento y desinfección del agua.

#### **Referencias seleccionadas**

- Ashbolt NJ, Grabow WOK y Snozzi M, 2001: Indicators of microbial water quality. En: Fewtrell L, Bartram J, (eds.) *Water quality: Guidelines, standards and health – Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. Serie de monografías de la OMS sobre el agua (*Water Series*). Londres (Reino Unido), IWA Publishing, págs. 289–315.
- Grabow WOK, Taylor MB y de Villiers JC, 2001: New methods for the detection of viruses: call for review of drinking-water quality guidelines. *Water Science and Technology*, 43:1–8.

# 12

## Hojas de información sobre sustancias químicas

Los documentos de referencia mencionados en este capítulo pueden encontrarse en el sitio web de la OMS sobre Agua, Saneamiento y Salud: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines/es/](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines/es/).

### 12.1 Acrilamida

Los coagulantes de poliacrilamida usados en el tratamiento del agua de consumo contienen concentraciones residuales de monómero de acrilamida. En general, la dosis máxima autorizada de polímero es de 1 mg/l. Para un contenido de monómero de la poliacrilamida del 0,05%, esta dosis daría una concentración teórica máxima del monómero en agua de 0,5 µg/l, si bien, en la práctica, las concentraciones podrían ser de 2 a 3 veces menores. Estos valores corresponden a las poliacrilamidas aniónicas y no iónicas, pero las concentraciones residuales derivadas de las poliacrilamidas catiónicas pueden ser mayores. Las poliacrilamidas se utilizan también como agentes cementantes en la construcción de pozos y embalses de agua de consumo. Las personas pueden estar expuestas a concentraciones adicionales de origen alimentario, por el uso de poliacrilamida en el procesado de alimentos y la posible formación de acrilamida en alimentos cocinados a temperaturas altas.

Valor de referencia	0,0005 mg/l (0,5 µg/l)
Presencia	Se han detectado concentraciones de unos pocos microgramos por litro en agua de grifo.
Método de cálculo del valor de referencia	Datos sobre tumores de mama, de tiroides y de útero, observados en ratas hembra en un estudio sobre el agua de consumo, y aplicación del modelo multietapa linealizado
Límite de detección	0,032 µg/l mediante GC; 0,2 µg/l mediante HPLC; 10 µg/l mediante HPLC con detección de UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Los tratamientos convencionales no eliminan la acrilamida. Las concentraciones de acrilamida en agua de consumo se controlan limitando el contenido de acrilamida de los floculantes de poliacrilamida, la dosis utilizada, o ambos.
Observaciones adicionales	Aunque el límite práctico de cuantificación de la acrilamida en la mayoría de los laboratorios (generalmente del orden de 1 µg/l) es superior al valor de referencia, las concentraciones en el agua de consumo pueden controlarse estableciendo especificaciones relativas a los productos y a sus dosis.

#### *Reseña toxicológica*

Tras su ingestión, la acrilamida es absorbida rápidamente por el aparato digestivo y distribuida extensamente en los fluidos corporales. La acrilamida puede atravesar la placenta. Es neurotóxica, afecta a las células germinales y altera la función reproductora. En estudios sobre su mutagenia, la acrilamida dio un resultado negativo en la prueba de Ames, pero indujo mutaciones genéticas en células de mamíferos y alteraciones cromosómicas *in vitro* e *in vivo*. En un estudio de carcinogénesis a largo plazo en ratas expuestas a la acrilamida por medio del agua de bebida, esta sustancia indujo tumores de escroto, de tiroides y suprarrenales en machos, y tumores de mama, de tiroides y de útero en hembras. El CIIC ha clasificado la acrilamida en el Grupo 2A. Datos recientes han mostrado que la exposición a la acrilamida por el consumo de alimentos cocinados es mucho mayor que lo que se pensaba anteriormente, pero aún no se ha determinado la importancia de esta información nueva en lo que respecta a la evaluación de riesgos.

#### *Antecedentes de la determinación del valor de referencia*

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a la acrilamida. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia de 0,0005 mg/l asociado a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ , y señalaron que, aunque el límite práctico de cuantificación de la acrilamida es generalmente del orden de 0,001 mg/l, las concentraciones en el agua de consumo pueden controlarse estableciendo especificaciones relativas a los productos y a sus dosis.

#### *Fecha de evaluación*

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Acrylamide in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/71).

## **12.2 Alacloro**

El alacloro (número CAS 15972-60-8) es un herbicida de preemergencia y posemergencia utilizado para controlar muchas malas hierbas de hoja ancha y gramíneas anuales en el maíz y en varios cultivos más. Desaparece del suelo principalmente por volatilización, fotodegradación y biodegradación, y se han detectado numerosos productos de degradación del alacloro en suelos.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas subterráneas y superficiales; se ha detectado también en agua de consumo en concentraciones inferiores a 0,002 mg/l
Método de cálculo del valor de referencia	Calculado aplicando el modelo multietapa linealizado a datos sobre la incidencia de tumores nasales en ratas
Límite de detección	0,1 µg/l mediante cromatografía gas-líquido con detección de nitrógeno mediante conductividad electrolítica, o mediante GC en columna capilar con un detector de nitrógeno y fósforo
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante tratamiento con CAG.

### **Reseña toxicológica**

A tenor de los datos experimentales disponibles, las pruebas sobre la genotoxicidad del alacloro se consideran ambiguas. No obstante, se ha comprobado la capacidad mutágena de un metabolito del alacloro: la 2,6-dietilanilina. Los datos disponibles de dos estudios en ratas indican claramente que el alacloro es cancerígeno y ocasiona tumores benignos y malignos del cornete nasal, tumores malignos de estómago y tumores benignos de tiroides.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al alacloro, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el alacloro, pero la de 1993 calculó un valor de referencia para el alacloro en agua de consumo de 0,02 mg/l, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ .

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Alachlor in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/31).

## **12.3 Aldicarb**

El aldicarb (número CAS 116-06-3) es un plaguicida sistémico usado para el control de nematodos en suelos y de insectos y ácaros en diversos cultivos. Es muy soluble en agua y su movilidad en el suelo es alta. Se descompone principalmente mediante biodegradación e hidrólisis, y persiste durante semanas o meses.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	Se encuentra frecuentemente como contaminante en aguas subterráneas, particularmente en las asociadas a suelos arenosos; se han medido concentraciones en agua de pozo de hasta 500 µg/l. Se encuentran residuos de sulfóxido de aldicarb y sulfona de aldicarb en una proporción de aproximadamente 1:1 en aguas subterráneas.
IDA	0,003 mg/kg de peso corporal, basada en la inhibición de la colinesterasa en un estudio de dosis única oral en voluntarios
Límite de detección	0,001 mg/l mediante HPLC en fase inversa con detección de fluorescencia
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante tratamiento con CAG u ozonización.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia calculado basándose en la evaluación de la JMPR de 1992 fue muy similar al calculado en la segunda edición, el cual, por consiguiente, se mantuvo.

### **Reseña toxicológica**

El aldicarb es uno de los plaguicidas de toxicidad más aguda, aunque el único efecto tóxico que se observa siempre, tanto por la exposición prolongada como tras una dosis única, es la inhibición de la acetilcolinesterasa. Su metabolismo produce un sulfóxido y una sulfona. El sulfóxido de aldicarb es un inhibidor de la acetilcolinesterasa más potente que el propio aldicarb, mientras que la sulfona de aldicarb es considerablemente menos tóxica que el aldicarb o que su sulfóxido. Las pruebas, en su conjunto, indican que el aldicarb, su sulfóxido y su sulfona no son sustancias genotóxicas ni cancerígenas. El CIIC ha concluido que el aldicarb no es clasificable con respecto a su capacidad cancerígena (Grupo 3).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al aldicarb, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el aldicarb, pero en la de 1993 se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aldicarb de 0,01 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 1993: *Pesticide residues in food - 1992*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (informe n.º 116).

OMS, 2003: *Aldicarb in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/72).

## **12.4 Aldrín y dieldrín**

El aldrín (número CAS 309-00-2) y el dieldrín (número CAS 60-57-1) son plaguicidas clorados que se utilizan para el control de plagas del suelo, la protección de maderas y, en el caso del dieldrín, el control de insectos de importancia para la salud pública. Desde comienzos de la década de 1970, varios países han limitado estrictamente o han prohibido el uso de ambos compuestos, particularmente en la agricultura. Los dos compuestos están relacionados estrechamente por su toxicología y modo de acción. El aldrín se convierte rápidamente en dieldrín en la mayoría de las condiciones ambientales y en el organismo. El dieldrín es un compuesto organoclorado muy persistente, con movilidad en el suelo baja, volátil y bioacumulable. La exposición al aldrín o dieldrín por vía alimentaria es muy baja y está disminuyendo.



Valor de referencia	0,00003 mg/l (0,03 µg/l) de aldrín y dieldrín combinados
Presencia	Las concentraciones de aldrín y dieldrín en agua de consumo son normalmente menores que 0,01 µg/l; rara vez está presente en aguas subterráneas.
IDTP	0,1 µg/kg de peso corporal (total de aldrín y dieldrín combinados), basada en valores de DSEAO de 1 mg/kg de alimento en el perro y de 0,5 mg/kg de alimento en la rata, que equivalen a 0,025 mg/kg de peso corporal y por día en ambas especies, y en la aplicación de un factor de incertidumbre de 250 debido a la preocupación por la capacidad cancerígena observada en ratones.
Límite de detección	0,003 µg/l para el aldrín y 0,002 µg/l para el dieldrín, mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,02 µg/l mediante coagulación, CAG u ozonización
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDTP
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El aldrín y el dieldrín están incluidos en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. Por consiguiente, puede haber un monitoreo adicional al exigido por las normas relativas al agua de consumo.

### **Reseña toxicológica**

Ambos compuestos son muy tóxicos en animales de experimentación, y se han dado casos de envenenamiento en personas. La toxicidad del aldrín y el dieldrín se debe a varios mecanismos. Los órganos afectados son el sistema nervioso central y el hígado. Estudios a largo plazo han demostrado que el dieldrín produce tumores hepáticos en ambos sexos de dos estirpes de ratones. No aumentó los tumores en ratas y, según parece, no es genotóxico. El CIIC ha clasificado el aldrín y el dieldrín en el Grupo 3. Se considera que toda la información disponible sobre el aldrín y el dieldrín, tomada en su conjunto, incluida la obtenida en estudios con personas, respalda la idea de que, a efectos prácticos, la contribución de estas sustancias a la incidencia de cáncer en el ser humano es muy escasa, o nula.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al aldrín y dieldrín, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aldrín y dieldrín de 0,03 µg/l, basado en la IDA recomendada por la JMPR en 1970 para residuos de aldrín y dieldrín, por separado o combinados, y confirmada mediante datos toxicológicos disponibles en 1977. Las Guías de 1993 confirmaron el valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,03 µg/l para aldrín y dieldrín, basándose en la confirmación de la IDA recomendada en 1977 por la JMPR.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 1995: *Pesticide residues in food - 1994. Reunión conjunta del Cuadro de expertos de la FAO en residuos de plaguicidas en los alimentos y el medio ambiente y el Grupo de evaluación toxicológica básica de la OMS sobre residuos de plaguicidas*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Estudio FAO: producción y protección vegetal n.º 127).
- OMS, 2003: *Aldrin and dieldrin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/73).

## **12.5 Aluminio**

El aluminio es el elemento metálico más abundante y constituye alrededor del 8% de la corteza terrestre. Es frecuente la utilización de sales de aluminio en el tratamiento del agua como coagulantes para reducir el color, la turbidez, y el contenido de materia orgánica y de microorganismos. Este uso puede

incrementar la concentración de aluminio en el agua tratada; una concentración residual alta puede conferir al agua color y turbidez no deseables. La concentración de aluminio que da lugar a estos problemas es, en gran medida, función de varios parámetros de calidad del agua y factores relativos al funcionamiento de la planta de tratamiento del agua. La principal vía de exposición al aluminio de la población general es el consumo de alimentos, sobre todo de los que contienen compuestos de aluminio utilizados como aditivos alimentarios. La contribución del agua de consumo a la exposición total por vía oral al aluminio suele ser menor que el 5% de la ingesta total.

Al parecer, el ser humano absorbe mal el aluminio y sus compuestos, aunque la tasa y grado de absorción no se han estudiado adecuadamente para todos los sectores de la población. El grado de absorción del aluminio es función de varios parámetros, como el tipo de sal de aluminio administrada, el pH (que influye en la especiación y solubilidad del aluminio), la biodisponibilidad y factores nutricionales. Estos parámetros deben tenerse en cuenta en la dosimetría de tejidos y evaluación de la respuesta. Debido a estas consideraciones específicas acerca de la toxicocinética y toxicodinámica del aluminio, no es adecuado determinar un valor de referencia basado en los estudios con animales disponibles actualmente.

Hay escasos indicios de que la ingestión de aluminio por vía oral produzca toxicidad aguda en el ser humano, a pesar de la frecuente presencia del elemento en alimentos, agua de consumo y numerosos antiácidos. Se ha sugerido la hipótesis de que la exposición al aluminio es un factor de riesgo para el desarrollo o aparición temprana de la enfermedad de Alzheimer en el ser humano. La monografía de la OMS de 1997 sobre el aluminio de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA) concluye que:

En definitiva, la correlación positiva entre el aluminio del agua de consumo y la enfermedad de Alzheimer, detectada en varios estudios epidemiológicos, no se puede descartar totalmente. No obstante, es preciso plantear reservas importantes respecto de la inferencia de una relación causal, dado que estos estudios no han tenido en cuenta factores de confusión demostrados ni la ingesta total de aluminio de todas las fuentes.

En su conjunto, los riesgos relativos de enfermedad de Alzheimer por exposición a concentraciones de aluminio en el agua de consumo mayores que 100 µg/l, según determinan estos estudios, son bajos (menores que 2,0). Pero, dado que las estimaciones del riesgo son imprecisas, por diversos motivos de tipo metodológico, no se puede calcular con precisión un riesgo atribuible poblacional. Estas predicciones imprecisas pueden, no obstante, ser útiles para adoptar decisiones relativas a la necesidad de controlar la exposición al aluminio de la población general.

Debido a las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para el ser humano y la incertidumbre a la que están sujetos los datos de estudios con personas, no puede calcularse actualmente un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aluminio.

Se reconocen los efectos beneficiosos del uso de aluminio como coagulante en el tratamiento del agua. Teniendo esto en cuenta, y también los posibles efectos perjudiciales para la salud del aluminio (es decir, su posible neurotoxicidad), se calcula una concentración factible, basada en la optimización del proceso de coagulación en plantas de tratamiento de agua de consumo que utilizan coagulantes que contienen aluminio, para reducir al mínimo las concentraciones de aluminio en aguas tratadas.

Existen varios métodos para reducir al mínimo las concentraciones residuales de aluminio en aguas tratadas: realizar el proceso de coagulación a un pH óptimo, evitar el uso de dosis excesivas de aluminio, mezclar el coagulante adecuadamente en el lugar de aplicación, ajustar la velocidad de las paletas en la floculación a su valor óptimo, y filtrar de forma eficiente el flóculo de aluminio. En condiciones operativas adecuadas, la concentración de aluminio puede reducirse hasta 0,1 mg/l o menos en instalaciones de tratamiento del agua de gran tamaño. En instalaciones pequeñas (como las que dan servicio a poblaciones de menos de 10 000 personas) puede ser difícil alcanzar esta concentración, ya que las plantas pequeñas tienen poca capacidad para amortiguar las fluctuaciones en la operación; además, estas instalaciones suelen contar con recursos escasos y un acceso limitado a los conocimientos necesarios para solucionar problemas operativos específicos. En estas instalaciones pequeñas, es factible alcanzar una concentración de 0,2 mg/l o menos de aluminio en el agua tratada.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al aluminio. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 0,2 mg/l para el aluminio, basado en consideraciones relativas a las características organolépticas del agua (como valor de compromiso, teniendo en cuenta la utilidad del uso de compuestos de aluminio en el tratamiento del agua y el objetivo de evitar la coloración del agua que puede observarse si quedan concentraciones superiores a 0,1 mg/l en el agua distribuida). Las Guías de 1993 no recomendaron ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud, pero confirmaron una concentración de 0,2 mg/l en el agua de consumo como valor de compromiso entre la utilidad práctica del

uso de sales de aluminio en el tratamiento del agua y el objetivo de evitar la coloración del agua distribuida. En el apéndice a las Guías publicado en 1998 no se determinó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aluminio debido a las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para el ser humano y a la incertidumbre a la que están sujetos los datos de estudios con personas. No obstante, teniendo en cuenta los efectos beneficiosos del uso de aluminio como coagulante en el tratamiento del agua y también los posibles efectos perjudiciales para la salud del aluminio (es decir, su posible neurotoxicidad), se calculó una concentración factible, basada en la optimización del proceso de coagulación en plantas de tratamiento de agua de consumo que utilizan coagulantes que contienen aluminio, para reducir al mínimo las concentraciones de aluminio en aguas tratadas. En condiciones operativas adecuadas, la concentración de aluminio puede reducirse hasta 0,1 mg/l o menos en instalaciones de tratamiento del agua de gran tamaño. En instalaciones pequeñas, es factible alcanzar una concentración de 0,2 mg/l o menos de aluminio en el agua tratada.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Aluminium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/53).

## **12.6 Amoníaco**

Además del amoníaco en su forma no ionizada ( $\text{NH}_3$ ), se incluye la forma ionizada, o ión amonio ( $\text{NH}_4^+$ ). El amoníaco presente en el medio ambiente procede de procesos metabólicos, agropecuarios e industriales, así como de la desinfección con cloramina. Las concentraciones naturales en aguas subterráneas y superficiales suelen ser menores que 0,2 mg/l, pero las aguas subterráneas anaerobias pueden contener hasta 3 mg/l y la ganadería intensiva puede generar concentraciones mucho mayores en aguas superficiales. También pueden producir contaminación con amoníaco los revestimientos de tuberías con mortero de cemento. El amoníaco es un indicador de posible contaminación del agua con bacterias, aguas residuales o residuos de animales.

El amoníaco es uno de los principales productos del metabolismo de los mamíferos. La exposición al amoníaco de fuentes medioambientales es insignificante comparada con la derivada de su síntesis endógena. Sólo se observan efectos toxicológicos a exposiciones superiores a alrededor de 200 mg/kg de peso corporal.

La presencia de amoníaco en el agua de consumo no tiene repercusiones inmediatas sobre la salud, de modo que no se propone un valor de referencia basado en efectos sobre la salud. No obstante, el amoníaco puede reducir la eficiencia de la desinfección, ocasionar la formación de nitrito en sistemas de distribución, obstaculizar la eliminación de manganeso mediante filtración y producir problemas organolépticos (véase también el capítulo 10).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al amoníaco. Las Guías de 1993 no recomendaron ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud, pero señalaron que el amoníaco puede ocasionar problemas de sabor y olor a concentraciones mayores que 35 y 1,5 mg/l, respectivamente.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Ammonia in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/1).

## 12.7 Antimonio

El antimonio elemental forma aleaciones de gran dureza con cobre, plomo y estaño. Los compuestos de antimonio tienen diversos usos terapéuticos. Se consideró el uso del antimonio como posible sustituto del plomo en soldaduras, pero no hay pruebas de que este uso haya contribuido significativamente a la presencia de antimonio en el agua de consumo. La ingesta oral diaria de antimonio es, al parecer, significativamente mayor que la exposición por inhalación, aunque la exposición total procedente de fuentes medioambientales, los alimentos y el agua de consumo es muy baja comparada con la exposición por motivos laborales.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Las concentraciones en aguas subterráneas y superficiales son normalmente de 0,1 a 0,2 µg/l; las concentraciones en el agua de consumo son, al parecer, menores que 5 µg/l.
IDT	6 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 6,0 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la ralentización del aumento de peso corporal y la reducción de la ingesta de alimentos y agua en un estudio de 90 días en el que se administró a ratas tartrato de antimonio y potasio en agua de consumo, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica, y 10 por la corta duración del estudio)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante EAAS; 0,1-1 µg/l mediante ICP/MS; 0,8 µg/l mediante EAA con horno de grafito; 5 µg/l mediante AAS con generación de hidruros
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Los tratamientos convencionales no eliminan el antimonio. No obstante, el antimonio no es un contaminante habitual del agua bruta. Dado que la fuente más común de antimonio en aguas de consumo parece ser la disolución de cañerías y accesorios metálicos de fontanería, el control del antimonio procedente de estas fuentes se realizaría mediante el control de estos productos.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

La información disponible sobre toxicidad ha aumentado significativamente desde la reseña anterior, aunque gran parte se refiere a la vía de exposición intraperitoneal. El tipo de antimonio en el agua de consumo es un determinante clave de su toxicidad; al parecer, el antimonio procedente de materiales que contienen antimonio está en forma de oxoanión de antimonio(V), que es la forma menos tóxica. La toxicidad subcrónica del trióxido de antimonio es menor que la del tartrato de potasio y antimonio, que es la forma más soluble. El trióxido de antimonio, debido a su biodisponibilidad baja, sólo manifiesta genotoxicidad en algunas pruebas *in vitro*, pero no *in vivo*, mientras que las sales solubles de antimonio(III) producen efectos genotóxicos *in vitro* e *in vivo*. No hay experimentos con animales que permitan cuantificar el potencial cancerígeno de compuestos solubles o insolubles de antimonio. El CIIC ha concluido que el trióxido de antimonio es posiblemente cancerígeno para el ser humano (Grupo 2B), basándose en un estudio en ratas por inhalación, pero que el trisulfuro de antimonio no era clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos (Grupo 3). No obstante, la exposición oral crónica a tartrato de potasio y antimonio no puede asociarse a un aumento del riesgo de cáncer, ya que la inhalación de antimonio sólo produjo cáncer en los pulmones, pero no en otros órganos, y se sabe que la afectación pulmonar directa por inhalación prolongada se debe a una sobrecarga con partículas insolubles. Aunque hay algunos indicios de la capacidad cancerígena de ciertos compuestos de antimonio por inhalación, no hay datos que indiquen capacidad cancerígena por vía oral.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al antimonio. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al antimonio. En las Guías de 1993 se fijó un valor de referencia provisional para el antimonio correspondiente a un límite práctico de cuantificación de 0,005 mg/l, basándose en los datos toxicológicos disponibles.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Antimony in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/74).

## 12.8 Arsénico

El arsénico es un elemento distribuido extensamente por toda la corteza terrestre, en su mayoría en forma de sulfuro de arsénico o de arseniatos y arseniuros metálicos. Los compuestos de arsénico se utilizan comercialmente y en la industria, principalmente como agentes de aleación en la fabricación de transistores, láseres y semiconductores. La principal fuente de arsénico del agua de consumo es la disolución de minerales y menas de origen natural. Excepto en las personas expuestas al arsénico por motivos laborales, la vía de exposición más importante es la vía oral, por el consumo de alimentos y bebidas. En ciertas regiones, las fuentes de agua de consumo, particularmente las aguas subterráneas, pueden contener concentraciones altas de arsénico. En algunas zonas, el arsénico del agua de consumo afecta significativamente a la salud, y el arsénico se considera una sustancia a la que debe darse una prioridad alta en el análisis sistemático de fuentes de agua de consumo. Con frecuencia, su concentración está estrechamente relacionada con la profundidad del pozo.

Valor de referencia provisional	0,01 mg/l El valor de referencia se designa como provisional debido a la existencia de incertidumbres científicas.
Presencia	Las concentraciones en aguas naturales son generalmente de 1 a 2 µg/l, aunque pueden ser mayores (hasta 12 mg/l) en zonas con presencia de fuentes naturales de arsénico.
Método de cálculo del valor de referencia	Sigue habiendo incertidumbre considerable sobre los riesgos reales a concentraciones bajas, y los datos disponibles sobre el modo de acción no proporcionan una base biológica para la extrapolación lineal o no lineal. Dadas las incertidumbres significativas en torno a la evaluación de riesgos relativos a la capacidad cancerígena del arsénico, el límite práctico de cuantificación, del orden de 1-10 µg/l, y las dificultades prácticas para eliminar el arsénico del agua de consumo, se mantiene el valor de referencia de 10 µg/l. El valor de referencia se designa como provisional debido a la existencia de incertidumbres científicas.
Límite de detección	0,1 µg/l mediante ICP/MS; 2 µg/l mediante AAS o FAAS con generación de hidruros
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Es factible técnicamente reducir la concentración de arsénico hasta 5 µg/l o menos mediante cualquiera de varios métodos de tratamiento posibles; no obstante, es preciso para ello una cuidadosa optimización y control de los procesos, y es más razonable la expectativa de alcanzar 10 µg/l mediante tratamientos convencionales, como la coagulación.
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Existe un documento de orientación sobre la gestión del arsénico.</li><li>• En muchos países, este valor de referencia puede no ser alcanzable. En tales casos, debe ponerse el máximo empeño en mantener las concentraciones en los niveles más bajos que sea posible.</li></ul>

### Reseña toxicológica

No se ha demostrado que el arsénico sea esencial en el ser humano. Es un contaminante importante del agua de consumo, ya que es una de las pocas sustancias que se ha demostrado que producen cáncer en el ser humano por consumo de agua potable. Hay pruebas abrumadoras, de estudios epidemiológicos, de que el consumo de cantidades altas de arsénico en el agua potable está relacionado causalmente con el desarrollo de cáncer en varios órganos, en particular la piel, la vejiga y los pulmones. En varias partes del mundo, las enfermedades producidas por el arsénico, como el cáncer, constituyen un problema significativo de salud pública. Dado que la reactividad y toxicidad del arsénico inorgánico trivalente son mayores que las del arsénico inorgánico pentavalente, se cree generalmente que la forma trivalente es la cancerígena. No obstante, sigue habiendo considerable incertidumbre y controversia tanto sobre el mecanismo de la acción cancerígena como sobre la forma de la curva de dosis-respuesta para ingestas bajas. El CIIC clasifica los compuestos inorgánicos de arsénico en el Grupo 1 (cancerígenos para el ser humano) basándose en la existencia de pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en seres humanos y de pruebas limitadas en animales.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de arsénico de 0,2 mg/l, basándose en sus posibles efectos perjudiciales para la salud. En las Normas internacionales de 1963 se redujo este valor a 0,05 mg/l, el cual se mantuvo como límite superior provisional de concentración en las Normas internacionales de 1971. El valor de referencia de 0,05 mg/l también se mantuvo en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984. En las Guías de 1993 se fijó un valor de referencia provisional para el arsénico en el límite práctico de cuantificación de 0,01 mg/l, basándose en la preocupación por su capacidad cancerígena en el ser humano.

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### ***Referencias principales***

- IPCS, 2001: *Arsenic and arsenic compounds*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 224 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Arsenic in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/75).

### **12.9 Amianto (asbesto)**

El agua se contamina con amianto (o asbesto) por la disolución de minerales y menas que contienen amianto, así como por el procedente de efluentes industriales, la contaminación atmosférica y las tuberías de cemento de amianto en el sistema de distribución. La exfoliación de fibras de amianto de tuberías de cemento de amianto está relacionada con la agresividad del agua. Hay algunos datos que indican que la exposición al amianto atmosférico liberado del agua de grifo durante el uso de duchas o humidificadores es despreciable.

Se sabe que la exposición al amianto por inhalación es cancerígena para el ser humano. Los estudios epidemiológicos de poblaciones cuyas aguas de consumo contienen concentraciones altas de amianto han generado escasas pruebas convincentes de la capacidad cancerígena del amianto ingerido, aunque se ha estudiado a fondo. Además, en estudios exhaustivos en animales, el amianto no ha aumentado de forma sistemática la incidencia de tumores del aparato digestivo. No hay, por consiguiente, pruebas uniformes de que la ingestión de amianto sea peligrosa para la salud, de modo que se concluye que no es necesario establecer un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el amianto en el agua de consumo.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al amianto. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se señaló que los datos disponibles eran insuficientes para determinar si se necesitaba un valor de referencia para el amianto. Las Guías de 1993 concluyeron que no había pruebas uniformes de que la ingestión de amianto fuera peligrosa para la salud, de modo que no era necesario establecer un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el amianto en el agua de consumo.

#### ***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### ***Referencia principal***

- OMS, 2003: *Asbestos in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/2).

### **12.10 Atrazina**

La atrazina (número CAS 1912-24-9) es un herbicida selectivo de preemergencia y poseemergencia temprana. Se ha encontrado en aguas superficiales y subterráneas, debido a su movilidad en el suelo. Es

relativamente estable en suelos y medios acuáticos, con un periodo de semidegradación del orden de meses, pero se degrada por fotólisis y por la acción microbiana en el suelo.

Valor de referencia	0,002 mg/l
Presencia	Se encuentra en aguas subterráneas y en agua de consumo en concentraciones menores que 10 µg/l
IDT	0,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,5 mg/kg de peso corporal al día en un estudio de carcinogénesis en ratas y en un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica, y 10 para reflejar la posible neoplasia)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

Las pruebas obtenidas en muy diversos estudios de genotoxicidad indican, en su conjunto, que la atrazina no es genotóxica. Hay pruebas de que la atrazina puede inducir tumores de mama en ratas. Es muy probable que el mecanismo de este efecto no sea genotóxico. No se ha observado un aumento significativo de neoplasias en ratones. El CIIC ha concluido que la atrazina no es clasificable con respecto a su capacidad cancerígena en el ser humano (Grupo 3).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la atrazina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó la atrazina, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la atrazina de 0,002 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Atrazine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/32).

## **12.11 Bario**

El bario es un oligoelemento presente en las rocas ígneas y sedimentarias. Sus compuestos tienen una gran diversidad de aplicaciones industriales, pero el bario presente en el agua proviene principalmente de fuentes naturales. Los alimentos son la fuente principal de consumo para la población que no está expuesta por motivos laborales, aunque si la concentración de bario del agua es elevada, el agua de consumo puede contribuir significativamente a la ingesta total.

Valor de referencia	0,07 mg/l
Presencia	La concentración en el agua de consumo generalmente es inferior a 100 µg/l, aunque en agua de consumo procedente de aguas subterráneas se han registrado concentraciones superiores a 1 mg/l.
DSEAO en las personas	7,3 mg/l en el estudio epidemiológico más sensible realizado hasta la fecha, en el que no se encontraron diferencias significativas en la tensión arterial ni en la prevalencia de enfermedades cardiovasculares entre una población que bebía agua con una concentración media de bario de 7,3 mg/l y otra cuya agua contenía 0,1 mg/l de bario.
Cálculo del valor de	Se aplicó a la DSEAO en personas un factor de incertidumbre de 10 para la variación

referencia	intraespecífica.
Límite de detección	0,1 µg/l mediante ICP/MS; 2 µg/l mediante AAS; 3 µg/l mediante ICP/espectroscopía de emisión óptica
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 mg/l mediante intercambio iónico o ablandamiento por precipitación; el resto de los tratamientos convencionales no son eficaces.
Observaciones adicionales	El valor de referencia para el bario se basa en un estudio epidemiológico en el que no se observó ningún efecto adverso, pero la población del estudio era relativamente pequeña y su potencia estadística limitada. En consecuencia, se aplicó un factor de incertidumbre de 10 a la concentración de bario del agua de consumo de la población del estudio. No obstante, la concentración a la que se manifiesten efectos puede ser significativamente mayor que ésta, por lo que puede considerarse que el valor de referencia para el bario es muy conservador y es probable que el margen de seguridad sea grande.

### **Reseña toxicológica**

No hay pruebas de que el bario sea cancerígeno o mutágeno. Se ha comprobado que el bario produce nefropatías en animales de laboratorio, pero el criterio de valoración toxicológico que implica un mayor riesgo para las personas parece ser su potencial para causar hipertensión.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 no hicieron referencia al bario. Las Normas internacionales de 1963 recomendaron una concentración máxima admisible de 1,0 mg/l, basándose en los posibles efectos perjudiciales para la salud. Las Normas internacionales de 1971 indicaron que se debería controlar la presencia de bario en el agua de consumo, pero que la información disponible era insuficiente para establecer un límite provisional. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era necesario establecer un valor de referencia para el bario en el agua de consumo, dado que no había ninguna prueba sólida de que las concentraciones bajas de bario que se dan normalmente en el agua tuvieran algún efecto sobre la salud. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el bario de 0,7 mg/l, dado su potencial para causar hipertensión.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- IPCS, 2001: *Barium and barium compounds*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 33).
- OMS, 2003: *Barium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/76).

## **12.12 Bentazona**

La bentazona (número CAS 25057-89-0) es un herbicida de amplio espectro utilizado en diversos cultivos. Sufre fotodegradación, tanto en el suelo como en el agua, pero tiene una gran movilidad en el suelo y es moderadamente persistente en el medio ambiente. Se ha descrito la presencia de bentazona en aguas superficiales, aguas subterráneas y agua de consumo en concentraciones de unos pocos microgramos por litro o menos. Aunque se ha encontrado en aguas subterráneas y tiene una gran afinidad por el compartimento acuático, al parecer no se acumula en el medio ambiente. Es poco probable que la exposición por el consumo de alimentos sea alta.

Los estudios a largo plazo realizados en ratas y ratones no han indicado que exista potencial cancerígeno, y diversas pruebas *in vitro* e *in vivo* han indicado que la bentazona no es genotóxica. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 300 µg/l tomando como referencia una IDA de 0,1 mg/kg de peso corporal establecida por la JMPR basándose en los efectos sanguíneos observados en un estudio de alimentación de dos años en ratas. No obstante, dado que la bentazona está presente en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.



### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la bentazona, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó la bentazona, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la bentazona de 0,03 mg/l basado en una IDA establecida por la JMPR en 1991. Este valor de referencia se modificó a 0,3 mg/l en el apéndice a las Guías publicado en 1998, basándose en información nueva sobre el comportamiento de la bentazona en el medio ambiente y la exposición por el consumo de alimentos.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 1999: *Pesticide residues in food – 1998. Evaluations – 1998. Part II – Toxicology*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/01.12).

OMS, 2003: *Bentazone in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/77).

## **12.13 Benceno**

El benceno se utiliza principalmente para la producción de otras sustancias químicas orgánicas. Forma parte de la gasolina y las emisiones de vehículos son la fuente principal de benceno en el medio ambiente. El benceno también puede entrar en el agua procedente de vertidos industriales o de la contaminación atmosférica.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo son generalmente menores que 5 µg/l
Método de cálculo del valor de referencia	Se aplicó un modelo de extrapolación lineal robusto (debido a la falta de ajuste estadístico de algunos de los datos al modelo multietapa linealizado) a los datos de leucemia y linfomas en ratones hembra y de carcinomas epidermoides de la cavidad bucal en ratas macho, de un estudio de alimentación forzada de dos años en ratas y ratones.
Límite de detección	0,2 µg/l mediante GC con detección de fotoionización y confirmación mediante MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,01 mg/l mediante tratamiento con CAG o arrastre con aire
Observaciones adicionales	El valor más bajo del intervalo de concentraciones estimado para el agua de consumo (10-80 µg/l) corresponde a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de $10^{-5}$ , calculado a partir de los datos de leucemia de estudios epidemiológicos de exposición por inhalación en los que se basó el valor de referencia anterior. Por lo tanto, se mantiene el valor de referencia anterior.

### **Reseña toxicológica**

En las personas, una exposición breve a concentraciones altas de benceno afecta principalmente al sistema nervioso central. A concentraciones más bajas, el benceno es tóxico para el sistema hematopoyético y causa una amplia serie de alteraciones sanguíneas, incluida la leucemia. El benceno es cancerígeno para las personas, por lo que el CIIC lo ha clasificado en el Grupo 1. En otras especies animales expuestas al benceno se han observado alteraciones sanguíneas similares a las observadas en el ser humano. En estudios con animales se ha demostrado que el benceno es cancerígeno tanto por inhalación como por ingestión. Indujo tumores de varios tipos tanto en ratas como en ratones en un bioensayo de carcinogenia de dos años mediante alimentación forzada con aceite de maíz. En pruebas bacterianas no se ha detectado que el benceno sea mutágeno, pero sí se ha demostrado que causa alteraciones cromosómicas *in vivo* en diversas especies, incluido el ser humano, y que produce resultados positivos en el ensayo de micronúcleos de ratón.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al benceno. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el benceno de 0,01 mg/l determinado aplicando datos de leucemia en personas expuestas por inhalación a un modelo de extrapolación lineal multietapa. En las Guías de 1993 se estimó un intervalo de concentraciones de benceno en el agua de consumo correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  de 0,01 a 0,08 mg/l, en función de su acción cancerígena en ratones hembra y ratas macho. Dado que el valor más bajo de este intervalo se corresponde con la estimación realizada a partir de datos epidemiológicos, en la que se basó el anterior valor de referencia de 0,01 mg/l asociado a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ , se mantuvo el valor de referencia de 0,01 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Benzene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/24).

## **12.14 Boro**

Los compuestos de boro se utilizan en la fabricación de vidrio, jabones y detergentes, y también como ignífugos. La mayor exposición al boro de la población general es mediante el consumo de alimentos, ya que se encuentra naturalmente en muchas plantas comestibles. El boro se encuentra de forma natural en aguas subterráneas, pero su presencia en aguas superficiales con frecuencia es consecuencia del vertido en aguas superficiales de efluentes de aguas residuales tratadas (a las que accede por su utilización en ciertos detergentes).

Valor de referencia provisional	0,05 mg/l Este valor de referencia se designa como provisional porque con las técnicas de tratamiento disponibles será difícil alcanzarlo en zonas con concentraciones naturales de boro elevadas.
Presencia	Las concentraciones varían mucho en función de la geología de la zona y de los vertidos de aguas residuales. Se estima que la concentración de boro en el agua de consumo, en la mayor parte del mundo, es de 0,1 a 0,3 mg/l.
IDT	0,16 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 9,6 mg/kg de peso corporal al día para embriotoxicidad (disminución del peso de fetos de ratas) y aplicando un factor de incertidumbre de 60 (10 para la variación interespecífica y 6 para la intraespecífica).
Límite de detección	0,2 µg/l mediante ICP/MS; 6-10 µg/l mediante ICP/AES
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Los tratamientos convencionales del agua (coagulación, sedimentación y filtración) no eliminan cantidades significativas de boro, por lo que es necesario utilizar métodos especiales para eliminarlo de las aguas que tengan concentraciones altas. Mediante tratamientos de intercambio iónico y de ósmosis inversa puede conseguirse una disminución sustancial, pero su coste suele resultar prohibitivo. Posiblemente, el único método económico para disminuir la concentración de boro en aguas con concentraciones altas sea la mezcla con aguas con concentraciones bajas de boro.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

Las exposiciones tanto breves como prolongadas de animales de laboratorio al ácido bórico o al bórax por vía oral han demostrado, invariablemente, su toxicidad para el aparato reproductor masculino. Se han observado lesiones testiculares en ratas, ratones y perros a los que se suministró ácido bórico o bórax en los alimentos o en el agua de consumo. Se ha demostrado experimentalmente su embriotoxicidad en ratas, ratones y conejos. Los resultados negativos de numerosas pruebas de mutagenia indican que el ácido

bórico y el bórax no son genotóxicos. En estudios a largo plazo en ratones y ratas, el ácido bórico y el bórax no aumentaron la incidencia de tumores.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al boro. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al boro. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,3 mg/l para el boro, y se señaló que la eliminación del boro mediante el tratamiento del agua de consumo parece ser deficiente. Este valor de referencia se aumentó a 0,5 mg/l en el apéndice a las Guías publicado en 1998 y se designó como provisional porque, con la tecnología de tratamiento disponible, será difícil alcanzarlo en zonas con concentraciones naturales de boro altas.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Boron in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/54).

## **12.15 Bromato**

El bromato de sodio y el bromato de potasio son oxidantes potentes que se utilizan principalmente en neutralizantes de permanentes y en el teñido de tejidos con colorantes al azufre. El bromato de potasio también se utiliza como oxidante para la maduración de la harina en la molienda, en el tratamiento de la cebada para la elaboración de cerveza y en productos de pasta de pescado, aunque el JECFA ha concluido que no es adecuado utilizar bromato de potasio en la elaboración de alimentos. Normalmente, el agua no contiene bromato, pero puede formarse durante la ozonización si el agua contiene ión bromuro. En determinadas condiciones, también puede formarse bromato en las soluciones concentradas de hipoclorito que se utilizan para desinfectar el agua de consumo.

Valor de referencia provisional	0,01 mg/l El valor de referencia es provisional debido a las limitaciones de los métodos analíticos y de tratamiento disponibles.
Presencia	Se ha descrito en aguas de consumo obtenidas de fuentes de agua de características diversas tras su ozonización, en concentraciones de <2 a 293 µg/l en función de la concentración de iones bromuro, la dosis de ozono, el pH, la alcalinidad y el carbono orgánico disuelto; también puede formarse durante la producción electrolítica de cloro e hipoclorito a partir de salmuera con una contaminación alta de bromuro.
Método de cálculo del valor de referencia	El límite superior estimado de la potencia cancerígena del bromato es de 0,19 mg/kg de peso corporal al día, basado en una extrapolación lineal de dosis bajas (se aplicó el modelo de Weibull de tiempo hasta la aparición del tumor en una etapa a la incidencia de mesoteliomas, tumores de túbulos renales y tumores foliculares de tiroides en ratas macho a las que se había suministrado bromato de potasio en el agua de consumo, utilizando los datos de los animales sacrificados en las semanas 12, 26, 52 y 77). Al valor máximo del riesgo adicional de cáncer de 10 <sup>-5</sup> le corresponde un valor basado en efectos sobre la salud de 2 µg/l. Mediante varios métodos de extrapolación diferentes se obtienen valores semejantes, que oscilan entre 2 y 6 µg/l.
Límite de detección	1,5 µg/l mediante cromatografía iónica con detección por supresión de la conductividad; 0,2 µg/l mediante cromatografía iónica con detección de absorbancia UV-visible; 0,3 µg/l mediante cromatografía iónica con detección mediante ICP/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Una vez formado, el bromato es difícil de eliminar, pero es posible reducir su concentración hasta menos de 0,01 mg/l mediante un control adecuado de las condiciones de la desinfección.

### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha concluido que, a pesar de que no hay indicios suficientes de la capacidad cancerígena del bromato de potasio en las personas, sí hay pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en animales de experimentación y lo ha clasificado en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). El bromato es mutágeno tanto *in vitro* como *in vivo*. Actualmente no hay pruebas suficientes para determinar el modo de acción cancerígena del bromato de potasio. La observación de tumores en estadios relativamente tempranos y la respuesta positiva del bromato en diversos estudios de genotoxicidad sugieren que el modo de acción predominante en dosis bajas se debe a la reactividad con el ADN. Aunque algunas pruebas sugieren que puede haber una relación no lineal entre la dosis y la respuesta de reactividad con el ADN en tumores renales, no hay ninguna prueba que sugiera que esta misma relación dosis-respuesta intervenga en el desarrollo de mesoteliomas o de tumores tiroideos. El estrés oxidativo puede estar implicado en la formación de tumores renales, pero no hay pruebas suficientes para afirmar que la peroxidación lipídica y la producción de radicales libres resulten fundamentales en la inducción de tumores renales. Tampoco hay actualmente datos disponibles que sugieran que la producción de tumores peritoneales y tiroideos por el bromato se deba a un mecanismo único, como el estrés oxidativo.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al bromato. Las Guías de 1993 calcularon que la concentración de bromato en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  era 0,003 mg/l. Sin embargo, debido a las limitaciones de los métodos analíticos y de tratamiento disponibles, se recomendó un valor provisional de referencia de 0,025 mg/l, asociado a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $7 \times 10^{-5}$ .

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Bromate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/78).

## **12.16 Ácidos bromoacéticos**

Los ácidos bromoacéticos se forman durante la desinfección de agua que contiene iones bromuro y materia orgánica. Los iones bromuro están presentes de forma natural en aguas superficiales y subterráneas y su concentración fluctúa siguiendo pautas estacionales. La concentración de iones bromuro puede aumentar con la penetración de agua salada como consecuencia de una sequía o debido a la contaminación. Hay generalmente presencia de bromoacetatos en los sistemas de distribución de aguas superficiales y subterráneas en concentraciones medias inferiores a 5 µg/l.

La base de datos sobre el ácido dibromoacético se considera insuficiente para calcular un valor de referencia. No hay estudios de toxicidad sistémica subcrónica o a más largo plazo. En la base de datos también faltan estudios toxicocinéticos adecuados, un estudio de carcinogénesis, un estudio de embriotoxicidad en otra especie y un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora (se realizó uno, pero está siendo evaluado actualmente por la Agencia de Protección del Medio Ambiente —*Environmental Protection Agency*, EPA— de los EE. UU.). Los datos de mutagenia disponibles indican que el dibromoacetato es genotóxico.

También hay escasos datos de toxicidad por vía oral del ácido monobromoacético y del ácido bromocloroacético. Los escasos datos de mutagenia y genotoxicidad proporcionan resultados variables para el ácido monobromoacético y resultados positivos en general para el ácido bromocloroacético. No se dispone de datos de estudios de toxicidad crónica o subcrónica, estudios multigeneracionales de toxicidad para la función reproductora, estudios convencionales de embriotoxicidad y estudios de carcinogénesis. Los datos disponibles se consideran insuficientes para establecer valores de referencia para estas sustancias químicas.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a los ácidos bromoacéticos. Los ácidos bromoacéticos no se evaluaron en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, ni en la segunda edición, publicada en 1993; tampoco en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Brominated acetic acids in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/79).

## 12.17 Cadmio

El cadmio es un metal que se utiliza en la industria del acero y en los plásticos. Los compuestos de cadmio son un componente muy utilizado en pilas eléctricas. El cadmio se libera al medio ambiente en las aguas residuales, y los fertilizantes y la contaminación aérea local producen contaminación difusa. Las impurezas de cinc de las soldaduras y las tuberías galvanizadas y algunos accesorios de fontanería metálicos también pueden contaminar el agua de consumo. La principal fuente de exposición diaria al cadmio son los alimentos. La ingesta oral diaria es de 10 a 35 µg. El consumo de tabaco es una fuente adicional significativa de exposición al cadmio.

Valor de referencia	0,03 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo suelen ser menores que 1 µg/l
ISTP	7 µg/kg de peso corporal, basándose en que para que la concentración de cadmio en la corteza renal no exceda de 50 mg/kg, la ingesta total de cadmio no debe exceder 1 µg/kg de peso corporal al día (suponiendo una tasa de absorción de cadmio en la alimentación del 5% y una tasa de excreción diaria del 0,005% de la carga corporal).
Límite de detección	0,01 µg/l mediante ICP/MS; 2 µg/l mediante FAAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,002 mg/l mediante coagulación o ablandamiento por precipitación.
Cálculo del valor de referencia	<ul style="list-style-type: none"><li>• asignación al agua 10% de la ISTP</li><li>• peso adulto de 60 kg</li><li>• consumo 2 litros al día</li></ul>
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Aunque hay datos nuevos que indican que una parte de la población general puede estar expuesta a un riesgo mayor de disfunción tubular si se expone a la ISTP actual, las estimaciones de riesgo que pueden hacerse actualmente son imprecisas.</li><li>• Se observa que la diferencia entre la ISTP y la ingesta semanal real de cadmio por la población general es pequeña, de un factor de menos de 10, y que esta diferencia puede ser aún menor en los fumadores.</li></ul>

### Reseña toxicológica

La absorción de los compuestos de cadmio depende de su solubilidad. El cadmio se acumula principalmente en los riñones y su semivida biológica en el ser humano es prolongada, de 10 a 35 años. Hay pruebas de que el cadmio es cancerígeno por inhalación, y el CIIC ha clasificado el cadmio y los compuestos de cadmio en el Grupo 2A. No obstante, no hay pruebas de que sea cancerígeno por vía oral ni pruebas concluyentes de su genotoxicidad. La toxicidad del cadmio afecta principalmente al riñón. La concentración crítica de cadmio en la corteza renal que produciría una prevalencia del 10% de proteinuria de bajo peso molecular en la población general es de unos 200 mg/kg y se alcanzaría tras una ingesta alimentaria diaria de unos 175 µg por persona durante 50 años.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 no hicieron referencia al cadmio. Las Normas internacionales de 1963 recomendaron una concentración máxima admisible de 0,01 mg/l, basándose en los posibles efectos perjudiciales para la salud. Este valor se mantuvo en las Normas internacionales de 1971 como límite superior provisional de concentración, basado en la concentración más baja que se pudo medir adecuadamente. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, estableció un valor de referencia de 0,005 mg/l para el cadmio en el agua de

consumo. Este valor se redujo a 0,003 mg/l en las Guías de 1993 basándose en la ISTP establecida por el JECFA.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003

#### **Referencias principales**

- JECFA, 2000: *Resumen y conclusiones de la 55.ª reunión, Ginebra (Suiza), 6-15 de junio de 2000*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios.
- OMS, 2003: *Cadmium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/80).

### **12.18 Carbofurán (o carbofurano)**

El carbofurán o carbofurano (número CAS 1563-66-2) se usa como plaguicida en multitud de cultivos en todo el mundo. Las concentraciones de residuos de carbofurán en los cultivos tratados son, por lo general, muy bajas o no detectables. Las propiedades físicas y químicas del carbofurán y los pocos datos disponibles sobre su presencia indican que es probable que la principal vía de exposición sea el agua de consumo procedente tanto de aguas superficiales como de aguas subterráneas.

Valor de referencia	0,007 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales, en aguas subterráneas y en agua de consumo, por lo general en concentraciones de unos pocos microgramos por litro o menores; la concentración más alta (30 µg/l) se registró en aguas subterráneas.
IDA	0,002 mg/kg de peso corporal basado en una DSEAO de 0,22 mg/kg de peso corporal al día para efectos agudos (reversibles) en perros en un estudio a corto plazo (4 semanas) complementario de un estudio de 13 semanas en el que se observó inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa eritrocítica, aplicando un factor de incertidumbre de 100.
Límite de detección	0,1 µg/l mediante GC con detector de nitrógeno y fósforo; 0,9 µg/l mediante HPLC en fase inversa con detector de fluorescencia.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Dado que la DSEAO se basa en un efecto agudo reversible, se consideró apropiado tomar como referencia un estudio de 4 semanas de duración; la DSEAO también protegerá de los efectos crónicos.

#### **Reseña toxicológica**

El carbofurán es muy tóxico tras la administración de una dosis única por vía oral. El efecto sistémico principal de la intoxicación por carbofurán en los estudios de toxicidad a corto y largo plazo parece ser la inhibición de la colinesterasa. No se han encontrado pruebas de teratogenia en los estudios de toxicidad para la función reproductora. A tenor de los estudios disponibles, no parece que el carbofurán sea cancerígeno ni genotóxico.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al carbofurán, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se evaluó el carbofurán, pero en las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,005 mg/l a partir de los datos de estudios en personas y la corroboración de observaciones en animales de laboratorio. Este valor se modificó a 0,007 mg/l en el apéndice a las Guías publicado en 1998, basándose en la IDA establecida por la JMPR en 1996.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencias principales

- FAO/OMS (1997) *Pesticide residues in food – 1996. Evaluations – 1996. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/97.1).
- OMS, 2003: *Carbofuran in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/81).

## 12.19 Tetracloruro de carbono

El tetracloruro de carbono se utiliza principalmente en la fabricación de refrigerantes de clorofluorocarburos, disolventes y propelentes. Sin embargo, desde el establecimiento en el Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono (1987) y sus enmiendas (1990 y 1992) de un calendario para la reducción progresiva de la producción y el consumo del tetracloruro de carbono, su fabricación ha disminuido y seguirá haciéndolo. El tetracloruro de carbono se libera sobre todo en la atmósfera, pero también en las aguas residuales industriales. En aguas superficiales migra rápidamente a la atmósfera, pero su concentración en aguas subterráneas anaerobias puede mantenerse alta durante meses o incluso años. Hay escasos datos disponibles sobre su concentración en los alimentos, pero su ingesta por el aire es previsiblemente mucho mayor que la procedente de los alimentos o el agua de consumo.

Valor de referencia	0,004 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo son generalmente menores que 5 µg/l
IDT	1,4 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 1 mg/kg de peso corporal al día para efectos hepatotóxicos en un estudio de alimentación oral forzada de 12 semanas en ratas, incorporando un factor de conversión de 5/7 para la administración diaria y aplicando un factor de incertidumbre de 500 (100 para la variación inter e intraespecífica, 10 para la duración del estudio y un factor de modificación de 0,5 porque se trataba de un estudio de administración en bolo)
Límite de detección	0,1-0,3 µg/l mediante GC con ECD o MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia es menor que el intervalo de valores asociado a valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de $10^{-4}$ , $10^{-5}$ y $10^{-6}$ calculados mediante extrapolación lineal.

### Reseña toxicológica

Los órganos más afectados por la toxicidad del tetracloruro de carbono son el hígado y los riñones. En experimentos con ratones y ratas se ha demostrado que el tetracloruro de carbono puede inducir la formación de hepatomas y carcinomas hepatocelulares. Dado que las dosis que inducían tumores hepáticos eran más altas que las que inducían toxicidad celular, es probable que la capacidad cancerígena del tetracloruro de carbono sea consecuencia de sus efectos hepatotóxicos. Según los datos disponibles, se puede considerar que el tetracloruro de carbono no es un compuesto genotóxico. El CIIC ha clasificado el tetracloruro de carbono como posiblemente cancerígeno para el ser humano (Grupo 2B): hay pruebas suficientes de que es cancerígeno para animales de laboratorio, pero no hay pruebas suficientes sobre su efecto en el ser humano.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al tetracloruro de carbono. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia provisional de 0,003 mg/l; este valor de referencia se

designó como provisional debido a que sólo había pruebas fiables de una especie animal para calcular un valor de referencia basado en la capacidad cancerígena, a los buenos datos cualitativos que lo apoyaban y a la frecuencia de su presencia en el agua. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el tetracloruro de carbono de 0,002 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

IPCS, 1999: *Carbon tetrachloride*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 208 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Carbon tetrachloride in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/82).

### **12.20 Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)**

El hidrato de cloral se puede formar como subproducto de la cloración de agua que contenga sustancias orgánicas precursoras, tales como ácidos húmicos o fúlvicos. Se ha encontrado en el agua de consumo en concentraciones de hasta 100 µg/l, pero su concentración suele ser menor que 10 µg/l. Las concentraciones suelen ser mayores en aguas superficiales que en aguas subterráneas y, al parecer, aumentan durante la distribución.

El hidrato de cloral se utiliza como sustancia intermedia en la producción de insecticidas, herbicidas y fármacos hipnóticos. También se ha utilizado ampliamente en el ser humano como hipnótico o sedante en dosis orales de hasta 750-1000 mg/día. Si bien su ingesta por usos clínicos es considerablemente mayor que su ingesta en el agua potable, la exposición clínica es de una duración menor.

A pesar de que el hidrato de cloral se ha utilizado durante muchos decenios (y todavía se utiliza) como sedante e hipnótico en niños y adultos (especialmente en odontología), no se han encontrado estudios epidemiológicos o de carcinogenicidad en el ser humano en los que la exposición al hidrato de cloral se asociara al cáncer. El CIIC clasificó el hidrato de cloral en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos), basándose en la escasez de pruebas en el ser humano y en animales de experimentación. Las pruebas sobre la genotoxicidad del hidrato de cloral son ambiguas.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud de 0,1 mg/l (valor redondeado) a partir de una IDT de 0,0045 mg/kg de peso corporal al día, que se corresponde con un aumento de la incidencia de alteraciones histopatológicas hepáticas observado en ratones B6C3F1 en un estudio de dos años con agua de consumo, asignando un 80% de la IDT al agua de consumo (dado que la exposición al hidrato de cloral se debe en su mayor parte al agua de consumo) y para un adulto de 60 kg que consume 2 litros de agua al día. Sin embargo, dado que las concentraciones de hidrato de cloral en el agua de consumo suelen ser mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia.

La concentración del hidrato de cloral en el agua de consumo se puede controlar modificando los tratamientos de desinfección (por ejemplo, mejorando la coagulación y el ablandamiento para eliminar los compuestos orgánicos precursores, trasladando el punto de desinfección para disminuir la reacción entre el cloro y los compuestos precursores, y utilizando cloraminas en lugar de cloro para la desinfección residual) y mediante tratamiento con CAG.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al hidrato de cloral. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,01 mg/l para el hidrato de cloral en el agua de consumo. El valor de referencia se designó como provisional debido a las limitaciones de la base de datos disponible, que obligaron a utilizar un factor de incertidumbre de 10 000. Este valor de referencia se incluyó en la tercera edición de las Guías.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.



### Referencias principales

- IPCS, 2000: *Chloral hydrate*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 25).
- IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2005: *Chloral hydrate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/49).

### 12.21 Clordano

El clordano (número CAS 57-47-9) es un insecticida de amplio espectro que se utiliza desde 1947. Recientemente, su uso se ha ido restringiendo cada vez más en muchos países y ahora se utiliza principalmente para eliminar termitas mediante inyección en el subsuelo. El clordano aplicado mediante inyección subterránea puede constituir una fuente de contaminación leve de las aguas subterráneas. El clordano técnico es una mezcla de compuestos en la que predominan los isómeros *cis* y *trans* de clordano. Es muy resistente a la degradación, presenta un alto grado de inmovilidad en el suelo y es poco probable que migre a las aguas subterráneas, donde sólo se ha encontrado ocasionalmente. Se libera a la atmósfera con facilidad. A pesar de que las concentraciones de clordano en los alimentos han ido disminuyendo, es un compuesto muy persistente y tiene un gran potencial de bioacumulación.

Valor de referencia	0,0002 mg/l (0,2 µg/l)
Presencia	Se ha detectado en aguas subterráneas y de consumo, habitualmente en concentraciones inferiores a 0,1 µg/l
IDTP	0,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 50 µg/kg de peso corporal al día para el aumento del peso del hígado, de la concentración sérica de bilirrubina y de la incidencia de inflamación hepatocelular, calculado a partir de un estudio de alimentación a largo plazo en ratas y aplicando un factor de incertidumbre de 100
Límite de detección	0,014 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDTP
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El clordano está incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. Por consiguiente, puede haber un monitoreo adicional al exigido por las normas relativas al agua de consumo.

### Reseña toxicológica

La exposición prolongada por la alimentación causa daños hepáticos en los animales de experimentación. El clordano produce tumores hepáticos en los ratones, pero el conjunto de las pruebas indica que no es genotóxico. Puede interferir en la comunicación celular *in vitro*, característica que poseen muchos promotores tumorales. El CIIC volvió a evaluar el clordano en 1991 y concluyó que no hay pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en el ser humano pero sí en animales, por lo que lo clasificó en el Grupo 2B.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al clordano, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el clordano de 0,3 µg/l (total de isómeros), basado en la IDA recomendada por la JMPR en 1977. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,2 µg/l para el clordano en el agua de consumo, basado en una IDA establecida por la JMPR en 1986.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

FAO/OMS, 1995: *Pesticide residues in food – 1994. Reunión conjunta del Cuadro de expertos de la FAO en residuos de plaguicidas en los alimentos y el medio ambiente y el Grupo de evaluación toxicológica básica de la OMS sobre residuos de plaguicidas*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Estudio FAO: producción y protección vegetal n.º 127).

OMS, 2003: *Chlordane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/84).

## 12.22 Cloruro

El cloruro presente en el agua de consumo procede de fuentes naturales, aguas residuales y vertidos industriales, escorrentía urbana con sal de deshielo, e intrusiones salinas.

La fuente principal de exposición de las personas al cloruro es la adición de sal a los alimentos y la ingesta procedente de esta fuente generalmente excede en gran medida a la del agua de consumo.

Las concentraciones de cloruro excesivas aumentan la velocidad de corrosión de los metales en los sistemas de distribución, aunque variará en función de la alcalinidad del agua, lo que puede hacer que aumente la concentración de metales en el agua.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro en el agua de consumo. No obstante, las concentraciones de cloruro que excedan de unos 250 mg/l pueden conferir al agua un sabor perceptible (véase el capítulo 10).

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de cloruro superiores a 600 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 conservaron este valor como concentración máxima admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 250 mg/l para el cloruro, basado en consideraciones gustativas. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro en el agua de consumo, aunque se confirmó que concentraciones de cloruro superiores a unos 250 mg/l pueden conferir al agua un sabor perceptible.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Chloride in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/3).

## 12.23 Cloro

El cloro se produce en grandes cantidades y se utiliza habitualmente en el ámbito industrial y doméstico como un notable desinfectante y como lejía. En particular, se utiliza ampliamente para la desinfección de piscinas y es el desinfectante y oxidante más utilizado en el tratamiento del agua de consumo. El cloro reacciona con el agua formando ácido hipocloroso e hipocloritos.

Valor de referencia	5 mg/l
Presencia	Está presente en la mayoría de las agua de consumo desinfectadas, en concentraciones de 0,2-1 mg/l
IDT	150 µg/kg de peso corporal, calculada a partir de una DSEAO para la ausencia de toxicidad en roedores que ingirieron cloro en el agua de bebida durante 2 años
Límite de detección	0,01 µg/l mediante HPLC tras derivación precolumna a 4-bromoacetanilida; 10 µg/l como cloro libre mediante colorimetría; 0,2 mg/l mediante cromatografía iónica

Concentración alcanzable mediante tratamiento	Es posible disminuir eficazmente la concentración de cloro a cero (<0,1 mg/l) mediante reducción. No obstante, es normal proporcionar al agua una concentración residual de cloro de unas pocas décimas de miligramo por litro para que actúe como conservante durante su distribución.
Cálculo del valor de referencia	100% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>El valor de referencia es conservador, ya que en el estudio crítico no se determinó una dosis sin efecto adverso.</li> <li>La mayoría de las personas perciben el sabor del cloro cuando su concentración es la del valor de referencia.</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

No se han observado efectos adversos específicos relacionados con el tratamiento en personas y animales expuestos al cloro en el agua de consumo. El CIIC ha clasificado el hipoclorito en el Grupo 3.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al cloro. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia de 5 mg/l para el cloro libre en el agua de consumo, pero señalaron que se trata de un valor conservador, ya que en el estudio en el que se basó no se determinó una dosis sin efecto adverso. También se señaló que la mayoría de las personas perciben el sabor del cloro cuando su concentración es la del valor de referencia.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chlorine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/45).

## **12.24 Clorito y clorato**

El clorito y el clorato son SPD resultantes de la utilización de dióxido de cloro como desinfectante y para el control de sabores y olores en el agua. El dióxido de cloro también se utiliza como blanqueador de celulosa, pasta de papel, harina y aceites. El clorito sódico y el clorato sódico se utilizan en la producción de dióxido de cloro, además de otros usos comerciales. El dióxido de cloro se descompone rápidamente en iones clorito, clorato y cloruro en el agua tratada, con predominio del clorito; esta reacción se ve favorecida por la alcalinidad. La vía principal de exposición ambiental al dióxido de cloro, al clorito sódico y al clorato sódico es el agua de consumo.

Valores de referencia provisionales	
Clorito	0,7 mg/l
Clorato	0,7 mg/l. Los valores de referencia para el clorito y el clorato se designan como provisionales debido a que los valores de referencia para el clorito y el clorato pueden superarse por la utilización de dióxido de cloro como desinfectante, y la dificultad para alcanzar el valor de referencia nunca debe impedir una desinfección adecuada.
Presencia	En un estudio se describieron concentraciones de clorito en agua de 3,2 a 7,0 mg/l; no obstante, la concentración combinada nunca excederá la dosis de dióxido de cloro aplicada. También puede formarse clorato en soluciones de hipoclorito almacenadas.
IDT	
Clorito	30 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 2,9 mg/kg de peso corporal al día determinada en un estudio de dos generaciones en ratas en el que se observó una disminución de la amplitud del reflejo de sobresalto, una disminución del peso absoluto del cerebro en las generaciones F1 y F2 y una alteración del peso del hígado en dos generaciones, aplicando un factor de incertidumbre de 100 (10 para la variación

Clorato	intraespecífica y 10 para la interespecífica) 30 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 30 mg/kg de peso corporal al día determinada en un estudio reciente de 90 días en ratas, bien realizado, en el que se observó una reducción del coloide tiroideo con la siguiente dosis más alta y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (10 para la variación intraespecífica, 10 para la interespecífica y 10 por la corta duración del estudio)
Límite de detección	5 µg/l mediante cromatografía iónica con detección por supresión de la conductividad para el clorato.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Es posible disminuir eficazmente la concentración de dióxido de cloro a cero (<0,1 mg/l) mediante reducción; no obstante, es normal proporcionar al agua una concentración residual de dióxido de cloro de unas pocas décimas de miligramo por litro para que actúe como conservante durante su distribución. Las concentraciones de clorato derivadas del uso de hipoclorito sódico son, por lo general, de alrededor de 0,1 mg/l, aunque se han descrito concentraciones superiores a 1 mg/l. Cuando se utiliza dióxido de cloro para la desinfección, la concentración de clorato depende en gran medida de las condiciones del proceso (tanto en el generador de dióxido de cloro como en la planta de tratamiento del agua) y de la dosis de dióxido de cloro utilizada. Dado que no hay ninguna opción viable para reducir la concentración de clorato, su control debe centrarse en prevenir su adición (a partir del hipoclorito sódico) o formación (a partir del dióxido de cloro). El ión clorito es un subproducto inevitable derivado de la utilización de dióxido de cloro. Cuando se utilice dióxido de cloro como desinfectante final en las dosis habituales, la concentración de clorito resultante debería ser <0,2 mg/l. Si se utiliza dióxido de cloro como preoxidante, puede ser necesario reducir la concentración de clorito resultante utilizando hierro ferroso o carbón activado.
Cálculo del valor de referencia	80% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### ***Reseña toxicológica***

#### **Dióxido de cloro**

Se ha demostrado que el dióxido de cloro altera el desarrollo neurológico y neuroconductual en ratas sometidas a exposición perinatal. También se ha observado una disminución significativa de las hormonas tiroideas en ratas y monos expuestos al dióxido de cloro en estudios de agua de bebida. No se ha establecido un valor de referencia para el dióxido de cloro porque se hidroliza a clorito rápidamente y el valor de referencia provisional del clorito constituye una protección suficiente frente a la posible toxicidad del dióxido de cloro. El umbral gustativo y olfativo para este compuesto es de 0,4 mg/l.

#### **Clorito**

El CIIC ha concluido que el clorito no es clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos. Un estrés oxidativo que produce alteraciones en los eritrocitos es el efecto principal y más habitual detectado en estudios de exposición al clorito. Este criterio de valoración se ha observado en animales de laboratorio y, por analogía con el clorato, en personas expuestas a dosis altas en casos de intoxicación. En estudios de hasta doce semanas con voluntarios no se observó ningún efecto sobre los parámetros sanguíneos con la dosis más alta evaluada (36 µg/kg de peso corporal al día).

#### **Clorato**

Como en el caso del clorito, el peligro principal del clorato es la oxidación de los eritrocitos. También como en el caso del clorito, una dosis de clorato de 36 µg/kg de peso corporal al día durante 12 semanas no produjo ningún efecto adverso en los voluntarios. La base de datos del clorato es menos amplia que la del clorito, pero se dispone de un estudio reciente y bien realizado de 90 días en ratas y se está realizando un estudio a largo plazo que debería proporcionar más información sobre la exposición crónica al clorato.

### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al dióxido de cloro, al clorato ni al clorito. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,2 mg/l para el clorito en el agua de consumo. El valor de referencia se designó como provisional debido a que los valores de referencia para el clorito pueden superarse por la utilización de dióxido de cloro como desinfectante, y la dificultad para alcanzar el valor de referencia nunca debe impedir una desinfección adecuada. En las Guías de 1993 no se estableció un valor de

referencia basado en efectos sobre la salud para el dióxido de cloro en el agua de consumo, debido a su rápida descomposición y a que el valor de referencia provisional del clorito constituye una protección suficiente frente a la posible toxicidad del dióxido de cloro. Las Guías de 1993 concluyeron que los datos disponibles sobre el efecto del clorato en el ser humano y en animales de experimentación no son suficientes para determinar un valor de referencia y recomendaron profundizar en la investigación para caracterizar los efectos no letales del clorato. Se indicó que el umbral gustativo y olfativo para el dióxido de cloro es de 0,4 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Chlorite and chlorate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/86).

### **12.25 Cloroacetonas**

La 1,1-dicloroacetona se forma en la reacción del cloro con precursores orgánicos y se ha detectado en agua de consumo clorada. Se estima que sus concentraciones son menores que 10 µg/l y, por lo general, menores que 1 µg/l.

Hay muy pocos datos toxicológicos disponibles sobre la 1,1-dicloroacetona, pero los estudios de dosis únicas indican que afecta al hígado.

En la actualidad no hay datos suficientes que permitan proponer valores de referencia para la 1,1-dicloroacetona ni para ninguna de las demás cloroacetonas.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia las cloroacetonas. Las Guías de 1993 concluyeron que los datos disponibles no eran suficientes para permitir la propuesta de valores de referencia para ninguna de las cloroacetonas.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chloroacetones in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/50).

### **12.26 Clorofenoles (2-clorofenol, 2,4-diclorofenol, 2,4,6-triclorofenol)**

La presencia de clorofenoles en el agua de consumo es resultado de la cloración de los fenoles, como subproductos de la reacción del hipoclorito con ácidos fenólicos, como biocidas o como productos de degradación de herbicidas fenoxiácidos. El 2-clorofenol, el 2,4-diclorofenol y el 2,4,6-triclorofenol son los que aparecen con mayor frecuencia en el agua de consumo como subproductos de la cloración. Los umbrales gustativos de los clorofenoles en el agua de consumo son bajos.

Valor de referencia para el 2,4,6-triclorofenol	0,2 mg/l
Presencia	Las concentraciones de clorofenoles en el agua de consumo suelen ser inferiores a 1 µg/l.
Método de cálculo del valor de referencia	Mediante la aplicación del modelo multietapa linealizado a las leucemias observadas en ratas macho en un estudio de alimentación de dos años (los tumores hepáticos observados en este estudio no se utilizaron para la estimación de riesgos por la posible implicación de contaminantes en su inducción)
Límite de detección	0,5-5 µg/l por formación de derivados del éter de pentafluorobencilo; 1-10 µg/l (monoclorofenoles), 0,5 µg/l (diclorofenoles) y 0,01 µg/l (triclorofenoles) mediante GC

	con ECD.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración del 2,4,6-triclorofenol por lo general es inferior a 1 µg/l. Si es necesario, la concentración del 2,4,6-triclorofenol puede reducirse mediante tratamiento con CAG.
Observaciones adicionales	El valor de referencia para el 2,4,6-triclorofenol es superior al umbral gustativo mínimo descrito.

### **Reseña toxicológica**

#### **2-Clorofenol**

Hay pocos datos sobre la toxicidad del 2-clorofenol. Por lo tanto, no se ha calculado un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.

#### **2,4-Diclorofenol**

Hay pocos datos sobre la toxicidad del 2,4-diclorofenol. Por lo tanto, no se ha calculado un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.

#### **2,4,6-Triclorofenol**

Se ha informado de que el 2,4,6-triclorofenol induce linfomas y leucemias en ratas macho y tumores hepáticos en ratones macho y hembra. El compuesto no ha resultado mutágeno en la prueba de Ames, pero ha mostrado actividad mutágena débil en otros estudios *in vitro* e *in vivo*. El CIIC ha clasificado el 2,4,6-triclorofenol en el Grupo 2B.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a los clorofenoles. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendaron valores de referencia para el 2-clorofenol, el 4-clorofenol, el 2,4-diclorofenol, el 2,6-diclorofenol o el 2,4,5-triclorofenol, tras una evaluación detallada de los compuestos. No obstante, se sugirió que no debería haber, por motivos organolépticos, concentraciones superiores a 0,0001 mg/l de ningún clorofenol concreto en el agua de consumo (además, el contenido fenólico total del agua que vaya a ser clorada debería mantenerse por debajo de 0,001 mg/l). En la misma edición se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,01 mg/l para el 2,4,6-triclorofenol, aunque se señaló que el modelo de extrapolación lineal multietapa apropiado para sustancias químicas cancerígenas que se utilizó para calcularlo conllevaba un grado de incertidumbre significativo. También se indicó que el 2,4,6-triclorofenol se pueden detectar por su sabor y olor a una concentración de 0,0001 mg/l. En las Guías de 1993 no se calcularon valores de referencia basados en efectos sobre la salud para el 2-clorofenol ni para el 2,4-diclorofenol, ya que los datos sobre su toxicidad eran escasos. Para el 2,4,6-triclorofenol se calculó un valor de referencia de 0,2 mg/l, asociado a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ . Esta concentración excede el umbral gustativo mínimo descrito de esta sustancia química (0,002 mg/l).

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chlorophenols in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/47).

## **12.27 Cloropicrina**

La cloropicrina, o tricloronitrometano, se forma por la reacción del cloro con ácidos húmicos, aminoácidos y nitrofenoles. Su formación aumenta en presencia de nitratos. Los pocos datos disponibles de los EE. UU. indican que las concentraciones en el agua de consumo suelen ser menores que 5 µg/l.

Se ha descrito una disminución de la supervivencia y del peso corporal en animales de laboratorio tras una exposición prolongada por vía oral. En pruebas bacterianas y en estudios *in vitro* en linfocitos se ha demostrado que la cloropicrina es mutágena. Dada la alta mortalidad en un bioensayo de carcinogenia y los escasos criterios de valoración examinados en el estudio de toxicidad de 78 semanas, se consideró que los datos disponibles no eran suficientes para establecer un valor de referencia para la cloropicrina.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a la cloropicrina. Las Guías de 1993 consideraron que los datos disponibles no eran suficientes para establecer un valor de referencia para la cloropicrina en el agua de consumo.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chloropicrin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/52).

### **12.28 Clorotolurón**

El clorotolurón (número CAS 15545-48-9) es un herbicida de preemergencia o poseemergencia temprana que se biodegrada lentamente y presenta movilidad en el suelo. La exposición a este compuesto por los alimentos es muy escasa.

Valor de referencia	0,03 mg/l
Presencia	Se ha detectado en agua de consumo en concentraciones inferiores a 1 µg/l
IDT	11,3 µg/kg de peso corporal, calculada a partir de una DSEAO de 11,3 mg/kg de peso corporal al día para efectos sistémicos en un estudio de alimentación de 2 años en ratones y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación intra e interespecífica y 10 por las pruebas de su capacidad cancerígena)
Límite de detección	0,1 µg/l mediante separación por HPLC en fase inversa seguida de detección electroquímica y UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

La toxicidad del clorotolurón es baja en exposiciones únicas, breves o prolongadas en animales, pero se ha demostrado que produce un aumento de adenomas y carcinomas renales en ratones macho a los que se suministraron dosis altas durante dos años. Dado que no se observaron efectos cancerígenos en un estudio de dos años en ratas, se ha sugerido que el potencial cancerígeno del clorotolurón es específico tanto para el sexo como para la especie. No hay pruebas de que el clorotolurón o sus metabolitos sean genotóxicos.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al clorotolurón, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el clorotolurón, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,03 mg/l para el clorotolurón en el agua de consumo.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Chlorotoluron in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/33).

## 12.29 Clorpirifós

El clorpirifós (número CAS 2921-88-2) es un insecticida organofosforado de amplio espectro que se utiliza para el control de mosquitos, moscas, diversas plagas de los cultivos presentes en el suelo o en las hojas, plagas domésticas y larvas acuáticas. Aunque el plan WHOPEs no recomienda su adición al agua por motivos de salud pública, en algunos países puede utilizarse como larvicida acuático para el control de larvas de mosquito. El clorpirifós es absorbido intensamente por el suelo y no se libera fácilmente, sino que se degrada lentamente por la acción microbiana. Es poco soluble en agua y presenta una fuerte tendencia a separarse de la fase acuosa e incorporarse a las fases orgánicas del entorno.

Valor de referencia	0,03 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales en los EE. UU., generalmente en concentraciones inferiores a 0,1 µg/l; también se ha detectado en aguas subterráneas en menos del 1% de los pozos analizados, generalmente en concentraciones inferiores a 0,01 µg/l
IDA	0,01 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 1 mg/kg de peso corporal al día para la inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral en estudios en ratones, ratas y perros, aplicando un factor de incertidumbre de 100, y basada en una DSEAO de 0,1 mg/kg de peso corporal al día para la inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa eritrocítica en un estudio con personas expuestas durante 9 días, aplicando un factor de incertidumbre de 10
Límite de detección	1 µg/l mediante GC utilizando un ECD o DFL
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay datos disponibles; debería responder a tratamientos de coagulación (eliminación del 10-20%), adsorción sobre carbón activado y ozonización
Cálculo del valor de referencia	
• asignación al agua	10% de la IDA
• peso	adulto de 60 kg
• consumo	2 litros al día

### Reseña toxicológica

La JMPR concluyó que es poco probable que el clorpirifós implique riesgo de cáncer para el ser humano. En una gama suficiente de estudios *in vitro* e *in vivo* el clorpirifós no resultó genotóxico. En los estudios a largo plazo, el principal efecto tóxico en todas las especies fue la inhibición de la actividad de la colinesterasa.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al clorpirifós, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El clorpirifós no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

FAO/OMS, 2000: *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/00.4).

OMS, 2003: *Chlorpyrifos in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/87).



### 12.30 Cromo

El cromo es un elemento distribuido extensamente en la corteza terrestre. Puede presentar valencias de +2 a +6. Al parecer, los alimentos son en general la fuente principal de ingesta de cromo.

Valor de referencia provisional	0,05 mg/l para el cromo total El valor de referencia se designa como provisional debido a incertidumbres en la base de datos toxicológica.
Presencia	Las concentraciones totales de cromo en el agua de consumo suelen ser inferiores a 2 µg/l, aunque se han descrito concentraciones de hasta 120 µg/l.
Método de cálculo del valor de referencia	No hay estudios de toxicidad adecuados disponibles que permitan determinar una DSEAO. En 1958 se propuso el primer valor de referencia para el cromo hexavalente debido a sus posibles efectos perjudiciales para la salud, pero más tarde se modificó a un valor de referencia para el cromo total por la dificultad de analizar únicamente la forma hexavalente.
Límite de detección	0,05-0,2 µg/l para el cromo total mediante AAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,015 mg/l mediante coagulación.

#### *Reseña toxicológica*

En un estudio de carcinogenicidad a largo plazo en ratas a las que se suministró cromo (III) por vía oral no se observó ningún aumento de la incidencia de tumores. En ratas, el cromo (VI) es cancerígeno por inhalación, pero los escasos datos disponibles no son indicativos de capacidad cancerígena por vía oral. En estudios epidemiológicos se ha determinado una asociación entre la exposición por inhalación al cromo (VI) y el cáncer de pulmón. El CIIC ha clasificado el cromo (VI) en el Grupo 1 (cancerígeno para el ser humano) y el cromo (III) en el Grupo 3. Los compuestos de cromo (VI) muestran actividad en una amplia diversidad de pruebas de genotoxicidad *in vitro* e *in vivo*, pero los compuestos de cromo (III) no muestran dicha actividad.

#### *Antecedentes de la determinación del valor de referencia*

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de cromo (hexavalente) de 0,05 mg/l, basándose en los posibles efectos perjudiciales para la salud. Este valor se mantuvo en las Normas internacionales de 1963. El cromo no se evaluó en las Normas internacionales de 1971. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se mantuvo el valor de referencia de 0,05 mg/l, y se especificó que se refería al cromo total debido a la dificultad de analizar únicamente la forma hexavalente. Las Guías de 1993 pusieron en duda el valor de referencia de 0,05 mg/l debido a la capacidad cancerígena del cromo hexavalente por inhalación y a su genotoxicidad, pero los datos toxicológicos disponibles no justificaban la determinación de un nuevo valor de referencia. Como medida práctica se mantuvo como valor de referencia provisional 0,05 mg/l —una concentración que se considera que es poco probable que implique riesgos significativos para la salud— hasta que se disponga de información nueva y el cromo pueda ser evaluado de nuevo.

#### *Fecha de evaluación*

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### *Referencia principal*

OMS, 2003: *Chromium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/4).

### 12.31 Cobre

El cobre es un nutriente esencial y, al mismo tiempo, un contaminante del agua de consumo. Tiene muchos usos comerciales: se utiliza para fabricar tuberías, válvulas y accesorios de fontanería, así como en aleaciones y revestimientos. En ocasiones se añade sulfato de cobre pentahidratado a las aguas superficiales para el control de algas. Las concentraciones de cobre en el agua de consumo varían mucho, y la fuente principal más frecuente es la corrosión de tuberías de cobre interiores. Las concentraciones suelen ser bajas en muestras de agua corriente o que se ha dejado correr prolongadamente, mientras que

en muestras de agua retenida o que se ha dejado correr poco tiempo son más variables y suelen ser considerablemente más altas (con frecuencia >1 mg/l). La concentración de cobre en el agua tratada suele aumentar durante su distribución, sobre todo en sistemas con pH ácido o en aguas con concentración alta de carbonato, con pH alcalino. Las fuentes principales de exposición al cobre en los países desarrollados son los alimentos y el agua. El consumo de agua retenida o que se ha dejado correr poco tiempo de sistemas de distribución con tuberías o accesorios de cobre puede hacer aumentar considerablemente la exposición diaria total al cobre, especialmente en lactantes alimentados con leche maternizada en polvo reconstituida con agua de grifo.

Valor de referencia	2 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo varían de $\leq 0,005$ hasta $>30$ mg/l, principalmente como resultado de la corrosión de tuberías de cobre interiores.
Método de determinación del valor de referencia	Para proteger de los efectos gastrointestinales agudos del cobre y proporcionar un margen de seguridad adecuado a las poblaciones con una homeostasis normal del cobre
Límite de detección	0,02-0,1 $\mu\text{g/l}$ mediante ICP/MS; 0,3 $\mu\text{g/l}$ mediante ICP/espectroscopia de emisión óptica; 0,5 $\mu\text{g/l}$ mediante FAAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Los tratamientos convencionales no eliminan el cobre. No obstante, el cobre no es un contaminante habitual del agua bruta.
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• El valor de referencia debería permitir a las personas adultas con una homeostasis normal del cobre beber de 2 a 3 litros de agua al día y consumir cobre en complementos alimenticios y en los alimentos sin exceder la ingesta máxima tolerable de 10 mg/día ni provocar una respuesta gastrointestinal adversa.</li> <li>• Cuando la concentración de cobre es superior a 1 mg/l, el agua mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. En concentraciones superiores a 2,5 mg/l, el cobre confiere un sabor amargo no deseado al agua; en concentraciones superiores afecta también a su color.</li> <li>• En la mayoría de los casos en los que se utilizan tuberías de cobre como material de fontanería, la concentración de cobre será inferior al valor de referencia. No obstante, en determinadas circunstancias, como en el caso de las aguas muy ácidas o corrosivas, se generarán concentraciones de cobre mucho más altas, y la utilización de tuberías de cobre puede no ser apropiada.</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

El IPCS concluyó que el límite máximo aceptable de ingesta por vía oral para adultos resulta dudoso, pero es probable que sea del orden de varios miligramos al día (más de 2 ó 3, pero no muchos). Esta evaluación se basó únicamente en estudios sobre los efectos gastrointestinales del agua de consumo contaminada con cobre. Se consideró que los datos disponibles de toxicidad en animales no eran de utilidad para establecer el límite máximo aceptable de ingesta por vía oral, debido a la incertidumbre sobre el modelo adecuado para el ser humano, aunque se tuvieron en cuenta para determinar un modo de acción de la respuesta. Los datos sobre los efectos gastrointestinales del cobre deben emplearse con precaución, ya que la concentración del cobre ingerido influye más en los efectos observados que la masa total o dosis ingerida durante 24 horas. En estudios recientes se ha definido el umbral de concentración de cobre en el agua de consumo que produce efectos sobre el aparato digestivo, pero todavía hay ciertas dudas respecto a los efectos del cobre a largo plazo en poblaciones sensibles, como los portadores del gen de la enfermedad de Wilson o los afectados por otros trastornos metabólicos de la homeostasis del cobre.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de cobre superiores a 1,5 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 conservaron este valor como concentración máxima admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 1,0 mg/l para el cobre basado en su capacidad de manchar la ropa lavada y otros materiales. En las Guías de 1993 se calculó un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 2 mg/l para el cobre a partir de la MIDTP propuesta por el JECFA y basada en un estudio bastante antiguo en perros en el que no se tuvieron en cuenta las diferencias en el metabolismo del cobre entre lactantes y adultos. El valor de referencia se consideró provisional debido a las incertidumbres sobre la toxicidad del cobre para el ser humano. Este valor de referencia se mantuvo en el apéndice a las Guías publicado en 1998 y continuó siendo provisional debido a las incertidumbres sobre la relación dosis-respuesta entre el cobre del agua de consumo y los efectos gastrointestinales agudos en las personas. Se señaló que el resultado de estudios epidemiológicos que se están realizando en Chile, Suecia y los EE. UU. podrían permitir una cuantificación más exacta de las concentraciones de cobre que producen toxicidad en las personas, incluidas las de subgrupos de población sensibles. El cobre también puede

ocasionar problemas gustativos en concentraciones superiores a 5 mg/l y puede manchar la ropa lavada y los aparatos sanitarios en concentraciones superiores a 1 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

- IPCS (1998) *Copper*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 200 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Copper in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/88).

### **12.32 Cianazina**

La cianazina (número CAS 21725-46-2) es un herbicida de la familia de las triazinas. Se utiliza como herbicida de preemergencia y poseemergencia para controlar las malas hierbas de hoja ancha y gramíneas anuales. Puede degradarse, en el suelo y en el agua, por la acción de los microorganismos y por hidrólisis.

Valor de referencia	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas, habitualmente en concentraciones de unos pocos microgramos por litro, aunque se han llegado a registrar concentraciones de hasta 1,3 y 3,5 mg/l en aguas superficiales y subterráneas, respectivamente
IDT	0,198 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,198 mg/kg de peso corporal correspondiente a la hiperactividad en ratas macho en un estudio de dos años de toxicidad y carcinogenicidad, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la escasez de pruebas sobre la capacidad cancerígena)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 g/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

A tenor de los datos disponibles sobre la mutagenia de la cianazina, las pruebas sobre su genotoxicidad son ambiguas. La cianazina produce tumores de mama en ratas Sprague-Dawley, pero no en ratones. El mecanismo de desarrollo de los tumores de mama en ratas Sprague-Dawley se está investigando actualmente, y podría ser hormonal (véase: atrazina). También se ha comprobado que la cianazina es teratógena mediante la administración a ratas Fischer 344 de dosis diarias de 25 mg/kg de peso corporal o superiores.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la cianazina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia para los herbicidas triazínicos, entre los que se encuentra la cianazina, tras una evaluación pormenorizada de los compuestos. En la segunda edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1993, no se evaluó la cianazina. En el apéndice a la segunda edición de estas Guías, publicado en 1998, se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,6 µg/l para la cianazina en el agua de consumo.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Cyanazine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/60).

## 12.33 Cianuro

Pueden haber presencia de cianuro en algunos alimentos, particularmente en algunos países en desarrollo, y en ocasiones en el agua de consumo, principalmente por contaminación industrial.

Valor de referencia	0,07 mg/l
Presencia	Ocasionalmente presente en el agua de consumo
IDT	12 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 1,2 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a los efectos en las pautas de conducta y la bioquímica sérica en un estudio de seis meses en cerdos, aplicando un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica (no se consideró necesario emplear un factor adicional por la utilización de una DMEAO en lugar de una DSEAO debido a las dudas sobre la relevancia biológica de los cambios observados)
Límite de detección	2 µg/l mediante métodos de análisis volumétricos y fotométricos
Concentración alcanzable mediante tratamiento	El cianuro se elimina del agua con dosis altas de cloro.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT (porque la exposición al cianuro por otras fuentes suele ser pequeña y la exposición procedente del agua de consumo es intermitente)
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Consideraciones adicionales	Se considera que el valor de referencia protege de la exposición breve y prolongada.

### Reseña toxicológica

La toxicidad aguda de los cianuros es alta. En algunas poblaciones se observaron efectos en el tiroides y, en particular, en el sistema nervioso, como consecuencia del consumo prolongado de yuca procesada inadecuadamente, que contenía concentraciones altas de cianuro.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de cianuro de 0,01 mg/l, basándose en sus posibles efectos perjudiciales para la salud. En las Normas internacionales de 1963 esta cifra se elevó a 0,2 mg/l. En las Normas internacionales de 1971 el límite superior provisional de concentración se redujo a 0,05 mg/l al tomar en consideración la IDA de residuos de cianuro de hidrógeno en algunos alimentos fumigados de 0,05 mg/kg de peso corporal y para asegurar que la fuente de agua no esté demasiado contaminada por vertidos industriales y que el tratamiento del agua se haya realizado adecuadamente. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se consideró que un valor de referencia de 0,1 mg/l era un límite razonable para la protección de la salud pública. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,07 mg/l, que se consideró que ofrecía protección frente a la exposición tanto breve como prolongada.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Cyanide in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/5).

### 12.34 Cloruro de cianógeno

El cloruro de cianógeno es un subproducto de la cloraminación. Es un producto de la reacción de precursores orgánicos con ácido hipocloroso en presencia de ión amonio. En agua de consumo tratada con cloro y cloramina se detectaron concentraciones de 0,4 y 1,6 µg/l, respectivamente.

El cloruro de cianógeno se metaboliza rápidamente a cianuro en el organismo. Hay pocos datos sobre la toxicidad oral del cloruro de cianógeno, y por consiguiente, el valor de referencia se basa en el cianuro. El valor de referencia es de 70 µg/l, para cianuro como total de compuestos cianógenos (véase el apartado 12.33, correspondiente al cianuro).

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al cloruro de cianógeno. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el cloruro de cianógeno equivalente al valor de referencia del cianuro, dado que el cloruro de cianógeno se metaboliza rápidamente a cianuro en el organismo y que hay pocos datos sobre la toxicidad oral del cloruro de cianógeno. El valor de referencia es de 0,07 mg/l para cianuro como total de compuestos cianógenos (véase el cianuro en el apartado 12.33).

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Cyanogen chloride in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/51).

### 12.35 2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)

La expresión 2,4-D se emplea aquí en referencia al ácido libre, el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (número CAS 94-75-7). El 2,4-D se comercializa en forma de ácidos libres, sales alcalinas y amínicas, y formulaciones de ésteres. El propio 2,4-D es químicamente estable, pero sus ésteres se hidrolizan rápidamente al ácido libre. El 2,4-D es un herbicida sistémico usado para el control de malas hierbas de hoja ancha, incluidas las acuáticas. Se biodegrada rápidamente en el medio ambiente. Los residuos de 2,4-D en los alimentos rara vez superan unas pocas decenas de microgramos por kilogramo.

Valor de referencia	0,03 mg/l
Presencia	Las concentraciones en agua suelen ser menores que 0,5 µg/l, aunque se han medido concentraciones de hasta 30 µg/l
IDA	0,01 mg/kg de peso corporal para la suma del 2,4-D y sus sales y ésteres, expresados como 2,4-D, basándose en una DSEAO de 1 mg/kg de peso corporal al día en un estudio de toxicidad de un año en perros (para diversos efectos, como lesiones histopatológicas en los riñones y el hígado) y en un estudio de toxicidad y carcinogenia de dos años en ratas (para las lesiones renales)
Límite de detección	0,1 µg/l mediante cromatografía gas-líquido con detección por conductividad electrolítica
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia corresponde al 2,4-D, puesto que las sales y ésteres de 2,4-D se hidrolizan rápidamente al ácido libre en el agua

### **Reseña toxicológica**

Se ha sugerido en estudios epidemiológicos la existencia de una asociación entre la exposición a herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el 2,4-D, y dos tipos de cáncer en seres humanos: sarcomas de partes blandas y linfomas no hodgkinianos. No obstante, los resultados de estos estudios son discordantes; las asociaciones detectadas son poco sólidas y los investigadores han formulado conclusiones contradictorias. La mayoría de los estudios no ofrecían información sobre la exposición al 2,4-D, en particular, sino que el riesgo se refería a la categoría general de los clorofenoxiácidos, un grupo al que pertenece el ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético (2,4,5-T), que podía estar contaminado con dioxinas. La JMPR concluyó que no era posible evaluar el potencial cancerígeno del 2,4-D basándose en los estudios epidemiológicos disponibles; asimismo, concluyó que el 2,4-D y sus sales y ésteres no son genotóxicos. La toxicidad de las sales y los ésteres de 2,4-D es comparable a la del ácido.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 2,4-D, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 2,4-D de 0,1 mg/l, determinado a partir de la IDA recomendada por la OMS en 1976, pero se señaló que algunas personas podrían detectar el 2,4-D por su olor o sabor en concentraciones superiores a 0,05 mg/l. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 2,4-D en el agua de consumo de 0,03 mg/l. Este valor de referencia se mantuvo en el apéndice a esas Guías, publicado en 1998, pero se basó en una evaluación toxicológica más reciente (1996) que llevó a cabo la JMPR. El valor de referencia corresponde al 2,4-D, puesto que sus sales y ésteres se hidrolizan rápidamente al ácido libre en el agua.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 1997: *Pesticide residues in food – 1996. Evaluations 1996. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/97.1).

OMS, 2003: *2,4-D in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/70).

## **12.36 2,4-DB**

El periodo de semidegradación de los herbicidas clorofenoxiácidos en el medio ambiente, incluido el 2,4-DB (número CAS 94-82-6), es del orden de varios días. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxiácidos en los alimentos.

Valor de referencia	0,09 mg/l
Presencia	No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiácidos en el agua de consumo; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro.
IDT	30 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 3 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a los efectos en el peso corporal y de los órganos, la bioquímica sanguínea y el hemograma en un estudio de dos años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica)
Límite de detección	Entre 1 µg/l y 1 mg/l con varios métodos empleados habitualmente para determinar la concentración de herbicidas clorofenoxiácidos en agua, como la extracción con disolvente, la separación mediante GC, la cromatografía gas-líquido, la cromatografía en capa fina o la HPLC, con ECD o detección UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG

Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Consideraciones adicionales	La DSEAO empleada en el cálculo del valor de referencia es similar a la DSEAO de 2,5 mg/kg de peso corporal al día que se obtuvo en un estudio a corto plazo en perros de raza <i>beagle</i> y a la DSEAO de 5 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la hipertrofia de los hepatocitos en un estudio de tres meses en ratas.

### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxiácidos, en conjunto, en el Grupo 2B. Sin embargo, los datos disponibles de estudios realizados en poblaciones y animales expuestos no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxiácido concreto. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el 2,4-DB, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 2,4-DB, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 2,4-DB de 0,09 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## **12.37 DDT y sus metabolitos**

La estructura del DDT (número CAS 107917-42-0) admite la existencia de varios isómeros diferentes y los productos comerciales contienen principalmente p,p'-DDT. Varios países han limitado o prohibido su uso, aunque el DDT aún se utiliza en algunos países para el control de los vectores de la fiebre amarilla, la enfermedad del sueño, el tifus, el paludismo y otras enfermedades transmitidas por insectos. El DDT y sus metabolitos son persistentes en el medio ambiente y resistentes a la degradación total por microorganismos. Para la población general, la principal fuente de ingesta de DDT y de compuestos relacionados son los alimentos.

Valor de referencia	0,001 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones menores que 1 µg/l; también se ha detectado en el agua de consumo en concentraciones 100 veces menores
IDTP	0,01 mg/kg de peso corporal basada en una DSEAO de 1 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la embriotoxicidad en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 100
Límite de detección	0,011 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante coagulación o tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDTP
• asignación al agua	niño de 10 kg
• peso	1 litro al día
• consumo	
Observaciones adicionales	• El DDT está incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. Por consiguiente, puede haber un monitoreo adicional al exigido por las normas relativas al agua de consumo.

- 
- El valor de referencia se calcula basándose en el supuesto de un niño de 10 kg que ingiera 1 litro de agua de consumo al día, puesto que los lactantes y los niños pueden estar expuestos a cantidades mayores de sustancias químicas en relación con su peso corporal y por el riesgo de bioacumulación de DDT.
  - Cabe señalar que los beneficios del uso de DDT en programas de control del vector del paludismo y de otros vectores de enfermedades superan los posibles riesgos para la salud que conlleva la presencia de DDT en el agua de consumo.
- 

### **Reseña toxicológica**

Un grupo de trabajo reunido por el CIIC clasificó el complejo DDT como sustancias cancerígenas no genotóxicas para los roedores y como potente inductor de tumores hepáticos. El CIIC ha concluido que no existen pruebas suficientes en seres humanos, pero sí en animales de experimentación, sobre la capacidad cancerígena del DDT (Grupo 2B) basándose en la observación de tumores hepáticos en ratas y ratones. Los resultados de estudios epidemiológicos sobre el cáncer de páncreas, el mieloma múltiple, los linfomas no hodgkinianos y el cáncer de útero no respaldaban la hipótesis de su relación con la exposición medioambiental al complejo DDT. Para algunos criterios de valoración toxicológicos, se obtuvieron datos contradictorios. En la mayoría de los estudios, el DDT no indujo efectos genotóxicos en sistemas de células humanas o de roedores, ni mostró capacidad mutágena en hongos o bacterias. La Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, ATSDR) de los Estados Unidos concluyó que el complejo DDT podría alterar la función reproductora o el desarrollo de varias especies. El DDT produce los siguientes efectos hepáticos en ratas: aumento de peso del hígado, hipertrofia, hiperplasia, inducción de enzimas microsómicas (incluido el citocromo P450), necrosis celular, aumento de la actividad de las enzimas hepáticas séricas y efectos mitógenos, que podrían estar relacionados con una respuesta regenerativa del hígado al DDT.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al DDT, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el DDT (total de isómeros) de 0,001 mg/l, basado en la IDA recomendada por la JMPR en 1969. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el DDT y sus metabolitos en el agua de consumo de 0,002 mg/l, obtenido a partir de la IDA recomendada por la JMPR en 1984 y tomando en consideración el hecho de que los lactantes y los niños pueden estar expuestos a cantidades mayores de sustancias químicas en relación con su peso corporal, el riesgo de bioacumulación de DDT y la exposición significativa al DDT por vías distintas del agua. Se señaló que el valor de referencia supera la solubilidad del DDT en agua, de 0,001 mg/l, pero que parte del DDT podría estar adsorbido sobre las escasas partículas presentes en el agua de consumo, de forma que en determinadas circunstancias podría alcanzarse el valor de referencia. También se puso de relieve que los beneficios del uso de DDT en programas de control del vector del paludismo y de otros vectores de enfermedades superaban en gran medida los posibles riesgos para la salud asociados a la presencia de DDT en el agua de consumo.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 2001: *Pesticide residues in food – 2000. Evaluations – 2000. Part II – Toxicology*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/01.3).

OMS, 2003: *DDT and its derivatives in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/89).

## **12.38 Dialquilos de estaño**

Existen numerosos compuestos orgánicos de estaño con distintas propiedades y aplicaciones. Los más usados son los compuestos disustituidos, que se usan como estabilizadores en materiales plásticos, como los de tuberías de agua de poli(cloruro de vinilo) (PVC), y los compuestos trisustituidos, que se emplean habitualmente como biocidas.



Los compuestos disustituidos de las tuberías de PVC que podrían contaminar el agua a concentraciones bajas durante un periodo breve tras su instalación son principalmente inmunotoxinas, aunque su toxicidad general es, al parecer, baja. Los datos disponibles son insuficientes para proponer valores de referencia para cada uno de los dialquilos de estaño.

**Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a los dialquilos de estaño. Las Guías de 1993 concluyeron que los datos disponibles eran insuficientes para proponer valores de referencia para cada uno de los dialquilos de estaño.

**Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

**Referencia principal**

OMS, 2003: *Dialkyltins in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/109).

**12.39 1,2-Dibromo-3-cloropropano (DBCP)**

El 1,2-dibromo-3-cloropropano (número CAS 96-12-8) es un fumigante del suelo muy soluble en agua. Tiene un umbral gustativo y olfativo en agua de 10 µg/l. Se ha detectado DBCP en hortalizas cultivadas en suelos tratados, y se han detectado concentraciones bajas en el aire.

Valor de referencia	0,001 mg/l
Presencia	En algunos estudios se han encontrado concentraciones de hasta unos pocos microgramos por litro en el agua de consumo
Método de cálculo del valor de referencia	Se aplicó el modelo multietapa linealizado a los datos sobre la incidencia de tumores de estómago, riñón e hígado en ratas macho en un estudio de alimentación de 104 semanas de duración
Límite de detección	0,02 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante arrastre con aire y posterior tratamiento con CAG
Observaciones adicionales	El valor de referencia de 1 µg/l debería prevenir la toxicidad para la función reproductora del DBCP.

**Reseña toxicológica**

Basándose en los datos de estudios realizados con distintas estirpes de ratas y ratones, se determinó que el DBCP es cancerígeno para ambos sexos por inhalación y por vía oral y cutánea. También se comprobó que el DBCP es tóxico para la función reproductora del ser humano y en varias especies de animales de laboratorio. El DBCP mostró capacidad genotóxica en la mayoría de los estudios *in vitro* e *in vivo*. El CIIC ha clasificado el DBCP en el Grupo 2B basándose en la existencia de pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en animales. Los resultados de estudios epidemiológicos recientes sugieren un aumento de la mortalidad por cáncer en personas expuestas a concentraciones altas de DBCP.

**Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al DBCP, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el DBCP, pero la de 1993 calculó un valor de referencia para el DBCP en agua de consumo de 0,001 mg/l, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10<sup>-5</sup> y suficiente para proteger de la toxicidad del plaguicida para la función reproductora. Se señaló que un sistema de abastecimiento de agua contaminado debería someterse a un tratamiento exhaustivo para reducir la concentración de DBCP hasta el valor de referencia.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/34).

## 12.40 1,2-Dibromoetano (dibromuro de etileno)

El 1,2-dibromoetano (número CAS 106-93-4) se emplea como dispersante del plomo en la gasolina con tetraalquilo de plomo y en preparados antidetonantes, y como fumigante de suelos, cereales y frutas. No obstante, con la retirada progresiva de la gasolina con plomo y de los usos agrícolas del 1,2-dibromoetano en muchos países, su utilización ha disminuido significativamente. Además de seguir utilizándose como aditivo de la gasolina en algunos países, el 1,2-dibromoetano se utiliza actualmente sobre todo como disolvente y como sustancia intermedia en la industria química.

Valor de referencia provisional	0,0004 mg/l (0,4 µg/l) El valor de referencia es provisional por las importantes limitaciones de los estudios críticos.
Presencia	Se ha detectado en aguas subterráneas tras su uso como fumigante del suelo en concentraciones de hasta 100 µg/l
Método de cálculo del valor de referencia	El valor más bajo del intervalo (y, por tanto, la estimación más conservadora) correspondiente al riesgo vitalicio de cáncer a dosis bajas, calculado aplicando el modelo multietapa linealizado a la incidencia de hemangiosarcomas y tumores de estómago, hígado, pulmón y corteza suprarrenal (ajustado para la alta mortalidad precoz observada, en caso pertinente, y corregido en función de la tasa prevista de incremento de la formación de tumores en roedores en un bioensayo convencional de 104 semanas) en ratas o ratones expuestos al 1,2-dibromoetano mediante alimentación forzada.
Límite de detección	0,01 µg/l mediante microextracción y GC/MS; 0,03 µg/l mediante GC con purga y atrapamiento y detector específico de halógenos; 0,8 µg/l mediante GC en columna capilar con purga y atrapamiento y detectores de fotoionización y de conductividad electrolítica en serie
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG

### Reseña toxicológica

El 1,2-dibromoetano indujo un aumento de la incidencia de tumores en varias partes del organismo en todos los bioensayos de carcinogénesis analizados en los que se expuso a ratas o ratones al compuesto mediante alimentación forzada, ingestión en el agua de bebida, aplicación cutánea e inhalación. Sin embargo, la mayoría de estos estudios se caracterizaron por una alta mortalidad precoz, escasos análisis histopatológicos, número reducido de ejemplares o el uso de un único nivel de exposición. La sustancia indujo la formación de focos hepáticos en un estudio de estudio de iniciación/inducción, pero no desencadenó el desarrollo de tumores de piel. El 1,2-dibromoetano resultó ser genotóxico en todos los estudios *in vitro*, pero en los estudios *in vivo* se obtuvieron resultados discordantes. Probablemente, en la inducción de tumores se produce la transformación biológica del 1,2-dibromoetano en metabolitos activos que, según se ha comprobado, se unen al ADN. La información disponible no respalda la existencia de un mecanismo no genotóxico de inducción de tumores; por consiguiente, indican que el 1,2-dibromoetano es una sustancia cancerígena genotóxica para los roedores. La información sobre la posible capacidad cancerígena en seres humanos es insuficiente; sin embargo, es probable que el 1,2-dibromoetano se metabolice de forma parecida en el ser humano y en roedores (aunque el potencial de producción de metabolitos activos podría variar en los seres humanos, debido al polimorfismo genético). El CIIC clasificó el 1,2-dibromoetano en el Grupo 2A (el agente probablemente es cancerígeno para el ser humano).

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 1,2-dibromoetano, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas

por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 1,2-dibromoetano, pero la de 1993 señaló que el 1,2-dibromoetano parece ser una sustancia cancerígena genotóxica. No obstante, como los estudios realizados hasta la fecha eran insuficientes para hacer una extrapolación matemática del riesgo, no se calculó ningún valor de referencia para el 1,2-dibromoetano, sino que las Guías recomendaron que el 1,2-dibromoetano se volviera a evaluar en cuanto se dispusiera de datos nuevos. En el apéndice a las Guías publicado en 1998, se calculó que el valor de referencia que corresponde a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de padecer varios tipos de tumores de  $10^{-5}$ , oscilaba entre 0,0004 y 0,015 mg/l. Este valor de referencia se consideró provisional debido a las importantes limitaciones de los estudios críticos.

#### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### Referencias principales

- IPCS, 1995: *Informe de la reunión de 1994 del Grupo de evaluación toxicológica básica*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/95.7).
- IPCS, 1996: *1,2-Dibromoethane*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 177 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *1,2-Dibromoethane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/66).

### 12.41 Ácido dicloroacético

Los ácidos cloroacéticos, incluido el ácido dicloroacético (ADCA), se forman a partir de la materia orgánica durante la cloración del agua. El ADCA se ha empleado como agente terapéutico para tratar la acidosis láctica, la diabetes y la hiperlipidemia familiar en los seres humanos.

Valor de referencia provisional	0,05 mg/l El valor de referencia se designa como provisional debido a que los datos sobre el tratamiento no son suficientes para garantizar que sea técnicamente posible alcanzar el valor basado en efectos sobre la salud de 0,04 mg/l en diversas circunstancias. Las dificultades para alcanzar el valor de referencia nunca deben ser un motivo para que no se realice una desinfección adecuada.
Presencia	Se encuentra en sistemas de distribución de aguas subterráneas y superficiales en concentraciones de hasta unos 100 µg/l, con concentraciones medias menores que 20 µg/l
Método de cálculo del valor de referencia	A partir de los datos de la prevalencia de tumores en ratones macho, los datos combinados sobre carcinomas y adenomas en ratones macho B6C3F1 expuestos a dosis de 0, 8, 84, 168, 315 o 429 mg/kg de peso corporal al día durante dos años como máximo se representaron gráficamente con la versión 1.3.1 del programa de cálculo de dosis de referencia Benchmark Dose de la Agencia de Protección Ambiental ( <i>Environmental Protection Agency</i> , EPA) de los EE.UU. La potencia cancerígena de 0,0075 (mg/kg de peso corporal al día) <sup>-1</sup> se calculó a partir del BMDL <sub>10</sub> (límite inferior del intervalo de confianza al 95% correspondiente a un incremento del 10% del riesgo) mediante un modelo multietapa lineal aplicado a los datos de dosis-respuesta.
Límite de detección	<0,1-0,4 µg/l mediante GC con ECD; límite de cuantificación práctico: 1 µg/l
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Las concentraciones se pueden reducir instalando sistemas de coagulación o mejorándolos para eliminar los precursores, o bien controlando el pH durante la cloración.
Observaciones adicionales	La concentración asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de $10^{-5}$ es de 40 µg/l. No obstante, puede ser imposible desinfectar el agua potable adecuadamente y mantener las concentraciones de ADCA por debajo de 40 µg/l, por lo que se mantiene el valor de referencia provisional de 50 µg/l.

#### Reseña toxicológica

El CIIC reclasificó el ADCA dentro del Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) en 2002, basándose en la ausencia de datos sobre su capacidad cancerígena para el ser humano y en pruebas suficientes de tal capacidad en animales de experimentación. Esta clasificación se basó principalmente en

la observación de tumores hepáticos en ratas y ratones. Los datos sobre genotoxicidad se consideran no concluyentes, especialmente en dosis bajas. Tras la exposición al ADCA se observa precipitación de glucógeno, proliferación de los peroxisomas, cambios en las vías de transducción de señales e hipometilación del ADN, por lo que se ha sugerido la hipótesis de que estos factores intervengan en su capacidad cancerígena. No obstante, los datos disponibles no son suficientes para establecer un modo de acción cancerígena con una seguridad razonable, especialmente con los niveles bajos de exposición a los que previsiblemente se expondrían las personas por la ingestión de agua de consumo clorada. Datos recientes sugieren que en la formación de tumores intervendrían varios mecanismos, puesto que se comprobó que los focos tumorales hepáticos de los ratones tratados presentaban tres tipos distintos de características celulares.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, no hicieron referencia al ADCA. En las Guías de 1993 se calculó un valor de referencia provisional para el ADCA de 0,05 mg/l; el valor de referencia se designó como provisional porque los datos no eran suficientes para garantizar que fuera técnicamente posible alcanzar ese valor. Este valor de referencia se incluyó en la tercera edición.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencia principal**

OMS, 2005: *Dichloroacetic acid in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/121).

### **12.42 Diclorobencenos (1,2-diclorobenceno, 1,3-diclorobenceno, 1,4-diclorobenceno)**

Los diclorobencenos (DCB) se utilizan mucho en la industria y en productos domésticos, como ambientadores, tintes y plaguicidas. Las principales fuentes de exposición de las personas son el aire y los alimentos.

Valores de referencia	
1,2-Diclorobenceno	1 mg/l
1,4-Diclorobenceno	0,3 mg/l
Presencia	En fuentes de agua bruta se han detectado concentraciones de hasta 10 µg/l y en el agua de consumo, de hasta 3 µg/l. En aguas subterráneas contaminadas se han detectado concentraciones mucho más elevadas (de hasta 7 mg/l).
IDT	
1,2-Diclorobenceno	429 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 60 mg/kg de peso corporal al día para la nefropatía tubular detectada en un estudio de dos años en ratones con alimentación forzada, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica)
1,4-Diclorobenceno	107 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 150 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a los efectos renales detectados en un estudio de dos años en ratas, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la utilización de una DMEAO en lugar de una DSEAO y el criterio de valoración de la capacidad cancerígena)
Límite de detección	0,01-0,25 µg/l mediante cromatografía gas-líquido con ECD; 3,5 µg/l mediante GC con detector de fotoionización
Concentración alcanzable mediante tratamiento	0 >< } 80 { > La concentración debería poderse reducir hasta 0,01 mg/l mediante arrastre con aire <0 }
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Los valores de referencia para el 1,2-DCB y el 1,4-DCB son mucho mayores que sus umbrales gustativos en agua mínimos descritos, de 1 y 6 µg/l, respectivamente.

### **Reseña toxicológica**

#### **1,2-Diclorobenceno**

La toxicidad aguda por vía oral del 1,2-DCB es baja. La exposición por vía oral a dosis altas de 1,2-DCB afecta principalmente al hígado y los riñones. Las pruebas, en su conjunto, sugieren que el 1,2-DCB no es genotóxico, y no existen pruebas sobre su capacidad cancerígena en roedores.

#### **1,3-Diclorobenceno**

Los datos toxicológicos sobre este compuesto son insuficientes para proponer un valor de referencia, pero se debe señalar que pocas veces se encuentra en el agua de consumo.

#### **1,4-Diclorobenceno**

La toxicidad aguda del 1,4-DCB es baja, pero hay pruebas de que aumenta la incidencia de tumores renales en ratas y de adenomas y carcinomas hepatocelulares en ratones tras una exposición prolongada. El CIIC ha incluido el 1,4-DCB en el Grupo 2B. El 1,4-DCB no se considera genotóxico, y hay dudas sobre la relevancia para los seres humanos de los tumores observados en animales.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a los DCB. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia para el 1,2-DCB ni para el 1,4-DCB, tras una evaluación pormenorizada de los compuestos. Los límites toxicológicos de 0,005-0,05 mg/l en el agua de consumo se calcularon basándose en una IDA; dado que las concentraciones correspondientes al umbral olfativo son de 0,003 mg/l para el 1,2-DCB y de 0,001 mg/l para el 1,4-DCB, se recomendó establecer el 10% de estos valores como niveles que probablemente no produjeran problemas organolépticos en el agua de consumo. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 1,2-DCB de 1 mg/l, mucho mayor que el umbral gustativo mínimo descrito del 1,2-DCB en agua (0,001 mg/l). Los datos toxicológicos sobre el 1,3-DCB son insuficientes para proponer un valor de referencia, pero las Guías de 1993 señalaron que pocas veces se encuentra en el agua de consumo.

Para el 1,4-DCB se propuso un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,3 mg/l, mucho mayor que el umbral olfativo mínimo descrito del 1,4-DCB en agua (0,0003 mg/l).

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Dichlorobenzenes in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/28).

## **12.43 1,1-Dicloroetano**

El 1,1-dicloroetano se utiliza como sustancia intermedia y como disolvente.

Según algunos datos, puede estar presente en concentraciones de hasta 10 µg/l en agua de consumo. No obstante, debido a la frecuencia del uso y desecho de esta sustancia química, su presencia en aguas subterráneas podría aumentar.

Los mamíferos metabolizan rápidamente el 1,1-dicloroetano a ácido acético y a diversos compuestos clorados. Su toxicidad aguda es relativamente baja, y hay pocos datos sobre su toxicidad obtenidos en estudios a corto y largo plazo. Hay pocas pruebas de genotoxicidad *in vitro*. Un estudio de carcinogénesis realizado en ratones y ratas con alimentación forzada no proporcionó pruebas concluyentes sobre la capacidad cancerígena del compuesto, aunque hubo indicios de aumento de la incidencia de hemangiosarcomas en los animales tratados.

Dada la escasez de datos sobre su toxicidad y carcinogénesis, se concluyó que no se debía proponer ningún valor de referencia.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al 1,1-dicloroetano. Dada la escasez de datos sobre su toxicidad y capacidad cancerígena, las Guías de 1993 concluyeron que no se debía proponer ningún valor de referencia para el 1,1-dicloroetano.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *1,1-Dichloroethane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/19).

### **12.44 1,2-Dicloroetano**

El 1,2-dicloroetano se utiliza principalmente como sustancia intermedia en la producción de cloruro de vinilo y otras sustancias químicas y, en menor medida, como disolvente. Las aguas superficiales podrían contaminarse por vertidos de industrias que elaboran o utilizan la sustancia. También, tras el desecho de la sustancia en vertederos, podrían contaminarse aguas subterráneas en las que podría persistir durante largos periodos. Está presente en el aire de las zonas urbanas.

Valor de referencia	0,030 mg/l
Presencia	En el agua de consumo se han detectado concentraciones de hasta unos pocos microgramos por litro
Método de cálculo del valor de referencia	Se aplica el modelo multietapa linealizado a los datos de hemangiosarcomas observados en un estudio de 78 semanas en ratas macho con alimentación forzada.
Límite de detección	0,06-2,8 µg/l mediante GC/MS; 0,03-0,2 µg/l mediante GC con detector de conductividad electrolítica; 5 µg/l mediante GC con FID; 0,03 µg/l mediante GC con detector de fotoionización
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,0001 mg/l mediante tratamiento con CAG.
Consideraciones adicionales	El valor de referencia de 0,030 mg/l es compatible con el valor calculado por el IPCS (1998), basado en un nivel de riesgo de 10 <sup>-5</sup> .

#### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha clasificado el 1,2-dicloroetano en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). Se ha demostrado que produce aumentos estadísticamente significativos de diversos tipos de tumores en animales de laboratorio, incluido el hemangiosarcoma, que es relativamente raro, y las pruebas, en su conjunto, indican que es potencialmente genotóxico. El 1,2-dicloroetano produjo efectos tóxicos en el sistema inmunitario, el sistema nervioso central, el hígado y los riñones de animales expuestos por vía oral. Los datos indican que el 1,2-dicloroetano es menos potente si se inhala.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al 1,2-dicloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 1,2-dicloroetano de 0,01 mg/l, si bien se señaló que el modelo matemático indicado para sustancias cancerígenas que se utilizó para calcularlo estaba sujeto a una incertidumbre considerable. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia para el 1,2-dicloroetano de 0,03 mg/l basándose en los hemangiosarcomas observados en ratas macho, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10<sup>-5</sup>.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

IPCS, 1995: *1,2-Dichloroethane*, 2.<sup>a</sup> ed. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 176 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

IPCS, 1998: *1,2-Dichloroethane*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 1).

OMS, 2003: *1,2-Dichloroethane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/67).

### 12.45 1,1-Dicloroetano

El 1,1-dicloroetano, o cloruro de vinilideno, se utiliza principalmente como monómero en la producción de copolímeros de poli(cloruro de vinilideno) y como sustancia intermedia en la síntesis de otras sustancias orgánicas. Es un contaminante ocasional del agua de consumo, y suele estar presente junto a otros hidrocarburos clorados. No hay datos sobre sus concentraciones en los alimentos, pero en el aire son generalmente inferiores a 40 ng/m<sup>3</sup>, salvo en algunos centros de producción. El 1,1-dicloroetano se detecta en agua de consumo tratada procedente de fuentes de aguas subterráneas en concentraciones medianas de 0,28-1,2 µg/l y en sistemas públicos de abastecimiento de agua de consumo en concentraciones que oscilan entre ≤0,2 y 0,5 µg/l.

El 1,1-dicloroetano es un depresor del sistema nervioso central y puede producir efectos tóxicos en el hígado y los riñones de personas expuestas por motivos laborales. Produce daños hepáticos y renales en animales de laboratorio. El CIIC ha incluido el 1,1-dicloroetano en el Grupo 3. En varios sistemas de análisis *in vitro* demostró ser genotóxico, pero no mostró actividad en las pruebas *in vivo* de dominancia letal y de micronúcleos. En un estudio de inhalación en ratones indujo tumores renales, pero en otros estudios, en varios de los cuales se administró en el agua de consumo, se determinó que no era cancerígeno.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud de 140 µg/l (valor redondeado) a partir de una IDT de 0,046 mg/kg de peso corporal, obtenida mediante el método de la dosis de referencia en un estudio en el que el efecto crítico de la exposición oral fue un cambio mínimo en la grasa hepatocelular de la zona media en ratas hembra. Sin embargo, este valor es significativamente mayor que las concentraciones de 1,1-dicloroetano presentes habitualmente en el agua de consumo. Por consiguiente, se considera innecesario fijar un valor de referencia expreso para el 1,1-dicloroetano en el agua de consumo.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al 1,1-dicloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 1,1-dicloroetano de 0,0003 mg/l, si bien se señaló que el modelo matemático indicado para sustancias cancerígenas que se utilizó para calcularlo estaba sujeto a una incertidumbre considerable. En las Guías de 1993 se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 1,1-dicloroetano de 0,03 mg/l. Este valor de referencia se incluyó en la tercera edición de las Guías.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencias principales**

IPCS, 2003: *1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 51).

OMS, 2005: *1,1-Dichloroethene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/20).

### 12.46 1,2-Dicloroetano

El 1,2-dicloroetano presenta isómeros *cis* y *trans*. La forma *cis* es la que se encuentra con mayor frecuencia como contaminante del agua. La presencia de estos dos isómeros, que son metabolitos de otros hidrocarburos halogenados insaturados presentes en aguas residuales y en aguas subterráneas anaerobias, podría indicar la presencia simultánea de otras sustancias organocloradas tóxicas, como el cloruro de vinilo. Por lo tanto, su presencia indica que es necesario un monitoreo más intenso. No hay datos sobre la exposición a esta sustancia por los alimentos. Las concentraciones en el aire son bajas, pero en las zonas

próximas a centros de producción son mayores, del orden de microgramos por metro cúbico. El isómero *cis* se usaba anteriormente como anestésico.

Valor de referencia	0,05 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas de consumo procedentes de aguas subterráneas en concentraciones de hasta 120 µg/l
IDT	17 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO (para el aumento de las concentraciones séricas de fosfatasa alcalina y el aumento de peso del timo) de 17 mg/kg de peso corporal a partir de un estudio de 90 días en ratones a los que se administró <i>trans</i> -1,2-dicloroetano en el agua de bebida, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la corta duración del estudio)
Límite de detección	0,17 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,01 mg/l mediante tratamiento con CAG o arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Se utilizaron datos correspondientes al isómero <i>trans</i> para calcular un valor de referencia conjunto para ambos isómeros debido a que el isómero <i>trans</i> produjo efectos tóxicos con dosis inferiores a la del isómero <i>cis</i> y porque hay datos que sugieren que el ratón es una especie más sensible que la rata.

### **Reseña toxicológica**

Hay poca información sobre la absorción, distribución y excreción del 1,2-dicloroetano. Sin embargo, por analogía con el 1,1-dicloroetano, cabría esperar que se absorbiese rápidamente, se distribuyera principalmente al hígado, los riñones y los pulmones y se excretara con rapidez. El isómero *cis* se metaboliza más rápidamente que el isómero *trans* en sistemas *in vitro*. Se han descrito aumentos de las concentraciones séricas de fosfatasa alcalina en roedores para ambos isómeros. Un estudio de tres meses en ratones a los que se administró el isómero *trans* en el agua de consumo describió un aumento de la concentración sérica de fosfatasa alcalina y reducciones del peso del timo y de los pulmones. También se describieron efectos inmunitarios transitorios, cuya relevancia en términos toxicológicos no está clara. El *trans*-1,2-dicloroetano también ocasionó la disminución del peso de los riñones en ratas, pero con dosis mayores. Sólo hay un estudio de toxicidad del isómero *cis* en ratas, en el que se observaron efectos tóxicos de magnitud similar a los que indujo el isómero *trans* en ratones, pero con dosis mayores. Hay pocos datos para sugerir que ambos isómeros pudieran tener alguna actividad genotóxica y no hay información sobre su capacidad cancerígena.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al 1,2-dicloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia, tras una evaluación pormenorizada del compuesto. En las Guías de 1993 se calculó un valor de referencia conjunto para ambos isómeros del 1,2-dicloroetano de 0,05 mg/l basándose en los datos de toxicidad del isómero *trans*.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *1,2-Dichloroethene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/72).



## 12.47 Diclorometano

El diclorometano, o cloruro de metileno, es un producto muy utilizado como disolvente para múltiples usos, como la descafeinación del café y el decapado. Es probable que la exposición por el agua de consumo sea insignificante en comparación con la de otras fuentes.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	El diclorometano se ha encontrado en muestras de aguas superficiales en concentraciones de 0,1 a 743 µg/l. Las concentraciones suelen ser mayores en aguas subterráneas porque la volatilización es menor; se han descrito concentraciones de hasta 3600 µg/l. Las concentraciones medias en agua de consumo fueron inferiores a 1 µg/l.
IDT	6 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 6 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a los efectos hepatotóxicos en un estudio de dos años en ratas sobre el agua de consumo, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la preocupación sobre el potencial cancerígeno)
Límite de detección	0,3 µg/l mediante GC con purga y atrapamiento y detección mediante MS (obsérvese que el vapor del diclorometano penetra rápidamente en los conductos durante el análisis)
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 20 µg/l mediante arrastre con aire
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

La toxicidad aguda del diclorometano es baja. Un estudio de inhalación en ratones proporcionó pruebas concluyentes sobre su capacidad cancerígena, mientras que en estudios en ratas y ratones por ingesta de agua de consumo los resultados no fueron tan concluyentes. El CIIC ha incluido el diclorometano en el Grupo 2B; no obstante, las pruebas, en su conjunto, sugieren que no es una sustancia cancerígena genotóxica y que no se forman cantidades significativas de metabolitos genotóxicos *in vivo*.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al diclorometano. En la primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia, tras una evaluación pormenorizada del compuesto. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el diclorometano de 0,02 mg/l, y señalaron que es posible la exposición generalizada por otras fuentes.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las Guías para la calidad del agua potable.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Dichloromethane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/18).

## 12.48 1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)

El 1,2-dicloropropano (número CAS 78-87-5) se emplea como fumigante insecticida en cereales y suelos y para controlar los minadores del melocotonero. También se utiliza como sustancia intermedia en la producción de percloroetileno y de otros productos clorados, y como disolvente. El 1,2-DCP es relativamente resistente a la hidrólisis, se adsorbe mal en el suelo y puede migrar a las aguas subterráneas.

Valor de referencia provisional	0,04 mg/l
Presencia	El valor de referencia es provisional debido a las limitaciones de los datos toxicológicos. Se ha detectado en aguas subterráneas y en el agua de consumo, generalmente en concentraciones menores que 20 µg/l, aunque en agua de pozo se han medido concentraciones de hasta 440 µg/l
IDT	14 µg/kg de peso corporal basada en una DMEAO de 71,4 mg/kg de peso corporal al día

	(100 mg/kg de peso corporal al día con corrección por la administración durante 5 días por semana) correspondiente a los cambios en los parámetros sanguíneos en un estudio de 13 semanas en ratas macho, aplicando un factor de incertidumbre de 5000 (100 para la variación inter e intraespecífica, 10 por la utilización de una DMEAO y 5 para reflejar las limitaciones de los datos, como la escasez de datos de genotoxicidad <i>in vivo</i> y el uso de un estudio subcrónico)
Límite de detección	0,02 µg/l mediante GC con purga y atrapamiento y detector de conductividad electrolítica o mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El CIIC evaluó el 1,2-DCP en 1986 y 1987. La sustancia se incluyó en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos) debido a la escasez de pruebas sobre su capacidad cancerígena en animales de experimentación y por no disponer de datos suficientes con los que evaluar su capacidad cancerígena en seres humanos. Los estudios *in vitro* sobre su mutagenia produjeron resultados dispares. Los estudios *in vivo*, escasos y de diseño similar, produjeron resultados negativos. Coincidiendo con la evaluación del CIIC, las pruebas de los estudios de carcinogénesis a largo plazo realizados en ratones y ratas se consideraron escasas y se concluyó que para evaluar la toxicidad del 1,2-DCP era pertinente aplicar un método basado en su umbral de toxicidad.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 1,2-DCP, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 1,2-DCP, pero la de 1993 propuso un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 1,2-DCP en el agua de consumo de 0,02 mg/l. Este valor se consideró provisional porque para calcularlo se aplicó un factor de incertidumbre de 10 000. Este valor de referencia se modificó en el apéndice a esas Guías, publicado en 1998, y se fijó en 0,04 mg/l empleando un factor de incertidumbre más bajo. Este valor de referencia se consideró provisional debido a la magnitud del factor de incertidumbre y al hecho de que no se contaba con datos nuevos desde que se calculó el valor de referencia anterior.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/61).

## **12.49 1,3-Dicloropropano**

El 1,3-dicloropropano (número CAS 142-28-9) tiene varios usos industriales y puede encontrarse como contaminante en los fumigantes del suelo que contienen 1,3-dicloropropeno. Su presencia en el agua es muy infrecuente.

La toxicidad aguda del 1,3-dicloropropano es baja. Hay algunos indicios de que puede ser genotóxico en sistemas bacterianos. No se han encontrado en la bibliografía datos de estudios de toxicidad a corto plazo o a largo plazo, de toxicidad para la función reproductora o de embriotoxicidad relativos a la exposición por el agua de consumo. Los datos disponibles se consideran insuficientes para recomendar un valor de referencia.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 1,3-dicloropropano, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 1,3-dicloropropano, pero la de 1993 concluyó que los datos disponibles no eran suficientes para recomendar un valor de referencia para el 1,3-dicloropropano en el agua de consumo.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *1,3-Dichloropropane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/35).

### **12.50 1,3-Dicloropropeno**

El 1,3-dicloropropeno (números CAS: 542-75-6, la mezcla de isómeros; 10061-01-5, el isómero *cis*; 10061-02-6, el isómero *trans*) es un fumigante del suelo, cuya formulación comercial es una mezcla de los isómeros *cis* y *trans*. Se utiliza para controlar una gran variedad de plagas del suelo, sobre todo nematodos en suelos arenosos. A pesar de su alta presión de vapor, su solubilidad en agua es del orden de gramos por litro y se puede considerar un contaminante potencial del agua.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas en concentraciones de unos pocos microgramos por litro
Método de cálculo del valor de referencia	Se calcula aplicando el modelo multietapa linealizado a la observación de tumores de pulmón y vejiga en un estudio de dos años en ratones hembra con alimentación forzada.
Límite de detección	0,34 y 0,20 µg/l, para el <i>cis</i> -1,3-dicloropropeno y el <i>trans</i> -1,3-dicloropropeno, respectivamente, mediante GC en columna de relleno con purga y atrapamiento y detector de conductividad electrolítica o microculombimétrico
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No se ha encontrado información sobre su eliminación del agua

#### **Reseña toxicológica**

El 1,3-dicloropropeno es un mutágeno directo que produce tumores de la región cardiaca del estómago tras la exposición prolongada por alimentación oral forzada en ratas y ratones. También se han detectado tumores de vejiga y pulmón en ratones hembra y tumores de hígado en ratas macho. Los estudios de inhalación a largo plazo en ratas han dado resultados negativos, mientras que en los estudios de inhalación en ratones se ha descrito la aparición de tumores benignos de pulmón. El CIIC ha clasificado el 1,3-dicloropropeno en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 1,3-dicloropropeno, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 1,3-dicloropropeno, pero las Guías de 1993 calcularon un valor de referencia para el 1,3-dicloropropeno en agua de consumo de 0,02 mg/l, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *1,3-Dichloropropene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/36).

## 12.51 Diclorprop (2,4-DP)

El periodo de semidegradación de los herbicidas clorofenoxiácidos en el medio ambiente, incluido el diclorprop (número CAS 120-36-5), es del orden de varios días. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxiácidos en los alimentos.

Valor de referencia	0,1 mg/l
Presencia	No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiácidos en el agua de consumo; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro.
IDT	36,4 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 100 mg/kg de alimento en ratas, que equivale a 3,64 mg/kg de peso corporal al día, para la nefrotoxicidad en un estudio de dos años, aplicando un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica)
Límite de detección	Entre 1 µg/l y 1 mg/l con varios métodos empleados habitualmente para analizar la concentración de herbicidas clorofenoxiácidos en agua, como la extracción con disolvente, la separación mediante GC, la cromatografía gas-líquido, la cromatografía en capa fina o la HPLC, con ECD o detección UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay datos
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxiácidos, en conjunto, en el Grupo 2B. Sin embargo, los datos disponibles de estudios realizados en poblaciones y animales expuestos no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxiácido concreto. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. En estudios de alimentación en ratas se observó, en un estudio de tres meses, una ligera hipertrofia hepática y en otro de dos años se detectó inflamación hepatocelular, anemia leve, un aumento de la presencia de pigmento pardo en los riñones (posiblemente indicativo de una leve degeneración del epitelio tubular) y una disminución de la proteinuria y la densidad de la orina.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el diclorprop, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el diclorprop, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el diclorprop de 0,1 mg/l.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## 12.52 Di(2-etilhexil)adipato

El di(2-etilhexil)adipato (DEHA) se usa principalmente como plastificante en resinas sintéticas como el PVC. Son escasos los estudios que describen la presencia de DEHA en aguas superficiales y en el agua de consumo, pero se ha detectado ocasionalmente en el agua de consumo en concentraciones de unos pocos microgramos por litro. Debido a su uso en envolturas de PVC, los alimentos son la fuente de exposición más importante para el ser humano (de hasta 20 mg/día).

La toxicidad a corto plazo del DEHA es baja; sin embargo, concentraciones superiores a 6000 mg/kg de alimento inducen la proliferación de peroxisomas en el hígado de roedores. Este efecto está asociado a menudo al desarrollo de tumores hepáticos. El DEHA indujo carcinomas hepáticos en ratones hembra a dosis muy elevadas, pero no en ratas ni ratones macho. No es genotóxico; el CIIC ha clasificado el DEHA en el Grupo 3.

Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el DEHA de 80 µg/l, a partir de una IDT de 280 µg/kg de peso corporal, basándose en datos de fetotoxicidad en ratas y asignando el 1% de la IDT al agua de consumo. No obstante, dado que las concentraciones de DEHA son mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.

### *Antecedentes de la determinación del valor de referencia*

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al DEHA. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el DEHA en el agua de consumo de 0,08 mg/l.

### *Fecha de evaluación*

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### *Referencia principal*

OMS, 2003: *Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/68).

## 12.53 Di(2-etilhexil)ftalato

El di(2-etilhexil)ftalato (DEHP) se utiliza principalmente como plastificante. El grado de exposición de las personas puede variar considerablemente debido a la gran diversidad de productos a los que se añade DEHP. En general, la principal fuente de exposición son los alimentos.

Valor de referencia	0,008 mg/l
Presencia	Se encuentra en aguas superficiales, aguas subterráneas y agua de consumo en concentraciones de unos pocos microgramos por litro; en aguas superficiales y subterráneas contaminadas, se ha descrito su presencia en concentraciones de centenares de microgramos por litro
IDT	25 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 2,5 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la proliferación de peroxisomas en el hígado en ratas y aplicando un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica
Límite de detección	0,1 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay datos
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	La fiabilidad de algunos datos de muestras de aguas medioambientales es dudosa debido a la contaminación secundaria que puede producirse durante los procesos de toma y preparación de muestras. Se han descrito concentraciones que superan en más de 10 veces la solubilidad.

### **Reseña toxicológica**

El aparato digestivo de las ratas absorbe rápidamente el DEHP. En los primates (incluidos los seres humanos), la absorción tras la ingestión es menor. También se han observado diferencias interespecíficas en el perfil metabólico. La mayoría de las especies excretan principalmente el monoéster conjugado en la orina. Las ratas, no obstante, excretan predominantemente productos terminales de oxidación. El DEHP se distribuye extensamente por el organismo y alcanza las mayores concentraciones en los tejidos hepático y adiposo, sin mostrar una acumulación significativa. La toxicidad aguda por vía oral es baja.

En los estudios de toxicidad a corto plazo, el efecto más llamativo es la proliferación de peroxisomas hepáticos, que se pone de manifiesto por el aumento de la actividad enzimática peroxisómica y por cambios histopatológicos.

La información disponible sugiere que los primates, incluido el ser humano, son mucho menos sensibles a este efecto que los roedores. En estudios de carcinogénesis de larga duración por vía oral se han detectado carcinomas hepatocelulares en ratas y ratones. El CIIC ha concluido que el DEHP es posiblemente cancerígeno para los seres humanos (Grupo 2B). En 1988, el JECFA evaluó el DEHP y recomendó reducir la exposición de las personas a este compuesto en los alimentos hasta el menor nivel alcanzable. El Comité consideró que esta reducción se podría conseguir utilizando otros plastificantes u otras alternativas a los materiales plásticos que contienen DEHP. En diversos estudios *in vitro* e *in vivo* no se obtuvieron pruebas de la genotoxicidad del DEHP y sus metabolitos, con la excepción de la inducción de aneuploidía y transformación celular.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, no hicieron referencia al DEHP. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el DEHP en el agua de consumo de 0,008 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las Guías para la calidad del agua potable.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/29).

## **12.54 Dimetoato**

El dimetoato (número CAS 60-51-5) es un insecticida organofosforado usado para controlar una amplia gama de insectos en la agricultura, así como la mosca común. Su periodo de semidegradación oscila entre 18 horas y 8 semanas y no es previsible que perdure en el agua, aunque es relativamente estable a pH de 2 a 7. Se ha calculado que la ingesta diaria total procedente de los alimentos es de 0,001 µg/kg de peso corporal.

Valor de referencia	0,006 mg/l
Presencia	Se detectó en concentraciones mínimas en un pozo privado en Canadá, pero en un estudio canadiense de aguas superficiales y aguas de consumo no se detectó su presencia.
IDA	0,002 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO aparente de 1,2 mg/kg de peso corporal al día correspondiente al rendimiento reproductor en un estudio de toxicidad para la función reproductora en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 500 para tener en cuenta la posibilidad de que sea una DMEAO.
Límite de detección	0,05 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG y cloración.
Cálculo del valor de referencia:	
• asignación al agua	10% de la IDA
• peso	adulto de 60 kg
• consumo	2 litros al día

### Reseña toxicológica

En estudios realizados con voluntarios, se ha demostrado que el dimetoato es un inhibidor de la colinesterasa y un irritante de la piel. El dimetoato no es cancerígeno para los roedores. La JMPR ha concluido que, aunque los estudios *in vitro* indican que el dimetoato tiene potencial mutágeno, éste no parece expresarse *in vivo*. En un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora en ratas, la DSEAO aparente era de 1,2 mg/kg de peso corporal al día, pero había indicios de que el rendimiento reproductor podía haberse visto afectado con dosis más bajas. No se disponía de datos suficientes para evaluar si los efectos en el rendimiento reproductor eran consecuencia de la inhibición de la colinesterasa. La JMPR concluyó que no era adecuado basar la IDA en los resultados de los estudios realizados con voluntarios, ya que el criterio principal de valoración (el rendimiento reproductor) no se ha evaluado en el ser humano. Se sugirió que, si se establece que el dimetoato es un residuo importante, podría ser necesario volver a evaluar la toxicidad del dimetoato cuando haya concluido el examen periódico del residuo y de los aspectos analíticos del dimetoato.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al dimetoato, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El dimetoato no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, ni en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

FAO/OMS, 1997: *Pesticide residues in food – 1996 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/97.1).

OMS, 2003: *Dimethoate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/90).

## 12.54 (a) 1,4-Dioxano

El 1,4-dioxano se usa como estabilizador en disolventes clorados y como disolvente de resinas, aceites y ceras para sustancias intermedias agrícolas y bioquímicas, así como de adhesivos, sellantes, cosméticos, productos farmacéuticos, productos químicos del caucho y revestimientos de superficies.

Valor de referencia	0,05 mg/l (obtenido a partir de la IDT y mediante un modelo multietapa lineal)
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones de hasta 40 µg/l y en aguas subterráneas en concentraciones de hasta 80 µg/l.
IDT	16 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 16 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a tumores hepatocelulares observados en un estudio a largo plazo de administración en el agua de bebida en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la capacidad cancerígena no genotóxica).
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Método de cálculo del valor de referencia basado en la capacidad cancerígena	Modelo multietapa lineal aplicado a datos de tumores hepáticos de estudios de administración en el agua de bebida en ratas.
Límite de detección	0,1-50 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No lo eliminan los procesos convencionales de tratamiento del agua; sin embargo, pero sí lo elimina eficazmente el tratamiento con carbón activado biológico.
Observaciones adicionales	Se calcularon valores de referencia parecidos a partir de la IDT (presuponiendo que el 1,4-dioxano no es genotóxico para el ser humano en dosis bajas) y un modelo multietapa lineal (porque el compuesto claramente induce tumores múltiples en diversos órganos).

### **Reseña toxicológica**

En la mayoría de los estudios de exposición por vía oral a largo plazo realizados el 1,4-dioxano causó tumores hepáticos y de las fosas nasales en los roedores. También se observaron tumores peritoneales, de piel y de glándulas mamarias en ratas a las que se administró una dosis alta. Tras una inyección intraperitoneal, se detectaron específicamente tumores pulmonares. Aunque los estudios de cohortes de trabajadores no mostraron ningún aumento de la incidencia de muerte por cáncer, sí se observó un aumento significativo de la incidencia de cáncer de hígado en un estudio de mortalidad comparativo. No obstante, las pruebas para la evaluación de la capacidad cancerígena en el ser humano son insuficientes debido al reducido tamaño de las muestras o a la falta de datos sobre la exposición. Se ha sugerido que el 1,4-dioxano posiblemente tenga un potencial genotóxico débil. El CIIC ha clasificado el 1,4-dioxano en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, la segunda edición de las *Guías*, publicada en 1993, y la tercera edición, publicada en 2004, no hicieron referencia al 1,4-dioxano.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

### **Referencia principal**

OMS, 2005: *1,4-Dioxane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/120).

## **12.55 Dicuat**

El dicuat (número CAS 2764-72-9) es un herbicida de contacto no selectivo y un desecante de cultivos. Además, el dicuat puede usarse (en concentraciones iguales o inferiores a 1 mg/l) como herbicida acuático para el control de malas hierbas flotantes y sumergidas en lagunas, lagos y acequias. Debido a su rápida degradación en el agua y a su gran adsorción a los sedimentos, rara vez se ha encontrado dicuat en el agua de consumo.

El dicuat no es, según parece, cancerígeno ni genotóxico. El principal efecto tóxico detectado en animales de experimentación es la formación de cataratas. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 6 µg/l para el ión dicuat a partir de una IDA de 0,002 mg de ión dicuat por kilogramo de peso corporal, basada en la formación de cataratas al administrar la siguiente dosis más alta en un estudio de dos años en ratas. Sin embargo, ya que rara vez se ha detectado la presencia de dicuat en agua de consumo, no se considera necesario determinar un valor de referencia. También debe señalarse que el límite de detección del dicuat en el agua es de 0,001 mg/l y su límite práctico de cuantificación es de 0,01 mg/l aproximadamente.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al dicuat, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. Las dos primeras ediciones de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984 y 1993, no evaluaron el dicuat. En el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,006 mg/l para el ión dicuat usando el valor de IDA establecido por la JMPR en 1993. No obstante, el límite de detección del dicuat en el agua es de 0,001 mg/l y su límite práctico de cuantificación es de 0,01 mg/l aproximadamente. Por lo tanto, se estableció un valor de referencia provisional de 0,01 mg/l para el ión dicuat.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.



### Referencias principales

- FAO/OMS, 1994: *Pesticide residues in food – 1993. Evaluations – 1993. Part II – Toxicology*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/94.4).
- OMS, 2003: *Diquat in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/91).

### 12.56 Ácido edético (EDTA)

La exposición de las personas al ácido edético, o EDTA, se produce directamente como consecuencia de su uso en aditivos alimentarios, medicamentos y productos para la higiene y el aseo personal. La exposición al EDTA por el agua de consumo es probablemente muy pequeña en comparación con la derivada de otras fuentes. El EDTA presente en el entorno acuático podrá formar diversas especies químicas en función de la calidad del agua y de la presencia de metales traza con los que se combina. La eliminación del EDTA de aguas residuales comunitarias por biodegradación en plantas depuradoras es muy limitada.

Valor de referencia	0,6 mg/l (para el EDTA como ácido libre)
Presencia	Presente en aguas superficiales generalmente en concentraciones menores que 70 µg/l, aunque se han registrado concentraciones superiores (900 µg/l); se ha detectado en agua de consumo procedente de aguas superficiales en concentraciones de 10-30 µg/l.
IDA	1,9 mg/kg de peso corporal como ácido libre (IDA de 2,5 mg/kg de peso corporal propuesta por el JECFA para el edetato cálcico disódico como aditivo alimentario).
Límite de detección	1 µg/l mediante análisis por redisolución potenciométrica.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,01 mg/l mediante tratamiento con CAG más ozonización.
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Se ha expresado preocupación por la capacidad del EDTA de formar complejos con el cinc y, por tanto, de reducir la disponibilidad de éste. Sin embargo, esto sólo tiene importancia en dosis elevadas, mucho mayores que las encontradas en el medio ambiente.

### Reseña toxicológica

El edetato cálcico disódico apenas se absorbe en el intestino. La toxicidad a largo plazo del EDTA se complica debido a su capacidad de quelar metales esenciales y tóxicos. Los estudios toxicológicos disponibles indican que los efectos tóxicos aparentes del EDTA se deben realmente a la carencia de cinc derivada de la formación de complejos. Al parecer, el EDTA no es teratogénico ni cancerígeno en animales. La amplia experiencia clínica en el uso del EDTA para el tratamiento de la intoxicación por metales ha demostrado su inocuidad en las personas.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al ácido edético. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,2 mg/l para el ácido edético, basándose en una IDA de edetato cálcico disódico como aditivo alimentario propuesta por el JECFA en 1973 y suponiendo que un niño de 10 kg consume 1 litro de agua diario, dada la posibilidad de que se formen complejos de cinc. El valor se consideró como provisional para reflejar el hecho de que la IDA del JECFA no se había examinado desde 1973. El JECFA realizó una evaluación adicional de los estudios toxicológicos disponibles sobre el EDTA en 1993 y no pudo añadir ninguna otra información relevante sobre su toxicidad y la de sus sales de calcio y sodio con respecto a la evaluación de 1973. En el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, se calculó un valor de referencia de 0,6 mg/l para el EDTA (ácido libre), usando supuestos distintos de los empleados en el cálculo del valor de referencia provisional de las Guías de 1993. En concreto, se señaló que la capacidad del EDTA para formar complejos con el cinc y, por tanto, de reducir su disponibilidad sólo era significativa en dosis elevadas, mucho mayores que las encontradas en el medio ambiente.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Edetic acid (EDTA) in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/58).

## **12.57 Endosulfán**

El endosulfán (número CAS 115-29-7) es un insecticida empleado en países de todo el mundo para controlar plagas en frutas, hortalizas y té, así como en cultivos no alimentarios como el tabaco y el algodón. Además de su uso agrícola, se emplea en el control de la mosca tsetsé, como conservador de la madera y en el control de plagas de huertos domésticos. Al parecer, la contaminación por endosulfán no es habitual en el medio acuático, pero se ha detectado la presencia de esta sustancia química en escorrentías agrícolas y ríos de zonas industrializadas donde se elabora o se formula, así como en muestras procedentes de aguas superficiales y subterráneas recogidas en vertederos de residuos peligrosos en los EE. UU. Por lo general, las muestras de aguas superficiales de los EE. UU. contienen menos de 1 µg/l. Los alimentos son la principal fuente de exposición de la población general, pero las concentraciones de residuos detectadas han sido generalmente mucho menores que los límites máximos de residuos establecidos por la FAO y la OMS. Otra vía importante de exposición al endosulfán para la población general es el consumo de productos de tabaco.

La JMPR concluyó que el endosulfán no es genotóxico y no se detectaron efectos cancerígenos en estudios a largo plazo realizados en ratones y ratas. El órgano afectado por su toxicidad es el riñón. Diversos estudios realizados recientemente han demostrado que el endosulfán, solo o en combinación con otros plaguicidas, puede unirse a los receptores estrogénicos y alterar el sistema endocrino. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 20 µg/l para el endosulfán a partir de una IDA de 0,006 mg/kg de peso corporal, que se basa en los resultados de un estudio de toxicidad por alimentación de ratas durante 2 años, y que está respaldado por un estudio de 78 semanas en ratones, un estudio de 1 año en perros y un estudio de embriotoxicidad en ratas. Sin embargo, puesto que el endosulfán aparece en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al endosulfán, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El endosulfán no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984, en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 1999: *Pesticide residues in food – 1998 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/99.18).

OMS, 2003: *Endosulfan in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/92).

## **12.58 Endrín**

El endrín (número CAS 72-20-8) es un insecticida foliar de amplio espectro que actúa frente a una gran diversidad de plagas agrícolas. También se emplea como raticida. Se ha detectado la presencia de

cantidades pequeñas de endrín en los alimentos pero, al parecer, está disminuyendo la ingesta total procedente de éstos.

Valor de referencia	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Presencia	Se han detectado cantidades mínimas de endrín en las aguas de consumo de diversos países.
IDTP	0,0002 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,025 mg/kg de peso corporal al día a partir de un estudio de dos años en perros y aplicando un factor de incertidumbre de 100.
Límite de detección	0,002 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,2 µg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDTP
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El endrín está incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. Por consiguiente, puede haber un monitoreo adicional al exigido por las normas relativas al agua de consumo.

### **Reseña toxicológica**

Los datos toxicológicos son insuficientes para determinar si el endrín constituye un riesgo cancerígeno para los seres humanos. El endrín afecta principalmente al sistema nervioso central.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al endrín, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El endrín no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984, ni en la segunda edición publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición publicado en 1998.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 1995: *Pesticide residues in food – 1994. Reunión conjunta del Cuadro de expertos de la FAO en residuos de plaguicidas en los alimentos y el medio ambiente y el Grupo de evaluación toxicológica básica de la OMS sobre residuos de plaguicidas*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Estudio FAO: producción y protección vegetal n.º 127).
- IPCS, 1992: *Endrin*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 130 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Endrin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/93).

## **12.59 Epiclorhidrina**

La epiclorhidrina se usa para fabricar glicerol, resinas epoxídicas sin modificar y resinas para el tratamiento del agua. No se dispone de datos cuantitativos sobre su presencia en los alimentos o en el agua de consumo. La epiclorhidrina se hidroliza en medios acuosos.

Valor de referencia provisional	0,0004 mg/l (0,4 µg/l) El valor de referencia se considera provisional debido a las incertidumbres que existen en torno a la toxicidad de la epíclorhidrina y al uso de un factor de incertidumbre grande para calcular el valor de referencia.
Presencia	No se dispone de datos cuantitativos.
IDT	0,14 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 2 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la hiperplasia del estómago anterior en un estudio de alimentación forzada de dos años en ratas, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 10 000 para tener en cuenta la variación inter e intraespecífica (100), el uso de una DMEAO en lugar de una DSEAO (10) y la capacidad cancerígena (10).
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC con ECD; 0,1 y 0,5 µg/l mediante GC/MS; 0,01 mg/l mediante GC con FID
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Los tratamientos convencionales no eliminan la epíclorhidrina. Las concentraciones de epíclorhidrina en agua de consumo se controlan limitando el contenido de epíclorhidrina de los floculantes de poliamina, la dosis utilizada, o ambos.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Aunque la epíclorhidrina es una sustancia cancerígena genotóxica, el uso del modelo multietapa linealizado para la estimación del riesgo de cáncer se consideró inadecuado porque sólo se observan tumores en el punto de administración, donde la epíclorhidrina es muy irritante.

### **Reseña toxicológica**

La epíclorhidrina se absorbe rápidamente y en gran cantidad tras la exposición oral, cutánea o por inhalación. Se une con facilidad a los componentes celulares. Los principales efectos tóxicos son irritación local y daños en el sistema nervioso central. Su inhalación produce carcinomas epidermoides en las fosas nasales y su ingestión provoca la aparición de tumores en el estómago anterior. Se ha demostrado que es genotóxico *in vitro* e *in vivo*. El CIIC ha clasificado la epíclorhidrina en el Grupo 2A (probablemente cancerígeno para el ser humano).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a la epíclorhidrina. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,0004 mg/l para la epíclorhidrina. El valor se consideró provisional porque se calculó aplicando un factor de incertidumbre de 10 000. Se señaló que el límite de cuantificación práctico para la epíclorhidrina es del orden de 0,03 mg/l, pero las concentraciones en el agua de consumo pueden controlarse especificando el contenido de epíclorhidrina de los productos que entran en contacto con ella.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Epichlorohydrin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/94).

## **12.60 Etilbenceno**

La industria del petróleo y el uso de productos derivados del petróleo son las principales fuentes de etilbenceno en el medio ambiente. Debido a sus propiedades físicas y químicas, cabe esperar que más del 96% de etilbenceno que se encuentra en el medio ambiente esté presente en el aire, donde se han descrito valores de hasta 26 µg/m<sup>3</sup>. Hay cantidades mínimas de etilbenceno en aguas superficiales, aguas subterráneas, agua de consumo y alimentos.

Valor de referencia	0,3 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo son generalmente menores que 1 µg/l; se han descrito concentraciones de hasta 300 µg/l en aguas subterráneas contaminadas por emisiones localizadas.
IDT	97,1 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 136 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la hepatotoxicidad y nefrotoxicidad observadas en un estudio limitado de seis meses en ratas, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la limitación de la base de datos y a la corta duración del estudio).
Límite de detección	0,002-0,005 µg/l mediante GC con detector de fotoionización; 0,03-0,06 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo descrito de etilbenceno en agua de consumo (0,002 mg/l).

### **Reseña toxicológica**

El etilbenceno se absorbe con facilidad por vía oral o cutánea o por inhalación. En el ser humano, se ha descrito su acumulación en el tejido adiposo. El etilbenceno se transforma casi completamente en metabolitos solubles, que se excretan rápidamente por la orina. Su toxicidad aguda por vía oral es baja. No se pueden extraer conclusiones definitivas de los limitados datos de teratogenia. No se dispone de datos sobre reproducción, toxicidad a largo plazo ni capacidad cancerígena. No se han hallado indicios de la genotoxicidad del etilbenceno en sistemas *in vitro* o *in vivo*.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al etilbenceno. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,3 mg/l para el etilbenceno, y señalaron que este valor superaba el umbral olfativo mínimo descrito de etilbenceno en agua de consumo (0,002 mg/l).

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Ethylbenzene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/26).

## **12.61 Fenitrotión**

El fenitrotión (número CAS 122-14-5) se usa principalmente en la agricultura para el control de insectos en los cultivos de arroz, cereales, frutas, verduras, en grano almacenado y algodón, así como en zonas forestales. También se usa para el control de moscas, mosquitos y cucarachas en recintos cerrados y en programas de salud pública. El fenitrotión sólo es estable en el agua en ausencia de luz solar o de contaminación microbiana. En el suelo, se degrada principalmente por biodegradación, aunque también puede hacerlo por fotólisis. En el programa de fumigación contra el gusano de las yemas del abeto se detectó una baja concentración de residuos de fenitrotión en el agua (1,30 µg/l como máximo). Después de la fumigación de los bosques llevada a cabo para controlar a este gusano, las muestras de agua no contenían cantidades detectables de fenitrotión (las muestras tomadas después de la fumigación contenían <0,01 µg/l). Las concentraciones de residuos de fenitrotión presentes en frutas, verduras y cereales

disminuyen rápidamente después del tratamiento, con un periodo de semidegradación de 1 a 2 días. Al parecer, la ingesta de fenitrotión procede principalmente (95%) de los alimentos.

A tenor de las pruebas realizadas en una diversidad suficiente de estudios *in vitro* e *in vivo*, la JMPR concluyó que es improbable que el fenitrotión sea genotóxico y que suponga un riesgo cancerígeno para el ser humano. En los estudios de toxicidad a largo plazo, el principal efecto tóxico en todas las especies fue la inhibición de la actividad de la colinesterasa. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 8 µg/l para el fenitrotión a partir de en una IDA de 0,005 mg/kg de peso corporal, que se basa en una DSEAO de 0,5 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la inhibición de la actividad de la colinesterasa cerebral y eritrocítica en un estudio de toxicidad de dos años en ratas, y está respaldada por una DSEAO de 0,57 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la inhibición de la actividad de la colinesterasa cerebral y eritrocítica en un estudio de toxicidad ocular de tres meses en ratas, y por una DSEAO de 0,65 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a una reducción de la ingesta de alimentos y aumento del peso corporal en un estudio de toxicidad para la función reproductora en ratas, y asignando el 5% de la IDA al agua de consumo. Sin embargo, puesto que el fenitrotión aparece en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al fenitrotión, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El fenitrotión no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984, en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 2001: *Pesticide residues in food – 2000 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/01.3).
- OMS, 2003: *Fenitrothion in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/95).

## **12.62 Fenoprop o ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxy)propiónico**

El periodo de semidegradación en el medio ambiente de los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el fenoprop (número CAS 93-72-1), es del orden de varios días. No suelen encontrarse clorofenoxiácidos en los alimentos.

Valor de referencia	0,009 mg/l
Presencia	No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiácidos en el agua de consumo; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro.
IDT	3 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,9 mg/kg de peso corporal para efectos hepáticos adversos en un estudio en que se administró fenoprop a perros <i>beagle</i> en la dieta durante 2 años, con un factor de incertidumbre de 300 (100 para la variación inter e intraespecífica y 3 por las limitaciones de la base de datos).
Límite de detección	0,2 µg/l mediante GC en columna de relleno o capilar con ECD.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No se han encontrado datos; la concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxiácidos, en conjunto, dentro del Grupo 2B. No obstante, los datos disponibles de estudios realizados en personas y animales expuestos no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxiácido concreto. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. Los efectos observados en estudios a largo plazo realizados con perros *beagle* a los que se administró fenoprop en la dieta son una leve degeneración y necrosis de los hepatocitos y proliferación fibroblástica en un estudio, y afectación hepática grave en otro estudio. En ratas, se observó un aumento del peso de los riñones en dos estudios de alimentación a largo plazo.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el fenoprop, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el fenoprop, pero las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el fenoprop de 0,009 mg/l.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## 12.63 Fluoruro

El contenido de flúor de la corteza terrestre es aproximadamente 0,3 g/kg y se encuentra en forma de fluoruros en diversos minerales. La mayoría del fluoruro en aguas de consumo es de origen natural. Los minerales inorgánicos que contienen fluoruro tienen muy diversas aplicaciones industriales, como la producción de aluminio. Pueden liberarse al medio ambiente fluoruros procedentes de rocas que contienen fosfato empleadas en la fabricación de fertilizantes fosfatados; estos depósitos de fosfato contienen un 4% de flúor aproximadamente. En sistemas de fluoración de aguas municipales se usan ácido fluorosilícico, hexafluorosilicato de sodio y fluoruro sódico. La exposición diaria al fluoruro depende principalmente de la zona geográfica. En la mayoría de las circunstancias, los alimentos parecen ser la principal fuente de ingesta de fluoruro, mientras que la aportación procedente del agua de consumo y de los dentífricos es menor. En zonas con concentraciones relativamente altas, especialmente en aguas subterráneas, el agua de consumo adquiere mayor importancia como fuente de fluoruro. También puede ser significativa la ingesta en zonas donde se usa carbón con alto contenido en fluoruro en recintos cerrados.

Valor de referencia	1,5 mg/l
Presencia	En aguas subterráneas, las concentraciones varían según el tipo de roca a través de la que fluye el agua, pero no suelen superar los 10 mg/l. La concentración más alta que se ha descrito es de 2800 mg/l.
Método de cálculo del valor de referencia	Basado en pruebas epidemiológicas que demuestran que las concentraciones mayores que este valor conllevan un riesgo creciente de provocar fluorosis dental, y que cuanto mayor es la concentración mayor es el riesgo de fluorosis ósea. El valor es superior que el recomendado para la fluoración artificial de sistemas de abastecimiento de agua, que suele ser de 0,5 a 1,0 mg/l.
Límite de detección	0,01 mg/l mediante cromatografía iónica; 0,1 mg/l mediante electrodos selectivos de iones o el método colorimétrico del SPADNS (ácido dihidroxi-sulfonilazo-naftalenodisulfónico).
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 mg/l mediante tratamiento con alúmina activada (no es un proceso de tratamiento «convencional», pero la instalación de filtros resulta relativamente sencilla).
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Existe un documento de orientación sobre la gestión del fluoruro.</li><li>• Al establecer normas nacionales para el fluoruro o al evaluar las posibles</li></ul>

---

consecuencias para la salud derivadas de la exposición al fluoruro, resulta fundamental tener en cuenta la ingesta de agua de la población de interés, así como la ingesta de fluoruro procedente de otras fuentes (como los alimentos, el aire y los productos dentales). Cuando resulte probable que las ingestas procedentes de otras fuentes se aproximen a los 6 mg/día o superen esta cantidad, convendría contemplar el establecimiento en las normas de una concentración menor que el valor de referencia.

- En zonas con concentraciones altas de fluoruro de origen natural en el agua de consumo, es posible que, en algunos casos, resulte difícil alcanzar el valor de referencia con las técnicas de tratamiento disponibles.
- 

### ***Reseña toxicológica***

Se han llevado a cabo muchos estudios epidemiológicos sobre los posibles efectos adversos resultantes de la ingestión prolongada de fluoruro a través del agua de consumo. Estos estudios demuestran claramente que el fluoruro afecta principalmente a los tejidos óseos (huesos y dientes). En muchas regiones con un índice alto de exposición al fluoruro, éste es una causa significativa de morbilidad. Las concentraciones bajas protegen, sobre todo a los niños, de las caries dentales. Los efectos protectores pre- y posruptivos del fluoruro (por la incorporación del fluoruro a la matriz del diente durante su formación, el desarrollo de surcos dentales menos profundos, que son menos proclives, por consiguiente, a cariarse, y el contacto con la superficie del esmalte) aumentan al aumentar la concentración de fluoruro en el agua de consumo hasta aproximadamente 2 mg/l, siendo la concentración mínima necesaria para producir el efecto protector 0,5 mg/l aproximadamente. No obstante, el fluoruro también puede producir un efecto adverso en el esmalte dental y puede provocar fluorosis dental leve en concentraciones de 0,9 a 1,2 mg/l en el agua de consumo, en función de la ingesta. Asimismo, las ingestas elevadas de fluoruro pueden producir efectos más graves en los tejidos óseos. Se ha concluido que existe un claro riesgo adicional de efectos óseos adversos si la ingesta total es de 14 mg/día e indicios que sugieren un incremento del riesgo de efectos en el esqueleto cuando la ingesta total de fluoruro supera los 6 mg/día aproximadamente.

### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 hicieron referencia al fluoruro, afirmando que concentraciones de flúor en el agua de consumo mayores que 1,0-1,5 mg/l pueden provocar fluorosis dental en algunos niños y que concentraciones mucho mayores pueden producir, a largo plazo, daños óseos en niños y adultos. Para evitar el desarrollo de caries dentales en niños, se añade a ciertos sistemas de abastecimiento de agua comunitarios flúor para que su concentración alcance 1,0 mg/l. Las Normas internacionales de 1971 recomendaron el establecimiento de límites de control de los fluoruros en el agua de consumo para diversos intervalos del promedio anual de temperaturas máximas diarias del aire; los límites de control oscilaron entre 0,6 y 0,8 mg/l para temperaturas de 26,3 a 32,6 °C y 0,9-1,7 mg/l para temperaturas entre 10 y 12 °C. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, estableció un valor de referencia de 1,5 mg/l para el fluoruro, ya que se había descrito muy ocasionalmente la aparición de manchas en los dientes cuando las concentraciones eran más altas. También se señaló que la aplicación local del valor de referencia debe tener en cuenta las condiciones climáticas y los casos en que la ingesta de agua es mayor. Las Guías de 1993 concluyeron que no había pruebas que sugirieran la necesidad de revisar el valor de referencia de 1,5 mg/l establecido en 1984. También se admitió que en zonas con altas concentraciones de fluoruro natural, es posible que, en algunos casos, resulte difícil alcanzar el valor de referencia establecido con las técnicas de tratamiento disponibles. Asimismo, se destacó que, a la hora de establecer normas nacionales para el fluoruro, es especialmente importante tener en cuenta las condiciones climáticas, el volumen de agua ingerida y la ingesta de fluoruro procedente de otras fuentes.

### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### ***Referencias principales***

- IPCS, 2002: *Fluorides*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 227 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Fluoride in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/96).



## 12.64 Formaldehído

El formaldehído está presente en vertidos industriales y se libera al aire procedente de materiales plásticos y de colas de resina. El formaldehído presente en el agua de consumo procede principalmente de la oxidación de materia orgánica natural durante la ozonización y la cloración. Se han detectado concentraciones de hasta 30 µg/l en agua de consumo tratada con ozono. También puede haber formaldehído en el agua de consumo liberado por accesorios plásticos de poliacetil. Las propiedades fisicoquímicas del formaldehído sugieren que es improbable que se volatilice desde el agua, por lo que cabe esperar que la exposición por inhalación al ducharse sea baja.

Ratas y ratones expuestos al formaldehído por inhalación mostraron un aumento de la incidencia de carcinomas de las fosas nasales en dosis que producían irritación del epitelio nasal. La ingestión de formaldehído en el agua de bebida durante 2 años produjo irritación estomacal en las ratas. En un estudio se observó la aparición de papilomas en el estómago asociados a una irritación intensa de los tejidos. El CIIC ha clasificado el formaldehído en el Grupo 2A (probablemente cancerígeno para el ser humano). Las pruebas indican, en su conjunto, que el formaldehído no es cancerígeno por vía oral.

Debido a su alta reactividad, es más probable que los efectos en el primer tejido con el que entra en contacto después de su ingestión estén relacionados con la concentración de formaldehído consumido que con la ingesta total. Se ha establecido una concentración tolerable de 2,6 mg/l para el formaldehído ingerido, basándose en una DSEO de 260 mg/l correspondiente a efectos histopatológicos en la mucosa bucal y gástrica de ratas a las que se administró formaldehído en el agua de consumo durante 2 años, y aplicando un factor de incertidumbre de 100 (10 para la variación interespecífica y 10 para la variación intraespecífica). Dada la diferencia significativa entre las concentraciones esperadas de formaldehído en el agua de consumo y la concentración tolerable, no se considera necesario establecer un valor de referencia expreso para el formaldehído.

### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al formaldehído. La segunda edición de las Guías estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,9 mg/l para el formaldehído en el agua de consumo, y este valor es el indicado en la tercera edición.

### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

### ***Referencias principales***

- IPCS, 2002: *Formaldehyde*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 40).
- OMS, 2005: *Formaldehyde in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/48).

## 12.65 Glifosato y AMPA

El glifosato (número CAS 1071-83-6) es un herbicida de amplio espectro usado en agricultura y silvicultura, así como para el control de malas hierbas acuáticas. El glifosato sufre biodegradación microbiana en el suelo, en sedimentos acuáticos y en el agua, y su principal metabolito es el ácido aminometilfosfónico (AMPA) (número CAS 1066-51-9). El glifosato es químicamente estable en el agua y no está sujeto a degradación fotoquímica. La baja movilidad del glifosato en el suelo indica un potencial mínimo de contaminación de aguas subterráneas. Sin embargo, el glifosato puede llegar a las aguas superficiales y subsuperficiales tras el uso directo en las cercanías de medios acuáticos o por escorrentía o filtración tras su aplicación terrestre.

Los perfiles toxicológicos del glifosato y del AMPA son similares y se considera que ambos presentan una toxicidad baja. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,9 mg/l basado en la IDA colectiva, correspondiente al AMPA solo o en combinación con el glifosato, de 0,3 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 32 mg/kg de peso corporal al día (la máxima dosis evaluada), determinada en un estudio de toxicidad de 26 meses en ratas alimentadas con glifosato de calidad técnica y aplicando un factor de incertidumbre de 100.

Debido a la baja toxicidad del AMPA y el glifosato, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud calculado para el AMPA, solo o en combinación con el glifosato, es varios órdenes de magnitud

mayor que las concentraciones de glifosato o AMPA presentes habitualmente en el agua de consumo. Por lo tanto, en condiciones normales, la presencia de glifosato y AMPA en el agua de consumo no constituye un riesgo para la salud de las personas. Por este motivo, no se considera necesario establecer un valor de referencia para el glifosato y el AMPA.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al glifosato, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. Las dos primeras ediciones de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984 y 1993, no evaluaron el glifosato. En el apéndice a estas Guías, publicado en 1998, se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 5 mg/l para el glifosato aplicando la IDA calculada que figura en la monografía sobre el glifosato de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA), publicada en 1994. No obstante, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud es varios órdenes de magnitud mayor que las concentraciones presentes normalmente en el agua de consumo. Por lo tanto, en condiciones normales, la presencia de glifosato en el agua de consumo no constituye un riesgo para la salud de las personas, y no se consideró necesario establecer un valor de referencia para esta sustancia. Se señaló que la mayoría del AMPA, el principal metabolito del glifosato, encontrado en el agua procede de fuentes distintas de la degradación del glifosato.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 1998: *Pesticide residues in food – 1997 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/98.6).
- IPCS, 1994: *Glyphosate*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 159 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Glyphosate and AMPA in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/97).

### **12.66 Haloacetnitrilos (dicloroacetnitrilo, dibromoacetnitrilo, bromocloroacetnitrilo, tricloroacetnitrilo)**

Los acetnitrilos halogenados o haloacetnitrilos se generan durante la cloración o cloraminación del agua a partir de sustancias naturales, como algas, ácido fúlvico y material proteínico. En general, los aumentos de concentraciones de haloacetnitrilos se asocian con el aumento de la temperatura o la disminución del pH. Al parecer, los niveles de bromuro ambiental influyen, en alguna medida, en la especiación de los haloacetnitrilos. El dicloroacetnitrilo es, con diferencia, el haloacetnitrilo más predominante detectado en agua de consumo.

Valor de referencia provisional para el dicloroacetnitrilo	0,02 mg/l El valor de referencia para el dicloroacetnitrilo es provisional debido a las limitaciones de la base de datos toxicológica.
Valor de referencia para el dibromoacetnitrilo	0,07 mg/l
Presencia	Se han encontrado haloacetnitrilos en sistemas de distribución de aguas superficiales y subterráneas en concentraciones generalmente menores que 10 µg/l y habitualmente menores que 1 µg/l.
IDT	
Dicloroacetnitrilo	2,7 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 8 mg/kg de peso corporal al día correspondiente al aumento del peso relativo del hígado en ratas macho y hembra en un estudio de 90 días, aplicando un factor de incertidumbre de 3000 (teniendo en cuenta la variación inter e intraespecífica, la corta duración del estudio, el uso de una DMEAO mínima y las deficiencias de la base de datos).
Dibromoacetnitrilo	11 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 11,3 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la disminución del peso corporal en ratas F344 macho en un estudio de administración en el agua de bebida durante 90 días y un factor de incertidumbre de 1000 (que tiene en cuenta la variación inter e intraespecífica, la

	extrapolación de la exposición subcrónica a la crónica y las carencias de la base de datos).
Límite de detección	0,03 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Las concentraciones de cada uno de los haloacetoneitrilos pueden ser mayores que 0,01 mg/l aunque son más frecuentes concentraciones de 0,002 mg/l o menos. Es probable que las concentraciones de tricloroacetoneitrilo sean bastante menores que 0,001 mg/l. La reducción de los precursores orgánicos disminuirá su formación.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha concluido que el dicloroacetoneitrilo, el dibromoacetoneitrilo, el bromocloroacetoneitrilo y el tricloroacetoneitrilo no son clasificables con respecto a su capacidad cancerígena en el ser humano. Se ha demostrado que el dicloroacetoneitrilo y el bromocloroacetoneitrilo son mutágenos en ensayos bacterianos, pero el dibromoacetoneitrilo y el tricloroacetoneitrilo dieron resultados negativos. Estos cuatro haloacetoneitrilos indujeron el intercambio entre cromátidas hermanas, la formación de aductos con el ADN y la ruptura de cadenas de ADN en células de mamíferos *in vitro*, pero los resultados del ensayo de micronúcleos de ratón fueron negativos.

La mayoría de los estudios de embriotoxicidad y toxicidad para la función reproductora de los haloacetoneitrilos se realizaron con tricaprilinea como vehículo para la administración mediante alimentación forzada del compuesto objeto de estudio. Como posteriormente se demostró que la tricaprilinea es una sustancia embriotóxica que potenciaba los efectos del tricloroacetoneitrilo y, presuntamente, de otros haloacetoneitrilos, es probable que los resultados descritos en los estudios de embriotoxicidad que usan la tricaprilinea como vehículo para la alimentación forzada sobrestimen la embriotoxicidad de estos haloacetoneitrilos.

### **Dicloroacetoneitrilo**

El dicloroacetoneitrilo indujo pérdida de peso corporal y aumento del peso relativo del hígado en estudios a corto plazo. Aunque se ha demostrado su embriotoxicidad, los estudios emplearon tricaprilinea como vehículo para la administración forzada del alimento.

### **Dibromoacetoneitrilo**

Actualmente, se están realizando pruebas sobre la toxicidad crónica del dibromoacetoneitrilo en ratones y ratas. Ninguno de los estudios disponibles de embriotoxicidad y toxicidad para la función reproductora eran adecuados para su uso en la evaluación cuantitativa de la relación dosis-respuesta. La falta de datos puede ser especialmente relevante debido a que el cianuro, un metabolito del dibromoacetoneitrilo, es tóxico para el aparato reproductor masculino, y a la incertidumbre relativa a la importancia de los efectos testiculares observados en el estudio de 14 días en ratas del programa nacional de toxicología (NTP, *National Toxicology Program*) de los EE. UU..

### **Bromocloroacetoneitrilo**

Los datos disponibles son insuficientes para el cálculo de un valor de referencia para el bromocloroacetoneitrilo.

### **Tricloroacetoneitrilo**

Los datos disponibles son insuficientes para el cálculo de un valor de referencia para el tricloroacetoneitrilo. El valor de referencia provisional anterior de 1 µg/l se basó en un estudio de embriotoxicidad en el que se administró tricloroacetoneitrilo en un vehículo de tricaprilinea mediante alimentación forzada. Sin embargo, recientemente se evaluó de nuevo este estudio y se ha considerado poco fiable a tenor de los datos de un estudio más reciente que demuestra que la tricaprilinea potencia los efectos teratógenos y embriotóxicos provocados por los haloacetoneitrilos y altera el espectro de malformaciones fetales en las madres tratadas.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a los haloacetoneitrilos. Las Guías de 1993 establecieron los siguientes valores de referencia provisionales basados en efectos sobre la salud: 0,09 mg/l para el dicloroacetoneitrilo, 0,1 mg/l para el

dibromoacetoniitrilo y 0,001 mg/l para el tricloroacetoniitrilo. Los valores de referencia se designaron como provisionales debido a las limitaciones de las bases de datos (es decir, la falta de bioensayos de toxicidad a largo plazo y carcinogenicia). Los datos disponibles eran insuficientes para el cálculo de un valor de referencia para el bromocloroacetoniitrilo.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Halogenated acetonitriles in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/98).

### **12.67 Dureza**

La dureza del agua se debe al contenido de calcio y, en menor medida, de magnesio disueltos. Suele expresarse como cantidad equivalente de carbonato cálcico.

En función del pH y de la alcalinidad, una dureza del agua por encima de 200 mg/l aproximadamente puede provocar la formación de incrustaciones, sobre todo en las calefacciones. Las aguas blandas con una dureza menor que 100 mg/l aproximadamente tienen una capacidad de amortiguación baja y pueden ser más corrosivas para las tuberías.

Varios estudios epidemiológicos ecológicos y analíticos han demostrado la existencia de una relación inversa estadísticamente significativa entre la dureza del agua de consumo y las enfermedades cardiovasculares. Existen algunos indicios de que las aguas muy blandas pueden producir un efecto adverso en el equilibrio mineral, pero no se disponía de estudios detallados para su evaluación.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza. No obstante, el grado de dureza del agua puede afectar a su aceptabilidad por parte del consumidor en lo que se refiere al sabor y a la formación de incrustaciones (véase el capítulo 10).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la dureza. Las Normas internacionales de 1971 señalaron que el grado máximo permisible de dureza del agua de consumo era de 10 mEq/l (500 mg de carbonato cálcico por litro), basado en la aceptabilidad del agua para el uso doméstico. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984, concluyó que no existían pruebas sólidas de que el consumo de agua dura provocara efectos adversos en la salud de las personas y que, por tanto, no era necesaria ninguna recomendación relativa a la restricción del ablandamiento de las aguas municipales ni al mantenimiento de una concentración residual mínima de calcio o magnesio. Se estableció un valor de referencia de 500 mg/l (como carbonato cálcico) para la dureza, basado en consideraciones sobre el sabor y el uso doméstico. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza aunque, si ésta se encontraba por encima de 200 mg/l aproximadamente, podía provocar la formación de incrustaciones en el sistema de distribución. La aceptabilidad por parte de la población del grado de dureza puede variar considerablemente de una comunidad a otra, según las condiciones locales; los consumidores toleran, en algunos casos, el sabor del agua con una dureza mayor que 500 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Hardness in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/6).

## 12.68 Heptacloro y epóxido de heptacloro

El heptacloro (número CAS 76-44-8) es un insecticida de amplio espectro cuyo uso se ha prohibido o restringido en muchos países. En la actualidad, el heptacloro se usa principalmente para el control de las termitas y se aplica mediante inyección en el subsuelo. El heptacloro es bastante persistente en el suelo, donde se transforma principalmente en su epóxido. El epóxido de heptacloro (número CAS 1024-57-3) es muy resistente a la degradación ulterior. El heptacloro y el epóxido de heptacloro se unen a las partículas del suelo y migran muy lentamente. Se han detectado concentraciones del orden de nanogramos por litro de heptacloro y epóxido de heptacloro en el agua de consumo. Se considera que los alimentos son la principal fuente de exposición al heptacloro aunque la ingesta está disminuyendo.

La exposición prolongada al heptacloro se ha asociado con daños en el hígado y en el sistema nervioso central. En 1991, el CIIC examinó los datos sobre el heptacloro y concluyó que las pruebas sobre su capacidad cancerígena eran suficientes en animales e insuficientes en el ser humano, por lo que lo clasificó en el Grupo 2B. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,03 µg/l para el heptacloro y el epóxido de heptacloro a partir de una IDTP de 0,1 µg/kg de peso corporal, basándose en una DSEAO correspondiente al heptacloro de 0,025 mg/kg de peso corporal al día derivada de dos estudios realizados en perros, teniendo en cuenta las carencias de la base de datos y asignando un 1% de la IDTP al agua de consumo. Sin embargo, puesto que el heptacloro y el epóxido de heptacloro aparecen en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia. También debe señalarse que no suelen alcanzarse concentraciones menores que 0,1 µg/l mediante las técnicas de tratamiento convencionales.

### *Antecedentes de la determinación del valor de referencia*

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al heptacloro ni al epóxido de heptacloro, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el heptacloro y el epóxido de heptacloro de 0,1 µg/l, basándose en la IDA recomendada por la JMPR. Se señaló que este valor de referencia era menor que el valor que se habría calculado al aplicar el modelo multietapa a un incremento previsto del riesgo vitalicio de cáncer de 1 por 100 000. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,03 µg/l para el heptacloro, basado en una IDA determinada por la JMPR en 1991 y teniendo en cuenta el hecho de que, según parece, la principal fuente de exposición es la comida.

### *Fecha de evaluación*

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### *Referencias principales*

FAO/OMS, 1992: *Pesticide residues in food – 1991. Evaluations – 1991. Part II. Toxicology*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/92.52).

FAO/OMS, 1995: *Pesticide residues in food – 1994. Reunión conjunta del Cuadro de expertos de la FAO en residuos de plaguicidas en los alimentos y el medio ambiente y el Grupo de evaluación toxicológica básica de la OMS sobre residuos de plaguicidas*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (Estudio FAO: producción y protección vegetal n.º 127).

OMS, 2003: *Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/99).

## 12.69 Hexaclorobenceno (HCB)

La principal aplicación agrícola del HCB (número CAS 118-74-1) era como tratamiento antifúngico de semillas de cultivos, pero ahora su uso es infrecuente. En la actualidad, aparece básicamente como subproducto de diversos procesos químicos o como impureza en algunos plaguicidas. El HCB se distribuye en todo el medio ambiente porque posee movilidad y resistencia a la degradación. Es bioacumulable en los organismos debido a sus propiedades fisicoquímicas y a su lenta eliminación. El HCB se detecta habitualmente en concentraciones bajas en alimentos y suele estar presente también en

concentraciones bajas en el aire ambiente. Se ha detectado con poca frecuencia, y en concentraciones muy bajas (por debajo de 0,1 µg/l), en sistemas de abastecimiento de agua de consumo.

Después de evaluar las pruebas sobre la capacidad cancerígena del HCB en animales y personas, el CIIC lo ha incluido en el Grupo 2B. Se ha demostrado que el HCB induce tumores en tres especies de animales y en distintos órganos. Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 1 µg/l para el HCB aplicando el modelo multietapa linealizado de extrapolación de dosis bajas a los tumores de hígado observados en ratas hembra en un estudio de alimentación de 2 años. Se puede calcular, mediante un método alternativo (TD<sub>05</sub> o dosis oncógena<sub>05</sub>) un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,16 µg/kg de peso corporal al día, que corresponde a una concentración en el agua de consumo de aproximadamente 0,05 µg/l, suponiendo una asignación al agua de consumo del 1% del valor de referencia.

Puesto que los valores de referencia basados en efectos sobre la salud resultantes de ambos métodos son bastante más altos que las concentraciones de HCB detectadas, en su caso, en el agua de consumo (que son inferiores a un nanogramo por litro), no se considera necesario establecer un valor de referencia para el HCB en el agua de consumo. El hexaclorobenceno está incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al HCB, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el HCB de 0,01 µg/l, calculado a partir del modelo de extrapolación lineal multietapa para un riesgo de cáncer menor que 1 por 100 000 para una exposición vitalicia; se señaló que la incertidumbre del modelo matemático utilizado era considerable. Las Guías de 1993 calcularon un valor de referencia de 1 µg/l para el HCB en el agua de consumo, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10<sup>-5</sup>.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

IPCS, 1997: *Hexachlorobenzene*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 195 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Hexachlorobenzene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/100).

### **12.70 Hexaclorobutadieno (HCBd)**

El HCBd se usa como disolvente en la fabricación de gas cloro, como plaguicida, como sustancia intermedia en la fabricación de compuestos de caucho y como lubricante. Se han descrito concentraciones de hasta 6 µg/l en vertidos de plantas de fabricación de productos químicos. También se encuentra en el aire y los alimentos.

Valor de referencia	0,0006 mg/l (0,6 µg/l)
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones de unos pocos microgramos por litro y en agua de consumo en concentraciones por debajo de 0,5 µg/l.
IDT	0,2 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,2 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la nefrotoxicidad observada en un estudio de alimentación de 2 años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la escasez de pruebas de la capacidad cancerígena y la genotoxicidad de algunos metabolitos).
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS; 0,18 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg

• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El límite de cuantificación práctico para el HCBD es del orden de 2 µg/l, pero las concentraciones en el agua de consumo pueden controlarse indicando el contenido de HCBD de los productos que entran en contacto con ella.

### **Reseña toxicológica**

El HCBD se absorbe y se metaboliza rápidamente mediante su conjugación con glutatión. La metabolización ulterior de este conjugado puede producir un derivado nefrotóxico. Se observaron tumores de riñón en un estudio de exposición oral prolongada en ratas. No se ha demostrado que el HCBD sea cancerígeno mediante otras vías de exposición. El CIIC lo ha clasificado en el Grupo 3. En ensayos bacterianos de la capacidad del HCBD de producir mutaciones puntuales se han obtenido resultados positivos y negativos; no obstante, varios metabolitos han producido resultados positivos.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al HCBD. Las Guías de 1993 calcularon un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,0006 mg/l para el HCBD, y señalaron que el límite de cuantificación práctico para el HCBD es del orden de 0,002 mg/l, pero las concentraciones en el agua de consumo pueden controlarse indicando el contenido de HCBD de los productos que entran en contacto con ella.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

IPCS, 1994: *Hexachlorobutadiene*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 156 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Hexachlorobutadiene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/101).

## **12.71 Sulfuro de hidrógeno**

El sulfuro de hidrógeno es un gas con un olor desagradable característico a «huevos podridos» y es detectable en concentraciones muy bajas (por debajo de 0,8 µg/m<sup>3</sup>) en el aire. Se forma por hidrólisis de los sulfuros en el agua. Sin embargo, la concentración de sulfuro de hidrógeno en el agua de consumo será generalmente baja porque los sulfuros se oxidan rápidamente en aguas bien oxigenadas.

La toxicidad aguda para las personas del sulfuro de hidrógeno inhalado es alta; se puede observar irritación ocular por inhalación de concentraciones del gas de 15-30 mg/m<sup>3</sup>. Aunque no hay datos sobre su toxicidad por vía oral, es improbable que una persona pueda ingerir una dosis nociva de sulfuro de hidrógeno en el agua de consumo. Por consiguiente, no se propone ningún valor de referencia; no obstante, el sulfuro de hidrógeno no debe ser detectable en el agua de consumo por su sabor u olor (véase el capítulo 10).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al sulfuro de hidrógeno. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó que el sulfuro de hidrógeno no fuese detectable por el consumidor, basándose en consideraciones relativas a las características organolépticas del agua. No se consideró necesario establecer un valor de referencia ya que el consumidor puede detectar fácilmente cualquier contaminación. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud, ya que no hay datos sobre la toxicidad por vía oral; no obstante, es improbable que una persona pueda ingerir una dosis nociva de sulfuro de hidrógeno en el agua de consumo. Se calcula que los umbrales gustativo y olfativo del sulfuro de hidrógeno se encuentran entre 0,05 y 0,1 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Hydrogen sulfide in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/7).

## **12.72 Estaño inorgánico**

El estaño se emplea principalmente en la producción de recubrimientos usados en la industria alimentaria. Por lo tanto, los alimentos, sobre todo los enlatados, son la principal vía de exposición del ser humano al estaño. El agua de consumo no constituye una fuente significativa de ingesta de estaño para la población general y la presencia de concentraciones mayores que 1-2 µg/l es excepcional. No obstante, cada vez se utiliza más el estaño en materiales de soldaduras, que se pueden usar en fontanería doméstica, y se ha propuesto su uso como inhibidor de la corrosión.

El estaño y los compuestos inorgánicos de estaño se absorben poco en el aparato digestivo, no se acumulan en los tejidos y se excretan rápidamente, principalmente en las heces.

No se ha observado un aumento de la incidencia de tumores en los estudios de carcinogénesis a largo plazo realizados en ratones y ratas alimentados con cloruro de estaño. Tampoco se ha demostrado que el estaño sea teratógeno ni fetotóxico en ratones, ratas o hámsteres. La DSEAO en un estudio de alimentación a largo plazo en ratas fue de 20 mg/kg de peso corporal al día.

La irritación gástrica aguda ha sido el principal efecto adverso para el ser humano por la presencia de concentraciones excesivas de estaño en bebidas enlatadas (mayores que 150 mg/kg) u otro tipo de comida enlatada (mayores que 250 mg/kg). No hay indicios de efectos adversos para las personas asociados a la exposición crónica al estaño.

En 1989, el JECFA estableció una ISTP de 14 mg/kg de peso corporal a partir de una IDT de 2 mg/kg de peso corporal por considerarse que la toxicidad del estaño consiste en una irritación gastrointestinal aguda cuyo umbral es aproximadamente de 200 mg/kg en los alimentos, lo que fue corroborado por el JECFA en el año 2000. Dada su toxicidad baja, la presencia de estaño en el agua de consumo no es, por tanto, peligrosa para la salud de las personas. Por este motivo, no se considera necesario el establecimiento de un valor de referencia para el estaño inorgánico.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al estaño inorgánico. Las Normas internacionales de 1971 indicaron que se debería controlar la presencia de estaño en el agua de consumo, pero que no se disponía de información suficiente para establecer un límite provisional. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al estaño. En las Guías de 1993 no se consideró necesario el establecimiento de un valor de referencia para el estaño inorgánico, ya que, dada su toxicidad baja, se podía calcular un valor de referencia provisional tres órdenes de magnitud mayor que la concentración de estaño normal en el agua de consumo. Por lo tanto, la presencia de estaño en el agua de consumo no es peligrosa para la salud de las personas.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Inorganic tin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/115).

## **12.73 Yodo**

El yodo se encuentra naturalmente en el agua en forma de yoduro. La oxidación del yoduro durante el tratamiento del agua genera cantidades mínimas de yodo. En ocasiones, se usa yodo para la desinfección del agua sobre el terreno o en situaciones de emergencia.



Además, es un elemento esencial para la síntesis de las hormonas tiroideas. Las estimaciones sobre el aporte necesario en la dieta de una persona adulta oscilan entre 80 y 150 µg/día. En muchas partes del mundo hay carencias nutricionales de yodo. En 1988, el JECFA estableció una MIDTP de yodo de 1 mg/día (17 µg/kg de peso corporal al día) de todas las fuentes, basándose principalmente en datos sobre los efectos del yoduro. Sin embargo, datos recientes de estudios realizados en ratas indican que el yodo presente en el agua de consumo produce efectos sobre las concentraciones sanguíneas de hormonas tiroideas diferentes de los efectos del yoduro.

Por lo tanto, los datos disponibles sugieren que el cálculo de un valor de referencia para el yodo basado en la información sobre los efectos del yoduro es inadecuado, y hay pocos datos relevantes sobre los efectos del yodo. Puesto que no se recomienda el uso del yodo para la desinfección a largo plazo, es improbable que se produzca una exposición vitalicia a concentraciones de yodo características de la desinfección del agua con yodo. Por estos motivos, a día de hoy no se ha establecido un valor de referencia para el yodo. No obstante, es necesario proporcionar orientación sobre el uso del yodo como desinfectante en situaciones de emergencia y a los viajeros.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al yodo. Las Guías de 1993 no establecieron un valor de referencia para el yodo porque los datos disponibles sugerían que el cálculo de un valor de referencia para el yodo basado en la información disponible sobre los efectos del yoduro es inadecuado, y hay pocos datos relevantes sobre los efectos del yodo; además, puesto que no se recomienda el uso del yodo para la desinfección a largo plazo, es improbable que se produzca una exposición vitalicia a concentraciones de yodo características de la desinfección del agua con yodo.

#### ***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Iodine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/46).

## **12.74 Hierro**

El hierro es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre. Está presente en aguas dulces naturales en concentraciones de 0,5 a 50 mg/l. También puede haber hierro en el agua de consumo debido a la utilización de coagulantes de hierro o a la corrosión de tuberías de acero o hierro colado durante la distribución del agua.

El hierro es un elemento esencial en la nutrición humana. Las necesidades diarias mínimas de este elemento varían en función de la edad, el sexo, el estado físico y la biodisponibilidad del hierro, y oscilan entre 10 y 50 mg/día.

En 1983, el JECFA estableció una MIDTP de 0,8 mg/kg de peso corporal para prevenir la acumulación excesiva de hierro en el organismo, aplicable al hierro de todas las fuentes excepto a los óxidos de hierro utilizados como colorantes y a los complementos de hierro que se toman durante el embarazo y la lactancia o por necesidades clínicas concretas. Si se asigna un 10% de la MIDTP al agua de consumo, se obtiene un valor de unos 2 mg/l, que no supone un peligro para la salud. A concentraciones inferiores se verán afectados generalmente el sabor y aspecto del agua de consumo (véase el capítulo 10).

No se propone ningún valor de referencia para el hierro en el agua de consumo.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de hierro superiores a 1,0 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 conservaron este valor como concentración máxima admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 0,3 mg/l para el hierro como valor de compromiso entre su utilización para el tratamiento del agua y consideraciones relativas a las características organolépticas. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el hierro en el agua de consumo, pero se mencionó que puede calcularse un valor de unos 2 mg/l a partir de la MIDTP establecida por la JECFA en 1983 para prevenir la acumulación excesiva de hierro en el organismo. El

hierro mancha la ropa lavada y los accesorios de fontanería en concentraciones mayores que 0,3 mg/l; concentraciones de hierro inferiores a 0,3 mg/l generalmente no confieren sabor apreciable al agua, y concentraciones de 1-3 mg/l pueden resultar aceptables para quienes beben agua de pozos anaerobios.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Iron in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/8).

### **12.75 Isoproturón**

El isoproturón (número CAS 34123-59-6) es un herbicida sistémico selectivo que se utiliza para controlar las malas hierbas de hoja ancha y gramíneas anuales en cultivos de cereales. Se puede fotodegradar, hidrolizar y biodegradar, su persistencia es de días a semanas y presenta movilidad en el suelo. Hay datos que indican que la exposición a este compuesto por el consumo de alimentos es baja.

Valor de referencia	0,009 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas, normalmente en concentraciones inferiores a 0,1 µg/l; en el agua de consumo, se han detectado en ocasiones concentraciones superiores a 0,1 µg/l
IDT	3 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de aproximadamente 3 mg/kg de peso corporal en un estudio de 90 días en perros y en un estudio de alimentación de 2 años en ratas, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para las pruebas de carcinogenicidad no genotóxica en ratas)
Límite de detección	10-100 ng/l mediante HPLC en fase inversa seguida de detección electroquímica o UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante ozonización
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

El isoproturón produce toxicidad aguda baja y toxicidad baja o moderada tras exposiciones breves o prolongadas. No posee actividad genotóxica significativa, pero produce una notable inducción enzimática y hepatomegalia. El isoproturón ocasionó un aumento de carcinomas hepatocelulares en ratas hembra y macho, pero este aumento se manifestó únicamente con dosis que también causaban toxicidad hepática. No parece que el isoproturón sea un carcinógeno completo, sino más bien un promotor tumoral.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al isoproturón, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el isoproturón, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el isoproturón en el agua de consumo de 0,009 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Isoproturon in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/37).

## 12.76 Plomo

El plomo se utiliza principalmente en soldaduras, aleaciones y baterías de plomo. Además, los compuestos de plomo orgánicos tetraetilo y tetrametilo de plomo se han utilizado también mucho como agentes lubricantes y antidetonantes en la gasolina, aunque en muchos países se está abandonando su uso para estos fines. Debido a la disminución del uso de aditivos con plomo en la gasolina y de soldaduras con plomo en la industria alimentaria sus concentraciones en el aire y los alimentos están disminuyendo, y es mayor la proporción de la ingesta por el agua de consumo respecto de la ingesta total. El plomo que se encuentra en el agua de grifo rara vez procede de la disolución de fuentes naturales, sino que proviene principalmente de instalaciones de fontanería domésticas que contienen plomo en las tuberías, las soldaduras, los accesorios o las conexiones de servicio a las casas. La cantidad de plomo que se disuelve de las instalaciones de fontanería depende de varios factores como el pH, la temperatura, la dureza del agua y el tiempo de permanencia del agua en la instalación. El plomo es más soluble en aguas blandas y ácidas.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo son, por lo general, menores que 5 µg/l, aunque se han medido concentraciones mucho más altas (mayores que 100 µg/l) en instalaciones con accesorios de plomo.
ISTP	25 µg/kg de peso corporal (equivalente a 3,5 µg/kg de peso corporal al día) para lactantes y niños, teniendo en cuenta que el plomo es una sustancia tóxica acumulativa y que no debe acumularse plomo en el organismo
Límite de detección	1 µg/l mediante AAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No es un contaminante del agua bruta, de modo que no se aplica tratamiento.
Cálculo del valor de referencia	50% de la ISTP
• asignación al agua	lactante de 5 kg
• peso	0,75 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Dado que los lactantes se consideran el subgrupo de población más sensible, este valor de referencia también protegerá al resto de los grupos de edad.</li><li>• El caso del plomo es excepcional, ya que la mayoría del plomo del agua de consumo proviene de las instalaciones de fontanería de los edificios y la principal solución es eliminar todas las tuberías y accesorios que contienen plomo. Esto exige mucho tiempo y dinero, y se reconoce que no toda el agua alcanzará este valor inmediatamente. Mientras tanto, deben aplicarse todas las demás medidas prácticas que puedan reducir la exposición total al plomo, incluido el control de la corrosión.</li></ul>

### Reseña toxicológica

En el ser humano, puede producirse transferencia de plomo a través de la placenta ya desde la duodécima semana de gestación y continuar durante todo el desarrollo. Los niños de corta edad absorben 4 o 5 veces más plomo que los adultos y la semivida biológica del plomo puede ser considerablemente más alta en los niños que en los adultos. El plomo es una sustancia tóxica general que se acumula en el esqueleto. Los lactantes, los niños de hasta 6 años y las mujeres embarazadas son las personas más vulnerables a sus efectos adversos para la salud. En niños con concentraciones sanguíneas de plomo de tan sólo 5 µg/dl se ha observado inhibición de la actividad de la  $\delta$ -aminolevulínico-deshidratasa (porfobilinógeno-sintasa, una de las enzimas principales que intervienen en la biosíntesis del grupo hemo), aunque no se ha asociado ningún efecto adverso a su inhibición en estas concentraciones. El plomo también interfiere con el metabolismo del calcio, tanto directamente como por interferencia con el metabolismo de la vitamina D. Estos efectos se han observado en niños con concentraciones sanguíneas de plomo de 12 a 120 µg/dl y no hay pruebas de que exista un umbral. El plomo es tóxico tanto para el sistema nervioso central como para el periférico e induce efectos neurológicos extraencefálicos y efectos conductuales. Se han comprobado mediante métodos electrofisiológicos efectos sobre el sistema nervioso central en niños

con concentraciones sanguíneas de plomo mucho menores que 30 µg/dl. En conjunto, las pruebas obtenidas en estudios epidemiológicos transversales indican que hay asociaciones estadísticamente significativas entre concentraciones sanguíneas de plomo de 30 µg/dl o mayores y una disminución de unos cuatro puntos en el cociente intelectual de los niños. Los resultados de estudios epidemiológicos prospectivos (longitudinales) sugieren que la exposición prenatal al plomo puede tener efectos precoces en el desarrollo mental que no persisten hasta los cuatro años de edad. Investigaciones realizadas en primates apoyan los resultados de los estudios epidemiológicos, ya que se han observado efectos significativos conductuales y cognitivos tras exposiciones posnatales que ocasionaron concentraciones sanguíneas de plomo de 11 a 33 µg/dl. En animales de experimentación expuestos a concentraciones altas de compuestos de plomo en los alimentos se han desarrollado tumores renales, y el CIIC ha clasificado el plomo y los compuestos inorgánicos de plomo en el Grupo 2B (posiblemente cancerígenos para el ser humano). No obstante, hay pruebas de estudios en personas de que pueden producirse efectos neurotóxicos adversos distintos del cáncer con concentraciones de plomo muy bajas, y un valor de referencia basado en estos otros efectos también protegerá de los efectos cancerígenos.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de plomo de 0,1 mg/l basándose en sus posibles efectos perjudiciales para la salud. En las Normas internacionales de 1963 este valor se redujo a 0,05 mg/l. El límite superior provisional de concentración se aumentó a 0,1 mg/l en las Normas internacionales de 1971 porque esta era una concentración aceptada en muchos países y se había consumido agua durante muchos años sin que se produjeran efectos adversos aparentes; además, era difícil alcanzar una concentración más baja en los países donde se usaban tuberías de plomo. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,05 mg/l. En las Guías de 1993 se propuso un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,01 mg/l a partir de la ISTP establecida por el JECFA para lactantes y niños, basándose en que el plomo es una sustancia tóxica acumulativa y en que no debe acumularse plomo en el organismo. Dado que los lactantes se consideran el subgrupo de población más sensible, este valor de referencia también protegerá al resto de los grupos de edad. En las Guías se reconoció también que el caso del plomo es excepcional, ya que la mayoría del plomo del agua de consumo proviene de las tuberías y la solución principal es eliminar todas las tuberías y accesorios que contengan plomo. Dado que esto exige mucho tiempo y dinero, se reconoce que no toda el agua alcanzará este valor inmediatamente. Mientras tanto, deben aplicarse todas las demás medidas prácticas que puedan reducir la exposición total al plomo, incluido el control de la corrosión. El JECFA ha examinado nuevamente el plomo y ha confirmado la ISTP calculada con anterioridad.

#### ***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Lead in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/9).

### **12.77 Lindano**

El lindano,  $\gamma$ -hexaclorociclohexano o  $\gamma$ -HCH (número CAS 58-89-9) se utiliza como insecticida en cultivos de frutales y hortalizas, en el tratamiento de semillas y en silvicultura. También tiene un uso terapéutico como antiparasitario para personas y animales. La utilización del lindano se ha restringido en varios países. El lindano puede degradarse en el suelo y rara vez se filtra a las aguas subterráneas; en las aguas superficiales puede eliminarse por evaporación. Las personas están expuestas principalmente por los alimentos, pero esta vía de exposición está disminuyendo. También puede haber exposición derivada de su utilización en la salud pública y como conservante de la madera.

Valor de referencia	0,002 mg/l
Presencia	Se ha detectado tanto en aguas superficiales como subterráneas, normalmente en concentraciones inferiores a 0,1 µg/l, aunque se han medido concentraciones de hasta 12 µg/l en ríos contaminados con aguas residuales
IDA	0,005 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,47 mg/kg de peso corporal

	al día en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de 2 años en ratas en el que con las dosis mayores se produjo un aumento de la incidencia de hipertrofia hepatocelular periportal, del peso del hígado y el bazo y de la mortalidad, aplicando un factor de incertidumbre de 100
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	1% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El lindano resultó tóxico para el riñón y el hígado tras su administración por vía oral, cutánea o por inhalación en estudios a corto y a largo plazo de toxicidad y toxicidad para la función reproductora en ratas. La toxicidad renal del lindano afectó específicamente a las ratas macho y no se consideró relevante para la evaluación de riesgos para las personas debido a que es una consecuencia de la acumulación de  $\alpha_2$ -globulina, una proteína que no se encuentra en el ser humano. En diversos estudios en ratones, ratas y conejos se observó hipertrofia hepatocelular que revirtió parcialmente después de un periodo de recuperación de hasta seis semanas. El lindano no indujo una respuesta cancerígena en ratas ni en perros pero, en un estudio de la importancia de los antecedentes genéticos en la latencia y la incidencia de la oncogenia, produjo un aumento de la incidencia de adenomas y carcinomas hepáticos en ratones agutí y pseudoagutí, pero no en ratones negros ni de ninguna otra estirpe. La JMPR concluyó que no había pruebas de genotoxicidad. Dada la ausencia de genotoxicidad y basándose en el conjunto de las pruebas de los estudios de carcinogenicidad, la JMPR concluyó que es poco probable que el lindano constituya un riesgo de cáncer para el ser humano. Además, no se encontró ninguna correlación con el lindano en un estudio epidemiológico diseñado para evaluar la posible asociación entre el cáncer de mama y la exposición a plaguicidas clorados.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al lindano, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el lindano de 3 µg/l, basado en la IDA recomendada por la JMPR. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 2 µg/l para el lindano en el agua de consumo basándose en un estudio utilizado por la JMPR en 1989 para establecer una IDA, pero utilizando una estimación de la ingesta del compuesto considerada más apropiada a tenor de otros datos y reconociendo que puede producirse una exposición considerable al lindano debida a su uso en la salud pública y como conservante de la madera.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 2002: *Pesticide residues in food – 2002*. Roma (Italia), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (Estudio FAO: producción y protección vegetal n.º 172).
- OMS, 2003: *Lindane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/102).

## **12.78 Malatión**

El malatión (número CAS 121-75-5) se utiliza habitualmente para el control de mosquitos y de diversos insectos que infestan frutas, hortalizas y los arbustos y plantas ornamentales. También se puede encontrar en otros plaguicidas para uso en el interior de edificios, para el control de garrapatas e insectos en animales de compañía y de piojos de la cabeza y del cuerpo en las personas. En las condiciones menos

favorables (por ejemplo, pH bajo y contenido orgánico bajo), el malatión puede persistir en el agua y tener un periodo de semidegradación de meses o incluso años. No obstante, parece que en la mayoría de las condiciones este periodo es de unos 7-14 días. Se ha detectado malatión en aguas superficiales y en agua de consumo en concentraciones inferiores a 2 µg/l.

El malatión inhibe la actividad de la colinesterasa en ratones, ratas y personas. También aumentó la incidencia de adenomas hepáticos en ratones cuando se les suministró en los alimentos. La mayoría de las pruebas indican que el malatión no es genotóxico, aunque algunos estudios indican que puede producir alteraciones cromosómicas e intercambio entre cromátidas hermanas *in vitro*. La JMPR concluyó que el malatión no es genotóxico.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud para el malatión de 0,9 mg/l si se asigna al agua de consumo el 10% de la IDA establecida por la JMPR, basada en una DSEAO de 29 mg/kg de peso corporal al día en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de dos años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 100 y respaldada por una DSEAO de 25 mg/kg de peso corporal al día obtenida en un estudio de embriotoxicidad en ratones. No obstante, la ingesta de malatión de todas las fuentes es, por lo general, baja y mucho menor que la IDA. Dado que esta sustancia química está presente en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que el valor basado en efectos sobre la salud, es poco probable que la presencia de malatión en el agua de consumo en condiciones habituales constituya un peligro para la salud de las personas. Por lo tanto, no se considera necesario calcular un valor de referencia para el malatión en el agua de consumo.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al malatión, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El malatión no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

FAO/OMS, 1998: *Pesticide residues in food – 1997 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/98.6).

OMS, 2003: *Malathion in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/103).

## **12.79 Manganese**

El manganeso es uno de los metales más abundantes de la corteza terrestre, y su presencia suele estar asociada a la del hierro. Se utiliza principalmente en la fabricación de aleaciones de hierro y acero, como oxidante para la limpieza, el blanqueado y la desinfección en forma de permanganato potásico, y como ingrediente de diversos productos. Más recientemente, se ha utilizado en América del Norte en un compuesto orgánico, el MMT, como potenciador del octanaje de la gasolina. En algunos lugares se utilizan arenas verdes de manganeso para el tratamiento del agua potable. El manganeso es un elemento esencial para el ser humano y otros animales y está presente de forma natural en muchos alimentos. Los estados de oxidación más importantes para la biología y el medio ambiente son el Mn<sup>2+</sup>, el Mn<sup>4+</sup> y el Mn<sup>7+</sup>. Hay manganeso de origen natural en muchas fuentes de agua superficiales y subterráneas, sobre todo en condiciones anaerobias o de microoxidación, y es la fuente más importante de manganeso en el agua de consumo, aunque la mayor exposición proviene, habitualmente, de los alimentos.

Valor de referencia	0,4 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua dulce varían habitualmente entre 1 y 200 µg/l, aunque se han descrito concentraciones de hasta 10 mg/l en aguas subterráneas ácidas y niveles aún más altos en aguas aerobias, habitualmente asociados a contaminación industrial
IDT	0,06 mg/kg de peso corporal, basada en el valor máximo del intervalo de ingesta de manganeso, 11 mg/día, determinado mediante estudios sobre la alimentación, para el

	que no se observan efectos adversos (es decir, se considera una DSEAO), aplicando un factor de incertidumbre de 3 para tener en cuenta la posiblemente mayor biodisponibilidad del manganeso presente en el agua
Límite de detección	0,01 µg/l mediante AAS; 0,05 µg/l mediante ICP/MS; 0,5 µg/l mediante ICP/espectroscopía de emisión óptica; 1 µg/l mediante EAAS; 10 µg/l mediante FAAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,05 mg/l mediante oxidación y filtración.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT (debido a que el manganeso es un oligoelemento esencial)
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	La presencia de manganeso en el agua de consumo será rechazada por los consumidores si se deposita en los conductos de agua y ocasiona la coloración del agua. Los consumidores suelen aceptar concentraciones inferiores a 0,05-0,1 mg/l; estas concentraciones pueden a veces producir sedimentos negros en los conductos de agua tras periodos prolongados, pero esto puede variar en función de las circunstancias locales.

### **Reseña toxicológica**

El manganeso es un elemento esencial para el ser humano y otros animales. Tanto la carencia como la sobreexposición pueden causar efectos adversos. Se sabe que el manganeso produce efectos neurológicos tras la exposición por inhalación, especialmente de tipo laboral, y hay estudios epidemiológicos que han notificado efectos neurológicos adversos tras la exposición prolongada a concentraciones muy altas en el agua de consumo. Sin embargo, en esos estudios hay varios posibles factores de confusión significativos y en otros varios estudios no se han observado efectos adversos tras la exposición por el agua de consumo. Los datos de estudios en animales, especialmente los de roedores, no son convenientes para la evaluación de riesgos en las personas debido a que las necesidades orgánicas de manganeso varían entre las especies. Además, el valor de los roedores para la evaluación de efectos neuroconductuales es limitado, debido a que los efectos neurológicos observados en los primates (como los temblores o los trastornos de la marcha) a menudo van precedidos o acompañados de síntomas psíquicos (como irritabilidad o inestabilidad emocional) que no se observan en los roedores. La utilidad para una evaluación cuantitativa de riesgos del único estudio en primates es limitada, debido a que se estudió una sola dosis en un número reducido de animales y no se informó del contenido de manganeso en la alimentación de base.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de manganeso superiores a 0,5 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 conservaron este valor como concentración máxima admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 0,1 mg/l para el manganeso basado en sus propiedades colorantes. Las Guías de 1993 concluyeron que, a pesar de que ningún estudio es adecuado por sí solo para el cálculo de un valor de referencia, el conjunto de las pruebas de estudios de la ingesta diaria real y de toxicidad en animales de laboratorio a los que se suministró manganeso en el agua de bebida, un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,5 mg/l debería ser adecuado para proteger la salud pública. También se señaló que los consumidores suelen considerar aceptable el agua con concentraciones inferiores a 0,1 mg/l, aunque esto puede variar en función de las circunstancias locales.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- IPCS, 1999: *Manganese and its compounds*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 12).
- OMS, 2003: *Manganese in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/104).

## 12.80 MCPA [ácido 4-(2-metil-4-clorofenoxi)acético]

El MCPA (número CAS 94-74-6) es un herbicida clorofenoxiácido de posemergencia muy soluble y muy móvil que puede filtrarse del suelo. Lo metabolizan las bacterias, puede sufrir degradación fotoquímica y su persistencia en el agua es escasa.

Valor de referencia	0,002 mg/l
Presencia	No se detecta con frecuencia en el agua de consumo; en aguas superficiales y subterráneas se han medido concentraciones por debajo de 0,54 y 5,5 µg/l, respectivamente.
IDT	0,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,15 mg/kg de peso corporal correspondiente a la toxicidad renal y hepática observada con dosis más altas en un estudio de alimentación de 1 año en perros, con un factor de incertidumbre de 300 (100 para la variación inter e intraespecífica y 3 para las deficiencias de la base de datos)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS y mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante CAG u ozonización
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### *Reseña toxicológica*

Los datos disponibles son escasos y poco concluyentes con respecto a la genotoxicidad del MCPA. El CIIC evaluó el MCPA en 1983 y concluyó que los datos disponibles sobre el ser humano y los animales de experimentación eran insuficientes para evaluar su capacidad cancerígena. Evaluaciones posteriores del CIIC, en 1986 y 1987, sobre los herbicidas clorofenoxiácidos concluyeron que las pruebas sobre su capacidad cancerígena eran escasas para el ser humano e insuficientes para los animales (Grupo 2B). Estudios recientes de carcinogenia en ratas y ratones no indicaron que el MCPA fuera cancerígeno. No hay suficientes datos epidemiológicos disponibles sobre la exposición al MCPA por sí solo.

### *Antecedentes de la determinación del valor de referencia*

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al MCPA, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el MCPA, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el MCPA en el agua de consumo de 0,002 mg/l.

### *Fecha de evaluación*

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### *Referencia principal*

OMS, 2003: *MCPA in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/38).

## 12.81 Mecoprop (MCP; ácido 2-(4-cloro-2-metilfenoxi)propiónico)

Los periodos de semidegradación de los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el mecoprop (número CAS 93-65-2; 7085-19-0, la mezcla racémica), en el medio ambiente son del orden de varios días. No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiácidos en los alimentos.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiácidos en el agua de consumo; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro.
IDT	3,33 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 1 mg/kg de peso corporal



	correspondiente a efectos sobre el peso de los riñones en estudios de 1 y 2 años en ratas, con un factor de incertidumbre de 300 (100 para la variación inter e intraespecífica y 3 para las limitaciones de la base de datos)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS y 0,01-0,02 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante CAG u ozonización
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxiácidos, en conjunto, en el Grupo 2B. No obstante, los datos disponibles de estudios en animales y poblaciones expuestas no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxiácido concreto. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. La administración de mecoprop en la alimentación produjo una disminución del peso relativo de los riñones (en ratas y perros *beagle*), un aumento del peso relativo del hígado (en ratas), efectos en los parámetros sanguíneos (en ratas y perros *beagle*) y un menor aumento del peso corporal (en perros *beagle*) en estudios a corto y largo plazo.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el mecoprop, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el mecoprop, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el mecoprop de 0,01 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## **12.82 Mercurio**

El mercurio se utiliza en la producción electrolítica de cloro, en electrodomésticos, en amalgamas dentales y como materia prima para diversos compuestos de mercurio. Se ha demostrado que el mercurio inorgánico se metila en agua dulce y en agua de mar, aunque se cree que casi todo el mercurio del agua de consumo no contaminada está en forma de Hg<sup>2+</sup>; por lo tanto, no es probable que haya ningún riesgo directo de consumo de compuestos orgánicos de mercurio, especialmente de los alquilmercuriales, por la ingestión de agua potable, aunque existe la posibilidad de que el metilmercurio se transforme en mercurio inorgánico. Los alimentos son la fuente principal de mercurio en las poblaciones que no están expuestas por motivos laborales, y la ingesta alimentaria promedio de mercurio en diversos países varía entre 2 y 20 µg/día por persona.

Valor de referencia	0,006 mg/l para el mercurio inorgánico
Presencia	El mercurio inorgánico está presente en aguas superficiales y subterráneas, en concentraciones generalmente menores que 0,5 µg/l, aunque pueden darse concentraciones mayores en aguas subterráneas por la presencia en la zona de yacimientos de menas de mercurio.
IDT	2 µg/kg de peso corporal para el mercurio inorgánico, basada en una DSEAO de 0,23 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a efectos renales en un estudio de 26 semanas en ratas y aplicando un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) después del ajuste por la administración durante 5 días por semana

Límite de detección	0,05 µg/l mediante AAS de vapor frío; 0,6 µg/l mediante ICP; 5 µg/l mediante FAAS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta menos de 1 µg/l mediante el tratamiento con CAP o utilizando métodos como la coagulación-sedimentación-filtración o el intercambio iónico de aguas que no estén muy contaminadas con mercurio.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Puede obtenerse una IDT similar a partir de la DMEAO de 1,9 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a efectos renales en un estudio del programa nacional de toxicología (NTP, <i>National Toxicology Program</i>) de los EE. UU. de 2 años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (un factor de incertidumbre adicional de 10 para el ajuste de una DMEAO a una DSEAO).</li> <li>• El nuevo valor de referencia se refiere al mercurio inorgánico, que es la forma que se encuentra en el agua de consumo, mientras que el valor de referencia anterior se refería al mercurio total (inorgánico y orgánico).</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

Los efectos tóxicos de los compuestos inorgánicos de mercurio se observan principalmente en los riñones, tanto en personas como en animales de laboratorio, tras exposiciones breves o prolongadas. En las ratas, estos efectos incluyen el aumento del peso absoluto o relativo de los riñones, la necrosis tubular, la proteinuria y la hipoalbuminemia. En el ser humano, la toxicidad aguda por vía oral produce principalmente colitis y gastritis hemorrágicas, aunque las lesiones fundamentales son renales. El conjunto de las pruebas indica que el cloruro de mercurio (II) puede aumentar la incidencia de algunos tumores benignos en los tejidos afectados y que posee una actividad genotóxica débil pero no causa mutaciones puntuales.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al mercurio. El mercurio se mencionó por primera vez en las Normas internacionales de 1971, donde se propuso un límite superior provisional de concentración de 0,001 mg/l (mercurio total), basado en los posibles efectos perjudiciales para la salud. Se señaló que esta cifra estaba relacionada con las concentraciones encontradas en aguas naturales. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se mantuvo el valor de referencia de 0,001 mg/l para el mercurio total. Las Guías de 1993 también mantuvieron el valor de referencia de 0,001 mg/l para el mercurio total basado en la ISTP para el metilmercurio establecida por el JECFA en 1972 y confirmada por dicho organismo en 1988. Este valor de referencia se incluyó en la tercera edición.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

### **Referencias principales**

IPCS, 2003: *Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 50).

OMS, 2005: *Mercury in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/10).

## **12.83 Metoxicloro**

El metoxicloro (número CAS 72-43-5) es un insecticida que se utiliza en la producción de hortalizas, frutales, árboles, forrajes y animales de granja. Es poco soluble en agua y muy poco móvil en la mayoría de los suelos agrícolas; en condiciones normales de uso no constituye, según parece, un riesgo ambiental. La ingesta diaria por los alimentos y el aire es, previsiblemente, inferior a 1 µg por persona. Los metabolitos ambientales principales son los productos desclorados y desmetilados, que se forman en mayor medida en condiciones anaerobias que en condiciones aerobias. También hay posibilidades de que la sustancia original y sus metabolitos se acumulen en los sedimentos de aguas superficiales.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Se ha detectado en ocasiones en el agua de consumo, en concentraciones de hasta 300 µg/l, en zonas rurales.
IDT	5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO sistémica de 5 mg/kg de peso corporal en un estudio de teratogenia en conejos, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para reflejar la posibilidad de que exista un umbral de carcinogenia y las limitaciones de la base de datos)
Límite de detección	0,001-0,01 µg/l mediante GC
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El potencial genotóxico del metoxicloro parece ser insignificante. En 1979, el CIIC clasificó el metoxicloro en el Grupo 3. Datos posteriores sugieren que el metoxicloro tiene potencial cancerígeno para el hígado y los testículos en ratones. Esto puede deberse a la actividad hormonal de sus metabolitos proestrogénicos en mamíferos, por lo que podría existir un umbral. No obstante, el estudio es insuficiente por que se utilizó una única dosis, que posiblemente era superior a la dosis máxima tolerada. La base de datos de estudios de toxicidad a corto y largo plazo y de toxicidad para la función reproductora es insuficiente. En un estudio de teratogenia en ratones se obtuvo una DSEAO sistémica de 5 mg/kg de peso corporal al día, que es más baja que las DMEAO y DSEAO de otros estudios. Por lo tanto, se seleccionó esta DSEAO para utilizarla en el cálculo de una IDT.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al metoxicloro, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el metoxicloro de 0,03 µg/l, basado en la IDA recomendada por la JMPR en 1965 y confirmada en 1977. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,02 mg/l para el metoxicloro en el agua de consumo.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Methoxychlor in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/105).

## **12.84 Metil paratión**

El metil paratión (número CAS 298-00-0) es un acaricida e insecticida no sistémico que se produce en todo el mundo y que se ha registrado para su utilización en numerosos cultivos, especialmente de algodón. En el medio ambiente, se distribuye principalmente en el aire y el suelo. Su movilidad en el suelo es prácticamente nula, por lo que ni la sustancia original ni sus productos de su degradación alcanzarán las aguas subterráneas. La degradación microbiana es, con diferencia, la vía más importante de degradación ambiental del metil paratión. El periodo de semidegradación del metil paratión en el agua es del orden de semanas a meses. En aguas naturales de zonas agrícolas de los EE. UU. se detectaron concentraciones de metil paratión de hasta 0,46 µg/l, alcanzándose los niveles más altos en verano. La población general puede entrar en contacto con el metil paratión por el aire, el agua o los alimentos.

Se calculó una DSEAO de 0,3 mg/kg de peso corporal al día a partir de los resultados combinados de varios estudios realizados en personas, basada en la disminución de las actividades de la colinesterasa

plasmática y eritrocítica. El metil paratión disminuyó la actividad de la colinesterasa en estudios a largo plazo en ratones y ratas, pero no indujo efectos cancerígenos. Resultó mutágeno para las bacterias, pero no se observaron indicios de genotoxicidad en ninguno de los escasos estudios realizados en sistemas mamíferos.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud para el metil paratión de 9 µg/l a partir de una IDA de 0,003 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,25 mg/kg de peso corporal al día obtenida en un estudio de dos años en ratas, correspondiente a degeneración retiniana, desmielinización del nervio ciático, disminución del peso corporal, anemia y disminución de la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral, aplicando un factor de incertidumbre de 100. En los estudios con animales se observaron criterios de valoración toxicológica diferentes de la inhibición de la acetilcolinesterasa, por lo que se consideró más apropiado utilizar estos datos en vez de la DSEAO calculada para la inhibición de la colinesterasa en el ser humano.

La ingesta de metil paratión de todas las fuentes es generalmente baja y mucho menor que la IDA. No es probable que la presencia de metil paratión en el agua de consumo en las condiciones habituales represente un peligro para la salud de las personas, ya que el valor basado en efectos sobre la salud es mucho más alto que las concentraciones que suele haber en el agua de consumo, de modo que no se considera necesario establecer un valor de referencia para el metil paratión.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al metil paratión, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El metil paratión no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### ***Referencias principales***

FAO/OMS, 1996: *Pesticide residues in food – 1995 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/96.48).

IPCS, 1992: *Methyl parathion*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 145 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Methyl parathion in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/106).

### **12.84(a) Metil-terc-butil-éter (MTBE)**

El MTBE se utiliza principalmente como aditivo de la gasolina. Aunque las aguas superficiales pueden contaminarse por vertidos de gasolina, la mayor parte del MTBE se evapora, debido a su gran volatilidad. Los vertidos y las fugas de los depósitos de almacenamiento pueden causar problemas más graves en aguas subterráneas, donde el MTBE es más persistente. Se ha detectado MTBE en aguas subterráneas y en agua de consumo, en concentraciones del orden de ng/l o µg/l.

No se han publicado estudios de carcinogenicidad en el ser humano ni para la población general ni para cohortes expuestas por motivos laborales. Los diversos estudios realizados en personas sobre los efectos clínicos y neurológicos de la exposición al MTBE por inhalación han proporcionado resultados diversos. En general, no se observaron alteraciones objetivas con las concentraciones a las que se encuentra normalmente el MTBE, ni siquiera en lugares con condiciones ambientales especiales, como gasolineras.

El conjunto de las pruebas sugiere que el MTBE no es genotóxico. Se han llevado a cabo numerosos estudios *in vitro* e *in vivo* en sistemas mamíferos y no mamíferos para evaluar la mutagenia del MTBE, y en casi todos ellos se han obtenido resultados negativos. Los resultados sugieren que lo más probable es que el mecanismo de acción del MTBE no sea genotóxico, aunque ningún mecanismo explica, según parece, por sí solo todos los efectos observados.

Se concluyó que el MTBE debería considerarse cancerígeno para los roedores, pero no genotóxico, y la respuesta cancerígena se manifiesta sólo con niveles altos de exposición, que también inducen otros efectos adversos. Por lo tanto, se considera que los datos disponibles no son concluyentes y no pueden

utilizarse para la evaluación del riesgo de carcinogenicidad en el ser humano. No se ha calculado un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el MTBE debido a que cualquier valor de referencia que se calculara sería significativamente más alto que la concentración a la que se detectaría por el olor (la concentración más baja que suscitó una respuesta en un estudio cuyos participantes eran sensibles a los olores y los sabores es de 15 µg/l).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS no evaluaron el MTBE, ni tampoco las ediciones primera, segunda y tercera de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencias principales**

IPCS, 1998: *Methyl tertiary-butyl ether*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 206 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2005: *Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/122).

### **12.85 Metolacloro**

El metolacloro (número CAS 51218-45-2) es un herbicida selectivo de preemergencia que se utiliza en varios cultivos. Puede desaparecer del suelo mediante biodegradación, fotodegradación y volatilización. Es bastante móvil y puede contaminar las aguas subterráneas en determinadas condiciones, pero se encuentra sobre todo en aguas superficiales.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas en concentraciones que pueden superar los 10 µg/l
IDT	3,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 3,5 mg/kg de peso corporal correspondiente a un descenso aparente del peso de los riñones con las dos dosis más altas en un estudio de 1 año en perros, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para reflejar cierto riesgo de carcinogenicidad)
Límite de detección	0,75-0,01 µg/l mediante GC con detección de nitrógeno y fósforo
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

En un estudio de un año en perros *beagle*, la administración de metolacloro produjo una disminución del peso de los riñones con las dos dosis más altas. En estudios de dos años de duración en roedores a los que se administró metolacloro en la alimentación, los únicos efectos tóxicos se produjeron con la dosis más alta: en ratones albinos se observó un menor aumento del peso corporal y una disminución de la supervivencia en las hembras, mientras que en ratas se observó un menor aumento del peso corporal y una reducción del consumo de alimentos. Los estudios disponibles no aportan pruebas de que el metolacloro sea cancerígeno en ratones. En ratas, se han observado un aumento de tumores hepáticos en la hembra, así como algunos tumores nasales en los machos. El metolacloro no es genotóxico.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al metolacloro, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*,

publicada en 1984, no evaluó el metolacoloro, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el metolacoloro en el agua de consumo de 0,01 mg/l.

#### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### Referencia principal

OMS, 2003: *Metolachlor in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/39).

### 12.86 Microcistina-LR

De las más de 80 microcistinas identificadas hasta la fecha, sólo unas pocas se encuentran frecuentemente y en concentraciones altas. La microcistina-LR es de las más comunes y tóxicas. Los géneros de cianobacterias de presencia frecuente que contienen estas toxinas son *Microcystis*, *Planktothrix* y *Anabaena*. Las microcistinas generalmente están en el interior de las células; sólo en situaciones de rotura celular (lisis) se liberan al agua circundante en cantidades considerables.

Valor de referencia provisional	0,001 mg/l (para microcistina-LR total, suma de la libre y la intracelular) El valor de referencia es provisional, ya que se refiere únicamente a la microcistina-LR, la base de datos es limitada y se están generando datos nuevos sobre la toxicidad de las cianotoxinas.
IDT	0,04 µg/kg de peso corporal, basada en la afectación hepática observada en un estudio de 13 semanas en ratones y aplicando un factor de incertidumbre de 1000, teniendo en cuenta las limitaciones de la base de datos, especialmente la falta de datos sobre toxicidad crónica y capacidad cancerígena
Límite de detección	0,1-1 µg/l mediante HPLC tras la extracción de las células con metanol acuoso al 75% o tras la concentración de las microcistinas de muestras líquidas en C18; permitirá diferenciar entre variantes cuando haya patrones disponibles. 0,1-0,5 µg/l mediante equipos comerciales de inmunoanálisis (ELISA) para microcistinas disueltas en agua o en extractos celulares acuosos. Estos equipos detectarán la mayoría de las microcistinas. Son menos precisos como método cuantitativo que la HPLC, pero resultan útiles para la detección sistemática. 0,5-1,5 µg/l mediante el ensayo de la fosfatasa para microcistinas disueltas en agua o en extractos celulares acuosos. Este método detectará todas las microcistinas; la cuantificación y la identificación son menos precisas que con HPLC, pero es útil para la detección sistemática.
Monitoreo	El mejor método de monitoreo es la observación visual del agua de origen (incluida la observación al microscopio para detectar géneros que puedan contener microcistinas) para detectar posibles aumentos de la densidad de cianobacterias (floraciones) o condiciones favorables para las floraciones, así como un aumento de la vigilancia cuando se detecten tales circunstancias. El monitoreo químico de las microcistinas no es el método preferible.
Prevención y tratamiento	Para reducir la probabilidad de que se produzcan floraciones de cianobacterias pueden tomarse medidas de gestión de las cuencas de captación y del agua de origen, como la reducción de la carga de nutrientes o la modificación de la estratificación del embalse y mezcla. La filtración, que elimina las células intactas, es un tratamiento eficaz para la eliminación de las cianobacterias. La oxidación con ozono o cloro, empleando concentraciones y tiempos de contacto suficientemente altos, así como los tratamientos con CAG y algunos tratamientos con CAP, son eficaces contra la presencia de microcistinas libres en el agua (así como para la mayoría de las demás cianotoxinas libres).
Cálculo del valor de referencia	80% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Aunque se calculan valores de referencia cuando hay datos suficientes, su función es orientar sobre la interpretación de los datos de monitoreo y no establecer la obligatoriedad de realizar un monitoreo sistemático mediante análisis químicos.

### **Reseña toxicológica**

La microcistina-LR es un inhibidor potente de las fosfatasa 1 y 2A de serina y treonina de proteínas eucarióticas. La toxicidad de la microcistina afecta principalmente al hígado, ya que las microcistinas atraviesan las membranas celulares sobre todo a través de los transportadores de ácidos biliares. El cálculo del valor de referencia se basó en un estudio por vía oral de 13 semanas en ratones, apoyado por un estudio por vía oral de 44 días en cerdos. Se han documentado numerosos casos de envenenamiento en el ganado y en la fauna silvestre. Se han publicado pruebas de su papel como promotor tumoral.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y las dos primeras ediciones de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicadas en 1984 y 1993, no evaluaron las cianotoxinas. En el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, se concluyó que no había datos suficientes para permitir el cálculo de un valor de referencia para ninguna de las cianotoxinas, excepto la microcistina-LR. Suponiendo una exposición considerable por el agua de consumo, se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la microcistina-LR total (suma de la libre y la intracelular) de 0,001 mg/l. El valor de referencia se designó como provisional, ya que contempla únicamente la microcistina-LR, la base de datos es limitada y se están generando datos nuevos sobre la toxicidad de las cianotoxinas.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

Chorus I y Bartram J (eds.), 1999: *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Publicado por E & FN Spon, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).

OMS, 2003: *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/57).

## **12.87 Molinato**

El molinato (número CAS 2212-67-1) es un herbicida que se utiliza para el control de malas hierbas de hoja ancha y gramíneas en arrozales. Los datos disponibles sugieren que la contaminación de las aguas subterráneas por molinato está restringida a ciertas regiones productoras de arroz. Hay pocos datos sobre la presencia de molinato en el medio ambiente. El molinato tiene una persistencia baja en el agua y en el suelo, con un periodo de semidegradación de unos cinco días.

Valor de referencia	0,006 mg/l
Presencia	Su concentración en el agua raramente supera 1 µg/l.
IDT	2 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,2 mg/kg de peso corporal correspondiente a la toxicidad para la función reproductora en la rata, con un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

Según la escasa información disponible, no parece que el molinato sea cancerígeno ni mutágeno en estudios con animales. Las pruebas sugieren que la reducción del rendimiento reproductor en ratas macho es el indicador más sensible de exposición al molinato. No obstante, los datos epidemiológicos basados en el análisis de trabajadores relacionados con la producción de molinato no indican efecto alguno sobre la fertilidad humana.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al molinato, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el molinato, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el molinato en el agua de consumo de 0,006 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Molinate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/40).

### **12.88 Molibdeno**

El molibdeno se encuentra de forma natural en el suelo y se utiliza en la fabricación de aceros especiales y en la producción de tungsteno y de pigmentos; ciertos compuestos de molibdeno se utilizan como aditivos lubricantes y en la agricultura, para prevenir la carencia de molibdeno en los cultivos.

Valor de referencia	0,07 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo generalmente son menores que 0,01 mg/l, aunque se han descrito concentraciones de hasta 200 µg/l en zonas cercanas a explotaciones mineras.
DSEAO	0,2 mg/l en un estudio de 2 años en personas expuestas por el agua de consumo, aplicando un factor de incertidumbre de 3 para la variación intraespecífica (debido a que el molibdeno es un elemento esencial)
Límite de detección	0,25 µg/l mediante AAS de horno de grafito; 2 µg/l mediante ICP/AES
Concentración alcanzable mediante tratamiento	El molibdeno no se elimina del agua de consumo.
Observaciones adicionales	El valor de referencia está dentro del intervalo de valores calculado a partir de los resultados de estudios toxicológicos en especies animales y es congruente con las necesidades diarias básicas.

#### **Reseña toxicológica**

El molibdeno se considera un elemento esencial y se calcula que las necesidades diarias de los adultos son de 0,1-0,3 mg. No hay datos disponibles sobre la capacidad cancerígena del molibdeno por vía oral. Se necesita más información toxicológica sobre el efecto del molibdeno en los lactantes alimentados con biberón.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al molibdeno. Las Normas internacionales de 1971 indicaron que se debería controlar la presencia de molibdeno en el agua de consumo, pero que la información disponible era insuficiente para establecer un límite provisional. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al molibdeno. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,07 mg/l para el molibdeno, basándose en un estudio de dos años en personas expuestas por el agua de consumo. Este valor de referencia está dentro del intervalo de valores calculado a partir de los resultados de estudios toxicológicos en especies animales y es congruente con las necesidades diarias básicas.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.



### Referencia principal

OMS, 2003: *Molybdenum in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/11).

## 12.89 Monocloramina

Las mono-, di- y tricloraminas se consideran subproductos de la cloración del agua de consumo y se forman cuando se añade amoníaco al agua clorada. También puede añadirse monocloramina en los sistemas de distribución de agua potable para mantener una actividad residual de desinfección. La utilización de cloraminas en lugar de cloro para la desinfección disminuye la formación de trihalometanos en las aguas de consumo, pero se ha descrito la formación de otros subproductos, como halocetonas, cloropirina, cloruro de cianógeno, ácidos haloacéticos, haloacetnitrilos, aldehídos y clorofenoles, y la monocloramina se considera un desinfectante menos eficaz que el cloro. En este documento se hace referencia únicamente a la monocloramina, la cloramina más abundante, ya que es la que se ha estudiado más extensamente.

Valor de referencia	3 mg/l
Presencia	En los sistemas de abastecimiento de agua de consumo en los que se utilizan cloraminas como desinfectante primario o para dotar al sistema de distribución de una concentración residual de cloro, se detectan concentraciones habituales de cloraminas de 0,5-2 mg/l.
IDT	94 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 9,4 mg/kg de peso corporal al día, la dosis más alta administrada a ratas macho en un estudio del NTP de 2 años de administración en el agua de bebida (aunque el peso corporal medio de las ratas a las que se suministró la dosis más alta era menor que el de los controles respectivos, es probable que el menor peso corporal se debiera al sabor desagradable del agua de consumo)
Límite de detección	10 µg/l mediante métodos colorimétricos
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Es posible disminuir eficazmente la concentración de cloraminas hasta cero (<0,1 mg/l) mediante reducción; no obstante, es una práctica habitual proporcionar al agua una concentración residual de cloraminas de unas pocas décimas de miligramo por litro para que actúen como conservante durante su distribución.
Cálculo del valor de referencia	100% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Dado que los efectos cancerígenos ambiguos que se registraron en el estudio del NTP en una sola especie y en un único sexo estaban dentro de los límites observados en controles históricos, no se aplicó un factor de incertidumbre adicional para la posible capacidad cancerígena.</li><li>• La mayoría de las personas pueden detectar mediante el gusto concentraciones de cloraminas menores que 5 mg/l, y algunas incluso pueden detectar concentraciones de tan sólo 0,3 mg/l.</li></ul>

### Reseña toxicológica

Aunque se ha comprobado en algunos estudios *in vitro* que la monocloramina es mutágena, no se ha comprobado que sea genotóxica *in vivo*. El CIIC ha clasificado las cloraminas en el Grupo 3, y la Agencia de Protección del Medio Ambiente (EPA) de los EE. UU. ha clasificado la monocloramina en el grupo D (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para el ser humano, ya que no hay pruebas suficientes en animales y personas). En el bioensayo del NTP en dos especies aumentó la incidencia de leucemia monocítica en ratas F344/N hembra, pero no se observó ningún otro aumento de la incidencia de tumores. El IPCS (2000) no consideró que el aumento de la leucemia monocítica estuviera relacionado con el tratamiento.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a las cloraminas. En las Guías de 1993 se estableció un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 3 mg/l para la monocloramina en el agua de consumo. Los datos disponibles no eran suficientes para establecer valores de referencia para la dicloramina y la tricloramina. Se señaló que los umbrales olfativos de la dicloramina y la tricloramina son mucho menores que el de la monocloramina.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *Monochloramine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/83).

## 12.90 Ácido monocloraacético

Los ácidos cloraacéticos se forman a partir de la materia orgánica durante la cloración del agua.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Están presentes en el agua de consumo procedente de aguas superficiales en concentraciones de <2-82 µg/l (2,1 µg/l de media)
IDT	3,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 3,5 mg/kg de peso corporal al día según un estudio en el que se observó un aumento del peso absoluto y relativo del bazo en ratas macho expuestas al ácido monocloraacético en el agua de bebida durante 2 años y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica, y 10 por el uso de una DMEAO mínima en lugar de una DSEAO y por las deficiencias de la base de datos, incluida la ausencia de un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora)
Límite de detección	2 µg/l mediante GC con ECD y 5 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay información disponible.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

En bioensayos de alimentación forzada de ratas y ratones durante dos años no se observaron indicios de capacidad cancerígena del monocloraacetato. Los resultados de unos pocos ensayos de mutagenia del monocloraacetato han sido diversos y no se ha observado clastogenia en los estudios de genotoxicidad. El CIIC no ha clasificado el ácido monocloraacético con respecto a su capacidad cancerígena.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, no hicieron referencia al ácido monocloraacético. En las Guías de 1993 no se estableció un valor de referencia para el ácido monocloraacético debido a que los datos sobre toxicidad disponibles se consideraron insuficientes.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Monochloroacetic acid in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/85).

## 12.91 Monoclorobenceno

Se piensa que la mayor parte de la liberación de monoclorobenceno (MCB) al medio ambiente se debe a las pérdidas por volatilización asociadas a su utilización como disolvente en formulaciones de plaguicidas, como desengrasante y en otras aplicaciones industriales. Se ha detectado MCB en aguas

superficiales, en aguas subterráneas y en agua de consumo; en algunas fuentes de agua potable del Canadá se determinaron concentraciones medias menores que 1 µg/l (máximo 5 µg/l). La fuente principal de exposición para las personas es, probablemente, el aire.

La toxicidad aguda del MCB es baja. La exposición por vía oral a dosis altas de MCB afecta principalmente al hígado, los riñones y el sistema hematopoyético. Hay algunas pruebas de su capacidad cancerígena en ratas macho, en las que las dosis altas aumentan la presencia de nódulos neoplásicos en el hígado. La mayoría de las pruebas sugieren que el MCB no es mutágeno: se une al ADN *in vivo*, pero el grado de unión es bajo.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud de 300 µg/l para el MCB a partir de una IDT de 85,7 µg/kg de peso corporal, basada en la detección de nódulos neoplásicos en un estudio de administración mediante alimentación forzada durante dos años en ratas y tomando en consideración los escasos indicios de carcinogenicidad. No obstante, dado que el MCB está presente en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia. También es preciso señalar que el valor basado en efectos sobre la salud supera en gran medida los umbrales gustativo y olfativo mínimos descritos de MCB en agua.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al MCB. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia para el clorobenceno después de una evaluación detallada del compuesto. Teniendo en cuenta que el límite toxicológico calculado para el agua de consumo y basado en una IDA provisional es de 0,005-0,05 mg/l y que la concentración del umbral olfativo del MCB en el agua es de 0,03 mg/l, no se recomendó ningún valor de referencia, pero se recomendó un valor de 0,003 mg/l para evitar problemas gustativos y olfativos en el agua de consumo. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,3 mg/l para el MCB, y señalaron que este valor excede en gran medida el umbral olfativo y gustativo mínimo descrito de MCB en agua (0,01 mg/l).

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Monochlorobenzene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/107).

## **12.92 MX**

El MX, que es el nombre común por el que se conoce a la 3-cloro-4-diclorometil-5-hidroxi-2(5H)-furanona, se forma por reacción del cloro con materia orgánica compleja presente en el agua de consumo. Se ha detectado en soluciones cloradas de ácidos húmicos y en el agua de consumo en Finlandia, el Reino Unido y los EE. UU. y se encontró en 37 fuentes de agua en concentraciones de 2 a 67 ng/l. En cinco muestras de agua de consumo de distintas ciudades japonesas tenían concentraciones de MX de <3 a 9 ng/l.

El MX es un potente mutágeno en bacterias y células *in vitro* y se ha sometido a un estudio de por vida en ratas en el que se observaron algunas respuestas carcinógenas. Estos resultados indican que el MX induce tumores de tiroides y de las vías biliares. El CIIC ha clasificado el MX en el Grupo 2B basándose en su capacidad cancerígena en ratas y en su gran capacidad mutágena.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud para el MX de 1,8 µg/l basado en el aumento de colangiomas y colangiocarcinomas en ratas hembra aplicando el modelo multietapa linealizado (sin corrección por la superficie corporal). No obstante, este valor es significativamente superior a las concentraciones que se encontrarían en el agua de consumo, y, dadas las dificultades analíticas para medir concentraciones tan bajas de este compuesto, se considera innecesario proponer un valor de referencia expreso para el MX en el agua de consumo.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al MX. Las Guías de 1993 concluyeron que los datos disponibles no eran adecuados para establecer un valor de referencia para el MX.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencias principales

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

OMS, 2003: *MX in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/108).

## 12.93 Níquel

El níquel se utiliza principalmente en la producción de acero inoxidable y de aleaciones de níquel. Los alimentos son la principal fuente de exposición al níquel en personas no fumadoras y no expuestas al níquel por motivos laborales; la contribución del agua a la ingesta diaria total por vía oral es poco importante. No obstante, en lugares con gran contaminación, en zonas con movilización de níquel de origen natural en aguas subterráneas o donde se utilizan ciertos tipos de recipientes para hervir agua, materiales no resistentes en pozos o agua que haya estado en contacto con grifos recubiertos de níquel o cromo, la contribución del agua a la ingesta de níquel podría ser significativa.

Valor de referencia	0,07 mg/l
Presencia	La concentración de níquel en el agua de consumo es normalmente menor que 0,02 mg/l, aunque el níquel que liberan los grifos y accesorios podría aportar hasta 1 mg/l. En casos particulares en que hay liberación de níquel de depósitos naturales o industriales en el terreno, las concentraciones de níquel en el agua de consumo pueden ser mayores.
IDT	12 µg/kg de peso corporal, a partir de una DMEAO establecida tras la realización de una prueba de provocación oral en pacientes en ayunas, con el estómago vacío
Límite de detección	0,1 µg/l mediante ICP/MS; 0,5 µg/l mediante FAAS; 10 µg/l mediante ICP/AES
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 20 µg/l mediante tratamientos convencionales, como la coagulación. Si el níquel de origen natural se moviliza en aguas subterráneas, se elimina mediante adsorción o intercambio de iones. Si el níquel procede de aleaciones que están en contacto con el agua de consumo o de grifos recubiertos de níquel o cromo, su control se realiza mediante el control adecuado de los materiales que entran en contacto con el agua de consumo y purgando los grifos antes de utilizarlos.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Aunque el valor de referencia se aproxima a la DMEAO aguda, la DMEAO se basa en la exposición total al agua de consumo, y la absorción del agua de consumo en un estómago vacío es de 10 a 40 veces mayor que la absorción de los alimentos. El cálculo de la ingesta total aceptable basada en estudios de provocación oral con agua de consumo en pacientes en ayunas y con el estómago vacío puede considerarse, por tanto, la peor situación posible.</li><li>• Se pudo determinar un valor de toxicidad general de 130 µg/l a partir de un estudio bien realizado en dos generaciones de ratas. No obstante, este valor de toxicidad general podría no ofrecer la suficiente protección a las personas sensibles al níquel, en las que una provocación oral con una dosis suficientemente alta de níquel produce una reacción eccematosa.</li></ul>

### Reseña toxicológica

El CIIC concluyó que la inhalación de compuestos de níquel es cancerígena para el ser humano (Grupo 1) y que el níquel metálico es posiblemente cancerígeno (Grupo 2B). Sin embargo, no hay pruebas sobre el riesgo de carcinogenia derivado de la exposición al níquel por vía oral. En un estudio de toxicidad para la función reproductora bien realizado en dos generaciones de ratas a las que se administró níquel mediante alimentación forzada, se observó una DSEO evidente en las ratas adultas y sus crías para todos los criterios de valoración analizados, incluidas la integridad y la actividad del aparato reproductor de machos

y hembras, el crecimiento y desarrollo de las crías y la mortalidad embrionaria y perinatal. La dermatitis alérgica de contacto es el efecto más frecuente de la exposición al níquel en la población general.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al níquel. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se concluyó que los datos toxicológicos disponibles indicaban que no era necesario establecer un valor de referencia para el níquel en el agua de consumo. En la segunda edición de las Guías, publicada en 1993, se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,02 mg/l, que debía ofrecer protección suficiente a las personas sensibles al níquel. Este valor de referencia se mantuvo en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998, porque, según los datos disponibles, se consideró que ofrecía protección suficiente a las personas sensibles al níquel. No obstante, el valor de referencia se designó como provisional debido a las incertidumbres que existen sobre la dosis con la que se produce mortalidad perinatal. Este valor se incluyó en la tercera edición.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencia principal**

OMS, 2005: *Nickel in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/55).

## **12.94 Nitrito y nitrito**

El nitrato y el nitrito son iones de origen natural que forman parte del ciclo del nitrógeno. El nitrato se utiliza principalmente en fertilizantes inorgánicos, y el nitrito sódico como conservante alimentario, especialmente para las carnes curadas. La concentración de nitrato en aguas subterráneas y superficiales suele ser baja, pero puede llegar a ser alta por filtración o escorrentía de tierras agrícolas o debido a la contaminación por residuos humanos o animales como consecuencia de la oxidación del amoníaco y fuentes similares. Las condiciones anaerobias pueden favorecer la formación y persistencia del nitrito. La cloraminación podría ocasionar la formación de nitrito en el sistema de distribución si no se controla debidamente la formación de cloramina. La formación de nitrito es consecuencia de la actividad microbiana y puede ser intermitente. La nitrificación en los sistemas de distribución puede aumentar la concentración de nitrito, que suele ser de 0,2 a 1,5 mg/l.

Valor de referencia para el nitrato	50 mg/l para proteger a los lactantes alimentados con biberón contra la metahemoglobinemia (exposición a corto plazo)
Valor de referencia (nitrito)	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 3 mg/l para la metahemoglobinemia en lactantes (exposición a corto plazo)</li> <li>• 0,2 mg/l (provisional) (exposición prolongada)</li> </ul>
Valor de referencia provisional (nitrito)	El valor de referencia para los efectos crónicos del nitrito se considera provisional debido a la incertidumbre que existe sobre la relevancia de los efectos adversos para la salud de las personas observados y la sensibilidad de los seres humanos en comparación con la de los animales. La presencia de nitritos en sistemas de distribución como consecuencia del uso de cloramina será intermitente, y las exposiciones medias a lo largo del tiempo no deben exceder el valor de referencia provisional.
Valor de referencia para el nitrato y el nitrito en conjunto	La suma de los cocientes entre la concentración de cada uno y su valor de referencia no debe ser mayor que 1.
Presencia	En la mayoría de los países, las concentraciones de nitrato en aguas de consumo procedentes de aguas superficiales no superan los 10 mg/l, aunque los niveles de nitrato en agua de pozo superan con frecuencia los 50 mg/l; las concentraciones de nitrito suelen ser menores, inferiores a unos pocos miligramos por litro.
Método de cálculo del valor de referencia	<ul style="list-style-type: none"> <li>• nitrato (lactantes alimentados con biberón): en estudios epidemiológicos no se describió metahemoglobinemia en lactantes en zonas en las que el agua de consumo contenía siempre menor de 50 mg/l de nitrato</li> <li>• nitrito (lactantes alimentados con biberón): el nitrito es 10 veces más potente que el nitrato (en molaridad) con respecto a la formación de metahemoglobina</li> <li>• nitrito (exposición prolongada): basado en la asignación al agua de consumo del 10% de la IDA propuesta por el JECFA de 0,06 mg/kg de peso corporal al día, correspondiente a las alteraciones morfológicas en las glándulas suprarrenales, el</li> </ul>

	corazón y los pulmones inducidas por el nitrito en estudios con animales de laboratorio
Límite de detección	0,1 mg/l (nitrato) y 0,05 mg/l (nitrito) mediante cromatografía líquida; 0,01-1 mg/l (nitrato) mediante técnicas espectrométricas; 0,005-0,01 mg/l (nitrito) por un método de espectrometría de absorción molecular; 22 µg/l (nitrato) y 35 µg/l (nitrito) mediante cromatografía iónica
Concentración alcanzable mediante tratamiento	<ul style="list-style-type: none"> <li>• nitrato: la concentración debería poderse reducir hasta 5 mg/l o menos mediante desnitrificación biológica (aguas superficiales) o intercambio de iones (aguas subterráneas)</li> <li>• nitrito: la concentración debería poderse reducir hasta 0,1 mg/l mediante cloración (para formar nitrato)</li> </ul>
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Las concentraciones de nitritos en los sistemas de distribución pueden ser más altas cuando se emplea la cloraminación, pero su presencia es casi siempre esporádica. La metahemoglobinemia es, por tanto, el riesgo más importante, y el valor de referencia que ofrezca protección contra la metahemoglobinemia será el más adecuado en tales circunstancias, teniendo en cuenta además la posible presencia de nitrato.</li> <li>• En todos los sistemas de distribución de agua en los que se practique la cloraminación se deberá monitorear estrecha y regularmente la concentración de desinfectantes, la calidad microbiológica y la concentración de nitrito. Si se detecta nitrificación (por ejemplo, disminución de las concentraciones residuales de desinfectantes y aumento de las concentraciones de nitrito), se deben adoptar medidas para modificar los tratamientos o la composición del agua con objeto de preservar su inocuidad, pero sin que se vea afectada la eficacia de la desinfección.</li> <li>• La metahemoglobinemia en lactantes también parece estar asociada a la exposición simultánea a contaminantes microbianos.</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

El principal riesgo para la salud del nitrito y el nitrato es la metahemoglobinemia, también llamada «síndrome del recién nacido cianótico». El nitrato se reduce a nitrito en el estómago de los lactantes, y el nitrito puede oxidar la hemoglobina a metahemoglobina, que no puede transportar oxígeno por el organismo. La disminución del transporte de oxígeno se manifiesta clínicamente cuando la concentración de metahemoglobina alcanza o supera el 10% de la concentración normal de hemoglobina; esta enfermedad, denominada metahemoglobinemia, produce cianosis y, en concentraciones más altas, asfixia. La proporción normal de metahemoglobina en lactantes menores de 3 meses es menos del 3%.

La hemoglobina de los lactantes menores tiene mayor tendencia a transformarse en metahemoglobina que la de los niños de más edad y los adultos; se cree que esto se debe a la gran proporción de hemoglobina fetal, que se oxida con más facilidad a metahemoglobina, que todavía contiene la sangre de los lactantes. Además, los lactantes tienen un déficit de metahemoglobina-reductasa, la enzima que se encarga de reducir la metahemoglobina a hemoglobina. Además, las bacterias gástricas que reducen el nitrato a nitrito tienen mayor actividad en los lactantes, debido a su baja acidez gástrica. La concentración de nitrato en la leche materna es relativamente baja; sin embargo, alimentar a los lactantes menores con biberón supone un riesgo para su salud por la posibilidad de exposición al nitrato o el nitrito presentes en el agua de consumo y por la ingesta de agua, relativamente alta en relación con su peso corporal. La mayor reducción de nitrato a nitrito en los lactantes menores no está bien cuantificada, pero parece que las infecciones gastrointestinales potencian dicha transformación.

Las pruebas, en su conjunto, no respaldan en absoluto la existencia de una asociación entre la exposición de los seres humanos al nitrito o el nitrato y el riesgo de cáncer.

En estudios sobre el nitrito realizados en ratas de laboratorio se ha descrito hipertrofia de la zona glomerular de la corteza suprarrenal. Aún no se ha determinado el mecanismo mediante el cual se produce este efecto ni si tiene lugar en otras especies. El JECFA calculó una IDA de 5 mg para el nitrito potásico por kg de peso corporal basándose en la DSEAO obtenida en estos estudios.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 hicieron referencia a los nitratos, afirmando que la ingestión de agua que contenga más de 50-100 mg/l de nitratos (como ión nitrato) puede producir metahemoglobinemia en lactantes menores de un año. En las Normas internacionales de 1963 se redujo este valor a 45 mg/l (como ión nitrato), el cual se mantuvo en las Normas internacionales de 1971. En las Normas internacionales de 1971 se expresó por primera vez preocupación por la posible formación de nitrosaminas *in vivo*. Dado que las nitrosaminas constituyen un peligro potencial para la salud de las personas, las Normas de 1971 señalaron que podría llegar a ser necesario reducir la concentración de nitratos en el agua si se observa que esta fuente supone una contribución significativa al peligro que representan las nitrosaminas para la salud de las personas. En la primera edición de las *Guías para la*

*calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el nitrógeno en forma de nitrato de 10 mg/l. También se recomendó que el valor de referencia para el nitrito fuese proporcionalmente menor que el del nitrato, y se señaló que la concentración de nitrógeno en forma de nitrito debe ser considerablemente inferior a 1 mg/l cuando el agua de consumo está tratada correctamente. Las Guías de 1993 concluyeron que la gran cantidad de datos epidemiológicos disponibles respaldan el valor de referencia establecido actualmente para el nitrógeno en forma de nitrato de 10 mg/l, pero señalaron que este valor no debe expresarse en función del nitrógeno en forma de nitrato sino en función del propio nitrato, que es la sustancia química que implica un riesgo para la salud. Por consiguiente, el valor de referencia para el nitrato es de 50 mg/l. Este valor de referencia para la metahemoglobinemia en lactantes, un efecto agudo, se confirmó en el apéndice a las Guías publicado en 1998. Las Guías de 1993 también concluyeron que debía proponerse un valor de referencia para el nitrito, aunque no se disponía de estudios adecuados sobre la metahemoglobinemia en animales. Por lo tanto, se propuso un valor de referencia provisional para el nitrito de 3 mg/l, aceptando que la potencia relativa del nitrito con respecto al nitrato en cuanto a la formación de metahemoglobina es de 10:1 (en molaridad). En el apéndice a las Guías, publicado en 1998, se concluyó que los datos que el JECFA había examinado sobre el nitrito en seres humanos respaldaban el valor de referencia provisional vigente de 3 mg/l, basado en la inducción de metahemoglobinemia en lactantes. Además, en el apéndice a las Guías se calculó un valor de referencia para el ión nitrato de 0,2 mg/l asociado a la exposición a largo plazo, a partir de la IDA que el JECFA calculó en 1995. No obstante, este valor de referencia se consideró provisional debido a la incertidumbre que existe en torno a la relevancia de los efectos adversos para la salud de las personas observados y la sensibilidad de los seres humanos en comparación con la de los animales. Dada la posibilidad de que el agua de consumo contenga tanto nitrito como nitrato, en las Guías de 1993 y 1998 se recomendó que la suma de los cocientes entre la concentración de cada uno y su valor de referencia no fuese mayor que 1.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Nitrate and nitrite in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/56).

### **12.95 Ácido nitrilotriacético (ANT)**

El ácido nitrilotriacético (ANT, o NTA en inglés) se utiliza principalmente en detergentes para la ropa como sustituto de los fosfatos y en el tratamiento de agua de calderas para evitar la acumulación de incrustaciones minerales.

Valor de referencia	0,2 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo no suelen ser superiores a unos pocos microgramos por litro, aunque se han detectado concentraciones de hasta 35 µg/l.
IDT	10 µg/kg de peso corporal, basada en las nefritis y nefrosis observadas en un estudio de dos años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para el potencial cancerígeno a dosis altas)
Límite de detección	0,2 µg/l mediante GC con un detector específico de nitrógeno
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay datos
Cálculo del valor de referencia	50% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

Los animales no metabolizan el ANT y lo eliminan rápidamente, aunque una parte puede quedar retenida brevemente en los huesos. La toxicidad aguda en animales es baja, pero se ha comprobado que produce tumores renales en roedores tras la exposición prolongada en dosis más altas que las que producen nefrotoxicidad. El CIIC ha clasificado el ANT en el Grupo 2B. No es genotóxico y se cree que la

inducción de tumores observada se debe a la citotoxicidad resultante de la quelación de cationes divalentes como el cinc y el calcio en las vías urinarias, lo que conduce al desarrollo de hiperplasia y posteriormente, neoplasia.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al ANT. Las Normas internacionales de 1971 indicaron que se debía controlar la presencia de ANT en el agua de consumo, pero que no se disponía de información suficiente para establecer un límite provisional. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se determinó que no era preciso adoptar medidas adicionales con respecto al ANT. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el ANT de 0,2 mg/l.

#### ***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Nitrotriacetic acid in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/30).

## **12.96 Paratión**

El paratión (número CAS 56-38-2) es un insecticida no sistémico que se emplea en muchos países del mundo. Se usa como fumigante y acaricida y como tratamiento foliar y del suelo antes de la cosecha en una gran variedad de cultivos, tanto al aire libre como en invernaderos. El paratión que se libere al medio ambiente se adsorberá intensamente en la capa superior del suelo y no es probable que se filtre en cantidades significativas. Esta sustancia desaparece de las aguas superficiales en el transcurso de una semana aproximadamente. La población general no suele estar expuesta al paratión a través del aire o el agua. La principal fuente de exposición al paratión la constituyen los residuos de esta sustancia presentes en los alimentos.

El paratión inhibe la actividad de la colinesterasa en todas las especies que han sido sometidas a estudio. No se han obtenido pruebas de su capacidad cancerígena en estudios de dos años en ratas. La JMPR concluyó que el paratión no es genotóxico.

Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el paratión de 10 µg/l a partir de una IDA de 0,004 mg/kg de peso corporal basada en una DSEAO de 0,4 mg/kg de peso corporal al día obtenida en un estudio de dos años en ratas, correspondiente a la atrofia retiniana y la inhibición de la acetilcolinesterasa cerebral con la dosis más alta, y aplicando un factor de incertidumbre de 100. No se consideraron relevantes las DSEAO más bajas obtenidas en animales, basadas únicamente en la inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocítica o cerebral, puesto que se disponía de una DSEAO correspondiente a la inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocítica en el ser humano, de 0,1 mg/kg de peso corporal al día.

La ingesta de paratión de todas las fuentes suele ser baja y muy inferior a la IDA. Dado que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud es mucho mayor que las concentraciones de paratión que es probable encontrar en el agua de consumo, no es probable que su presencia en el agua de consumo en condiciones habituales represente un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, no se juzga necesario establecer un valor de referencia para el paratión.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al paratión, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El paratión no se evaluó en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, ni en la segunda edición, publicada en 1993, ni tampoco en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.



### Referencias principales

- FAO/OMS, 1996: *Pesticide residues in food – 1995 evaluations. Part II – Toxicological and environmental*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/96.48).
- OMS, 2003: *Parathion in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/110).

## 12.97 Pendimetalina

La pendimetalina (número CAS 40487-42-1) es un herbicida de preemergencia bastante inmóvil y persistente en el suelo. Se usa en Japón en grandes cantidades (5000 toneladas al año). Desaparece por fotodegradación, biodegradación y volatilización. El potencial de filtración de la pendimetalina parece ser muy bajo, pero se sabe muy poco sobre sus productos de degradación más polares.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Rara vez se ha detectado en el agua de consumo en los pocos estudios disponibles (límite de detección: 0,01 µg/l)
IDT	5 µg/kg de peso corporal, basada en pruebas de una leve toxicidad hepática incluso con la dosis más baja administrada (5 mg/kg de peso corporal) en un estudio de alimentación a largo plazo en ratas, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por el uso de una DMEAO en lugar de una DSEAO y por las limitaciones de la base de datos)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

En un estudio de alimentación a corto plazo en ratas, con la dosis más alta se observaron diversos indicios de hepatotoxicidad y de aumento del peso de los riñones en los machos. En un estudio de alimentación a largo plazo se observaron algunos efectos tóxicos (hiperglucemia en ratones y hepatotoxicidad en ratas), incluso con la dosis más baja. Basándose en los datos disponibles, la pendimetalina no parece tener una actividad mutágena significativa. Estudios a largo plazo en ratones y ratas no han proporcionado pruebas sobre su capacidad cancerígena, aunque son estudios con limitaciones metodológicas importantes.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la pendimetalina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó la pendimetalina, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la pendimetalina en agua de consumo de 0,02 mg/l.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

- OMS, 2003: *Pendimethalin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/41).

## 12.98 Pentaclorofenol

El pentaclorofenol (PCF, o PCP en inglés; número CAS 87-86-5) y otros clorofenoles se utilizan principalmente para proteger la madera del crecimiento de hongos. Los alimentos suelen ser la fuente principal de exposición al PCF, salvo en caso de contaminación local específica del agua de consumo con clorofenol o de exposición al PCF por tratamiento de casas de madera con esta sustancia.

Valor de referencia provisional	0,009 mg/l El valor de referencia se considera provisional debido a las diferencias que existen entre el metabolismo de los animales de experimentación y el de los seres humanos.
Presencia	Las concentraciones en muestras de agua suelen ser inferiores a 10 µg/l aunque, en determinadas condiciones, se pueden medir concentraciones mucho mayores en aguas subterráneas.
Método de cálculo del valor de referencia	Aplicación de un modelo multietapa a la incidencia de tumores en un bioensayo del NTP estadounidense sin corrección por la superficie corporal y teniendo en cuenta las diferencias interespecíficas en el metabolismo entre animales y personas (un metabolito importante que se forma en ratas sólo es un metabolito menor en personas).
Límite de detección	0,005-0,01 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,4 µg/l mediante tratamiento con CAG
Observaciones adicionales	La concentración del PCF asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de $10^{-5}$ es similar al valor de referencia establecido en la segunda edición, de modo que el valor de referencia se mantiene.

### **Reseña toxicológica**

El CIIC clasificó el PCF en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) basándose en que no hay pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en seres humanos, pero sí hay pruebas suficientes obtenidas en animales de experimentación. En estudios epidemiológicos realizados en poblaciones expuestas a mezclas que contienen PCF se han obtenido pruebas indicativas, aunque no concluyentes, de su capacidad cancerígena. Se han obtenido pruebas concluyentes de su capacidad cancerígena en una especie animal (ratones). Aunque existen diferencias considerables entre el metabolismo de los animales de experimentación y el de las personas, se consideró prudente tratar el PCF como una sustancia potencialmente cancerígena.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al PCF, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el PCF de 0,01 mg/l. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el PCF en el agua de consumo de 0,009 mg/l. Este valor se consideró provisional porque el PCF sólo se evaluó en la reunión del Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) basándose en una monografía de la serie Criterios de Salud Ambiental (EHC) (número 71). La concentración de PCF asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  resultó ser similar al valor de referencia provisional establecido en 1993, por lo que ese valor de referencia provisional se mantuvo en el apéndice a las Guías, publicado en 1998.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Pentachlorophenol in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/62).

## 12.99 Permetrina

La permetrina (número CAS 52645-53-1) es un insecticida de contacto eficaz contra una gran variedad de plagas que afectan a la agricultura, la silvicultura y la salud pública. Se ha utilizado como larvicida para el control de invertebrados acuáticos en los conductos de agua. La permetrina se fotodegrada tanto en el agua como en zonas superficiales del suelo. En éste, la permetrina se degrada rápidamente por hidrólisis y por la acción microbiana en condiciones aerobias. La exposición de la población general a la permetrina es principalmente por los alimentos.

Valor de referencia	0,3 mg/l (cuando la permetrina se usa como larvicida) Este valor de referencia es aplicable cuando la permetrina se añade directamente al agua para su uso como larvicida. En otras situaciones no se considera necesario establecer un valor de referencia basado en efectos sobre la salud (véase la sección Observaciones adicionales, a continuación).
Presencia	Se han registrado concentraciones de hasta 0,8 mg/l en aguas superficiales; en el Reino Unido, las concentraciones en el agua de consumo son inferiores a 0,1 µg/l, pero no se dispone de datos sobre otros lugares.
IDA	0,05 mg/kg de peso corporal, establecida para la permetrina de calidad técnica con proporciones <i>cis:trans</i> de 25:75 a 40:60, a partir de una DSEAO de 100 mg/kg, equivalente a 5 mg/kg de peso corporal al día, obtenida en un estudio de dos años en ratas y basada en signos clínicos y en alteraciones del peso corporal y de los órganos y de la bioquímica sanguínea observadas con 500 mg/kg, y de una DSEAO de 5 mg/kg de peso corporal al día obtenida en un estudio de un año en perros, basada en la disminución del peso corporal observada con 100 mg/kg de peso corporal al día, aplicando un factor de incertidumbre de 100
Límite de detección	0,05 µg/l mediante cromatografía gas-líquido con ECD o FID
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La permetrina se adsorbe en una amplia variedad de materiales y se elimina fácilmente mediante métodos de tratamiento convencionales; ni el isómero <i>cis</i> de la permetrina ni el <i>trans</i> reaccionan con el cloro en condiciones de desinfección normales.
Cálculo del valor de referencia	20% (cuando la permetrina se usa como larvicida en el agua)
• asignación al agua	60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud de 20 µg/l (valor redondeado) asignando el 1% de la IDA al agua de consumo, dado que la exposición a la permetrina por los alimentos es importante. No obstante, dado que la permetrina habitualmente se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario establecer un valor de referencia basado en efectos sobre la salud cuando la permetrina no se añade directamente al agua como larvicida.</li><li>• La OMS no recomienda añadir permetrina directamente al agua de consumo por motivos de salud pública, dada su política de excluir el uso de todos los piretroides para el control de larvas de mosquitos que actúan como vectores de enfermedades humanas. Esta política se basa en la preocupación por la posible aceleración del desarrollo de resistencia por parte de los vectores a los piretroides sintéticos, cuya aplicación como insecticidas en mosquiteras, es fundamental en la actual estrategia mundial de lucha contra la malaria.</li></ul>

### Reseña toxicológica

La toxicidad aguda de la permetrina de calidad técnica es baja. El isómero *cis* es considerablemente más tóxico que el isómero *trans*. El CIIC ha clasificado la permetrina en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos), dado que no existen datos de estudios con personas y los de los estudios con animales son escasos. La permetrina no es genotóxica. La JMPR ha concluido que la permetrina de calidad técnica no es tóxica para la función reproductora ni embriotóxica.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la permetrina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las Guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984, no evaluó la permetrina, pero en la segunda edición de las Guías (1993) se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la permetrina en el agua de consumo de

0,02 mg/l, basado en una IDA que estableció la JMPR en 1987 para la permetrina *cis:trans* 2:3 y 1:3, y admitiendo que la exposición a la permetrina presente en el medio ambiente es significativa. Se señaló que si la permetrina se utiliza como larvicida para el control de mosquitos y otros insectos que suponen un riesgo para la salud en fuentes de agua de consumo, se puede aumentar el porcentaje de la IDA asignado al agua de consumo.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencias principales**

FAO/OMS, 2000: *Pesticide residues in food – 1999. Evaluations – 1999. Part II – Toxicology*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/00.4).

OMS, 2005: *Permethrin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/111).

### **12.99(a) Productos derivados del petróleo**

Los productos derivados del petróleo se usan en grandes cantidades, principalmente como combustibles.

Son mezclas complejas de sustancias químicas derivadas del petróleo bruto o crudo mediante destilación y fraccionamiento. Comprenden principalmente una gran variedad de hidrocarburos alifáticos y aromáticos, muchos de los cuales tienen una solubilidad en agua sumamente baja. El almacenamiento y la manipulación de los productos derivados del petróleo son muy habituales y con frecuencia se producen vertidos. El principal riesgo para el agua de consumo es la posibilidad de que se produzcan vertidos en el agua de origen, penetren en los sistemas de distribución y contaminen las instalaciones de tratamiento del agua de consumo.

La exposición a componentes de los productos derivados del petróleo a través del agua de consumo suele ser breve, como consecuencia de un vertido accidental o un incidente de corta duración. Estos incidentes pueden generar concentraciones altas de hidrocarburos totales de petróleo (HTP). No obstante, algunos de los hidrocarburos aromáticos más solubles se pueden detectar por el sabor y el olor en concentraciones menores que las que suponen un riesgo para la salud, especialmente por exposición a corto plazo. Sustancias como los alquilbencenos y los alquilnaftalenos tienen umbrales gustativos y olfativos de unos pocos microgramos por litro. Teniendo esto en cuenta, no se considera pertinente establecer un valor de referencia expreso basado en efectos sobre la salud para los productos derivados del petróleo en el agua de consumo.

En caso de que se produzca un vertido, puede ser necesario realizar una evaluación del riesgo para la salud en el contexto específico. El hecho de que los productos derivados del petróleo sean mezclas complejas de muchos hidrocarburos diferentes complica la determinación de los posibles riesgos para los consumidores. El método tradicional, que consiste en evaluar por separado los riesgos derivados de la presencia de diferentes sustancias químicas en el agua de consumo, es, por consiguiente, inadecuado en gran medida. Para solventar esta dificultad, resulta más práctico determinar las concentraciones tolerables adecuadas para una serie de fracciones de hidrocarburos. El método de mayor aceptación es el que ha desarrollado el Grupo de trabajo para el establecimiento de criterios sobre hidrocarburos totales del petróleo (*Total Petroleum Hydrocarbons Criteria Working Group*) en los EE. UU., que divide los HTP en una serie de fracciones alifáticas y aromáticas en función del número de átomos de carbono y de la temperatura de ebullición y les asigna números equivalentes de carbonos.

Este método práctico proporciona una base adecuada para evaluar los posibles riesgos para la salud asociados a una contaminación del agua de consumo en mayor escala con productos derivados del petróleo. La asignación al agua de consumo del 10% de cada una de las dosis de referencia, equivalentes a las IDT, a las distintas fracciones supone una evaluación conservadora de los riesgos. Aunque el método se basa en el análisis de fracciones de hidrocarburos, la mayoría de ellas tienen una solubilidad baja, y las fracciones más solubles, compuestas principalmente por hidrocarburos aromáticos de menor peso molecular, estarán presentes en la mayor concentración.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera, segunda y tercera ediciones de las *Guías para la calidad del agua potable* no hicieron referencia a los productos derivados del petróleo en general, aunque se han establecido valores de referencia para hidrocarburos derivados del petróleo concretos (por ejemplo, el benceno, el etilbenceno, el tolueno y los

xilenos) y para hidrocarburos aromáticos policíclicos específicos que contaminan los productos derivados del petróleo (por ejemplo, el benzo[*a*]pireno).

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### **Referencia principal**

OMS, 2005: *Petroleum products in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/123).

### **12.100 pH**

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el pH. Aunque el pH no suele afectar directamente a los consumidores, es uno de los parámetros operativos más importantes de la calidad del agua (véase el capítulo 10).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que un pH inferior a 6,5 o superior a 9,2 afectaría notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 mantuvieron el intervalo 6,5-9,2 del pH como intervalo admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció como valor de referencia para el pH un intervalo de 6,5 a 8,5, basado en consideraciones relativas a las características organolépticas del agua. Se señaló que el intervalo aceptable de pH podría ser más amplio en ausencia de un sistema de distribución. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el pH. Aunque el pH no suele afectar directamente a los consumidores, es uno de los parámetros operativos más importantes de la calidad del agua, siendo su valor óptimo generalmente de 6,5 a 9,5.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *pH in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/12).

### **12.101 2-Fenilfenol y su sal sódica**

El 2-fenilfenol (número CAS 90-43-7) se usa como desinfectante, bactericida y viricida. En la agricultura se utiliza para desinfectar frutas, hortalizas y huevos. También se emplea como desinfectante general de superficies en hospitales, residencias, clínicas veterinarias, granjas avícolas, granjas lecheras, lavanderías comerciales, peluquerías y plantas de procesamiento de alimentos. El 2-fenilfenol se degrada rápidamente en aguas superficiales, y tiene un periodo de semidegradación de aproximadamente una semana en aguas fluviales.

Se ha determinado que la toxicidad del 2-fenilfenol es baja. Tanto el 2-fenilfenol como su sal sódica son cancerígenos en ratas macho, y el 2-fenilfenol es cancerígeno en ratones macho. No obstante, los tumores vesicales observados en ratas macho y los tumores hepáticos observados en ratones macho expuestos al 2-fenilfenol son, al parecer, efectos con umbral específicos de los machos de estas especies. La JMPR ha concluido que no es probable que el 2-fenilfenol implique un riesgo de cáncer para las personas. Aunque un grupo de trabajo reunido por el CIIC ha clasificado la sal sódica del 2-fenilfenol en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) y el 2-fenilfenol en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos), la JMPR señaló que la clasificación del CIIC se basa en la determinación de peligros, no en la evaluación de riesgos, y ha tenido en cuenta únicamente la información científica publicada, excluidos los estudios inéditos de toxicidad o carcinogenicidad. La JMPR concluyó también que hay algunas cuestiones no resueltas sobre el potencial genotóxico del 2-fenilfenol.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud para el 2-fenilfenol de 1 mg/l a partir de una IDA de 0,4 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 39 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la ralentización del aumento de peso corporal y a la hiperplasia y la carcinogenia vesicales observadas en ratas macho en un estudio de toxicidad de dos años de duración, aplicando un factor de incertidumbre de 100. Debido a su toxicidad baja, el valor basado en efectos sobre la salud calculado para el 2-fenilfenol es mucho mayor que las concentraciones de 2-fenilfenol que es probable encontrar en el agua de consumo. En las condiciones habituales, por lo tanto, no es probable que la presencia de 2-fenilfenol en el agua de consumo represente un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, no se juzga necesario establecer un valor de referencia para el 2-fenilfenol.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al 2-fenilfenol, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El 2-fenilfenol no se evaluó ni en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, ni en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencias principales**

- FAO/OMS, 2000: *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/00.4).
- OMS, 2003: *2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/69).

### **12.102 Hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP)**

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos (o polinucleares, HAP) constituyen un grupo variado de compuestos orgánicos que contienen dos o más anillos aromáticos condensados, formados por átomos de carbono e hidrógeno. La mayoría de los HAP llegan al medio ambiente por medio de la atmósfera, procedentes de diversos procesos de combustión y pirólisis. Dada su solubilidad baja y afinidad alta por las partículas, no se suelen encontrar en el agua en concentraciones significativas. La fuente principal de contaminación del agua de consumo con HAP suele ser el recubrimiento de alquitrán que se aplica a las tuberías del sistema de distribución de agua de consumo para protegerlas de la corrosión. El fluoranteno es el HAP que se detecta con más frecuencia en el agua de consumo y está asociado principalmente a los revestimientos de alquitrán de las tuberías de hierro colado o dúctil de los sistemas de distribución. Se han detectado HAP en varios alimentos (como resultado de la precipitación de los que se encuentran suspendidos en la atmósfera) y en peces de aguas contaminadas. También se forman HAP al emplear ciertos métodos de cocinar alimentos, como asar a la parrilla o a la brasa, hornear o freír. Para la población general, las principales vías de exposición a los HAP son los alimentos y el aire de los espacios interiores y del medio ambiente. El uso de fuego directo para calentar y cocinar puede aumentar la exposición a los HAP, especialmente en países en desarrollo. En los lugares con una elevada contaminación debida a los recubrimientos de alquitrán empleados en las tuberías de agua, la ingesta de HAP por el agua de consumo podría igualar e incluso superar la procedente de los alimentos.

Valor de referencia para el benzo[ <i>a</i> ]pireno (BaP)	0,0007 mg/l (0,7 µg/l)
Presencia	Las concentraciones de HAP en aguas subterráneas sin contaminar suelen oscilar entre 0 y 5 ng/l; las concentraciones en aguas subterráneas contaminadas pueden superar los 10 µg/l; el intervalo habitual de la suma de las concentraciones en el agua de consumo de un conjunto de HAP representativos seleccionados es de 1 ng/l a 11 µg/l aproximadamente
Método de cálculo del valor de referencia	Basado en un estudio de carcinogenia en ratones por exposición oral y calculado aplicando un modelo mutacional en dos etapas con distintos momentos de sacrificio y pautas de administración variables. La cuantificación de la relación dosis-respuesta tumorigena, basada en estudios nuevos en los que se evaluó la carcinogenia tras la administración de BaP a ratones por vía oral, pero en los que el número de grupos de

	dosis utilizados fue menor, confirma este valor.
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS y HPLC en fase inversa con detector de fluorescencia
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,05 µg/l mediante coagulación
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Una concentración significativa de BaP en el agua de consumo en ausencia de concentraciones muy altas de fluoranteno indica la presencia de partículas de alquitrán, que pueden proceder de revestimientos de tuberías muy deteriorados.</li> <li>• Se recomienda abandonar el uso de materiales con alquitrán y otros similares para los revestimientos de tuberías y los recubrimientos de depósitos de agua.</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

Las pruebas sobre la capacidad cancerígena para el ser humano de las mezclas de HAP se han obtenido fundamentalmente en estudios realizados en personas expuestas a estas sustancias por motivos laborales, tras su inhalación o exposición cutánea. No se dispone de datos de estudios de exposición por vía oral en personas. Hay pocos datos sobre la toxicidad oral de HAP distintos del BaP, particularmente en el agua de consumo. Se han calculado potencias relativas de HAP cancerígenos mediante la comparación de datos de estudios de exposición cutánea y de otro tipo. El orden de las potencias es coherente, por lo que este sistema constituye un indicador útil de la potencia de los HAP en comparación con la del BaP.

Se puede calcular un valor basado en efectos sobre la salud para el fluoranteno de 4 µg/l a partir de una DSEAO de 125 mg/kg de peso corporal al día correspondiente al aumento de la concentración de alanina-aminotransferasa (ALAT, o SGPT), los trastornos renales y hepáticos y las alteraciones clínicas y sanguíneas en un estudio de alimentación forzada por vía oral durante 13 semanas en ratones, aplicando un factor de incertidumbre de 10 000 (100 para la variación inter e intraespecífica, 10 por el uso de un estudio subcrónico y de una base de datos inadecuada y 10 por las pruebas concluyentes de la cocarcinogenia del fluoranteno y el BaP en estudios de aplicación cutánea en ratones). Sin embargo, este valor basado en efectos sobre la salud es significativamente mayor que las concentraciones presentes normalmente en el agua de consumo. En condiciones habituales, por lo tanto, la presencia de fluoranteno en el agua de consumo no representa un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, no se juzga necesario establecer un valor de referencia para el fluoranteno.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los HAP. Las Normas internacionales de 1971 señalaron que algunos HAP son cancerígenos y que las concentraciones de seis HAP representativos (fluoranteno, 3,4-benzofluoranteno, 11,12-benzofluoranteno, 3,4-benzopireno, 1,12-benzopireno e indeno[1,2,3-cd]pireno) no deben superar, en general, los 0,0002 mg/l. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, el BaP era el único HAP sobre el que se disponía de suficientes pruebas toxicológicas confirmadas para establecer un valor de referencia. Se recomendó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el BaP de 0,00001 mg/l, si bien se señaló que el modelo matemático indicado para sustancias químicas cancerígenas que se utilizó para calcularlo estaba sujeto a una incertidumbre considerable. También se recomendó que el control de los HAP en el agua de consumo se basara en la idea de que no deben superarse las concentraciones presentes en las aguas subterráneas sin contaminar. Las Guías de 1993 concluyeron que no se disponía de datos suficientes para calcular valores de referencia para los HAP en el agua de consumo, salvo para el BaP. Se calculó un valor de referencia para el BaP, correspondiente a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ , de 0,0007 mg/l. Este valor de referencia se mantuvo en el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, ya que se confirmó en nuevos estudios sobre la capacidad cancerígena del compuesto. También se recomendó abandonar el uso de materiales con alquitrán y otros similares para los revestimientos de tuberías y los recubrimientos de depósitos de agua. Aunque en el apéndice se calculó un valor basado en efectos sobre la salud para el fluoranteno, dicho valor era significativamente mayor que las concentraciones detectadas en el agua de consumo, por lo que se concluyó que, en condiciones habituales, la presencia de fluoranteno en el agua de consumo no representa un peligro para la salud de las personas; por consiguiente, no se consideró necesario establecer un valor de referencia para el fluoranteno. Dado que se dispone de pocos datos sobre la toxicidad oral de otros HAP, particularmente en el agua de consumo, se determinaron potencias relativas de HAP cancerígenos mediante la comparación de datos de estudios de exposición cutánea y de otro tipo, lo que constituye un indicador útil de la potencia de los HAP en comparación con la del BaP.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/59).

## **12.103 Propanil**

El propanil (número CAS 709-98-8) es un herbicida de posemergencia de contacto que se utiliza para controlar malas hierbas de hoja ancha y gramíneas, principalmente en arrozales. Es un compuesto móvil con afinidad por el compartimento acuático. No obstante, el propanil no es persistente y en condiciones naturales se transforma con facilidad en varios metabolitos. Dos de estos metabolitos, la 3,4-dicloroanilina y el 3,3',4,4'-tetracloroazobenceno, son más tóxicos y más persistentes que la sustancia original. Aunque se utiliza en varios países, el propanil sólo se ha detectado ocasionalmente en aguas subterráneas.

Aunque se puede calcular, no se ha establecido un valor basado en efectos sobre la salud para el propanil porque se transforma rápidamente en metabolitos que son más tóxicos. Por consiguiente, no se considera pertinente un valor de referencia para la sustancia original, y los datos sobre los metabolitos son insuficientes para determinar valores de referencia para ellos. Las autoridades responsables deben tomar en consideración la posible presencia en el agua de metabolitos medioambientales más tóxicos.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al propanil, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el propanil, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el propanil en el agua de consumo de 0,02 mg/l, y señaló que las autoridades debían tomar en consideración al aplicar esta directriz la posible presencia en el agua de metabolitos más tóxicos.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Propanil in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/112).

## **12.104 Piriproxifeno**

El piriproxifeno (número CAS 95737-68-1) es un regulador del crecimiento de los insectos de amplio espectro con actividad contra plagas de insectos que afectan a la salud pública. Es uno de los insecticidas recomendados en el plan WHOPES para el control de larvas de mosquito. En la agricultura y la horticultura, el piriproxifeno se ha utilizado para el control de cochinillas, moscas blancas, gusanos rosados, cigarrillas, pulgones y noctuidos. El piriproxifeno se degrada rápidamente en el suelo en condiciones aerobias, y su periodo de semidegradación es de 6,4 a 36 días. En sistemas sedimentarios de lagunas aerobias se determinaron periodos de semidegradación del piriproxifeno de 16 y 21 días, pero, al parecer, se degrada mucho más despacio en sistemas sedimentarios de lagunas anaerobias. Dado que el piriproxifeno es un plaguicida nuevo, se han obtenido pocos datos medioambientales. La ingesta de piriproxifeno de todas las fuentes es generalmente baja e inferior a la IDA.



Valor de referencia	0,03 mg/l
Presencia	No se han registrado concentraciones detectables en aguas superficiales en los EE. UU.
IDA	0,1 mg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO general de 10 mg/kg de peso corporal al día correspondiente al aumento del peso relativo del hígado y al aumento de la concentración plasmática total de colesterol en perros macho en dos estudios de toxicidad de un año, aplicando un factor de incertidumbre de 100
Límite de detección	No hay información
Concentración alcanzable mediante tratamiento	No hay datos; la concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDA
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

La JMPR concluyó que el piriproxifeno no es cancerígeno ni genotóxico. En estudios a largo y corto plazo sobre los efectos del piriproxifeno en ratones, ratas y perros, la toxicidad afectó principalmente al hígado (aumento del peso y alteración de las concentraciones plasmáticas de lípidos, sobre todo el colesterol).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al piriproxifeno, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. El piriproxifeno no se evaluó ni en la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, ni en la segunda edición, publicada en 1993, ni en el apéndice a la segunda edición, publicado en 1998.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

FAO/OMS, 2000: *Pesticide residues in food – 1999 evaluations. Part II – Toxicological*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/00.4).

OMS, 2003: *Pyriproxyfen in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/113).

## **12.105 Selenio**

El selenio está presente en la corteza terrestre, generalmente en asociación con minerales que contienen azufre. El selenio es un oligoelemento esencial, y su principal fuente para la población general son alimentos como los cereales, la carne y el pescado. Las concentraciones presentes en los alimentos varían mucho en función de la región geográfica en la que se producen.

Valor de referencia	0,01 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo varían mucho de unas regiones geográficas a otras, pero suelen ser mucho menores que 0,01 mg/l.
DSEAO en personas	Se calcula que se encuentra en torno a los 4 µg/kg de peso corporal al día, basándose en los datos de un estudio en el que un grupo de 142 personas con una ingesta diaria media de 4 µg/kg de peso corporal no mostraron signos clínicos o bioquímicos de toxicidad por selenio
Límite de detección	0,5 µg/l mediante AAS con generación de hidruros
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración de selenio (IV) debería poderse reducir hasta 0,01 mg/l mediante coagulación; el selenio (VI) no puede eliminarse mediante tratamientos convencionales

---

Cálculo del valor de referencia	10% de la DSEAO
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

---

### **Reseña toxicológica**

El selenio es un elemento esencial para el ser humano, y la ingesta diaria recomendada para adultos se sitúa alrededor de 1 µg/kg de peso corporal. Se ha comprobado que los compuestos de selenio son genotóxicos en sistemas *in vitro* con activación metabólica, pero no en personas. No se obtuvieron pruebas de efectos teratógenos en monos. La toxicidad a largo plazo en ratas se caracteriza por la inhibición del crecimiento y trastornos hepáticos. En personas, los efectos tóxicos de la exposición prolongada al selenio se manifiestan en las uñas, el cabello y el hígado. Datos obtenidos en China indican que aparecen signos clínicos y bioquímicos con una ingesta diaria mayor que 0,8 mg.

La ingesta diaria de niños venezolanos que presentaban signos clínicos era de 0,7 mg aproximadamente; esta cifra se calculó a partir de sus concentraciones sanguíneas y de los datos sobre la relación entre la concentración sanguínea y la ingesta obtenidos en China. En un pequeño grupo de pacientes con artritis reumatoide a los que se administró selenio a razón de 0,25 mg al día, además de la aportación procedente de los alimentos, también se observaron efectos en la síntesis de una proteína hepática. En un estudio realizado en un grupo de 142 personas con una ingesta media diaria de 0,24 mg (0,72 mg como máximo) procedente de los alimentos, no se observaron signos clínicos o bioquímicos de toxicidad por selenio.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima admisible de selenio de 0,05 mg/l, basándose en sus posibles efectos perjudiciales para la salud. En las Normas internacionales de 1963 se redujo este valor a 0,01 mg/l, el cual se mantuvo como límite superior provisional de concentración en las Normas internacionales de 1971, si bien se reconoció que el selenio es un oligoelemento esencial para algunas especies. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se mantuvo el valor de referencia de 0,01 mg/l, aunque se señaló que en regiones en las que la ingesta de selenio por vía alimentaria sea relativamente alta o baja, el valor de referencia posiblemente tuviera que modificarse en consecuencia. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,01 mg/l, derivado de estudios realizados con personas.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Selenium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/13).

## **12.106 Plata**

La plata está presente de forma natural principalmente en forma de óxidos, muy insolubles e inmóviles, de sulfuros y de algunas sales. Se ha detectado ocasionalmente en aguas subterráneas y superficiales y en el agua de consumo en concentraciones mayores que 5 µg/l. Las concentraciones en el agua de consumo tratada con plata para su desinfección pueden superar los 50 µg/l. Estimaciones recientes sitúan la ingesta diaria en unos 7 µg por persona.

Sólo se absorbe un pequeño porcentaje de plata. Las tasas de retención en personas y animales de laboratorio oscilan entre el 0 y el 10%.

El único signo evidente de sobrecarga de plata es la argiria, una afección en la que se altera profundamente la coloración de la piel y el cabello como consecuencia de la presencia de plata en los tejidos. Se calculó una DSEAO por vía oral para la argiria en personas correspondiente a una ingesta total a lo largo de la vida de 10 g de plata, basándose en notificaciones de casos en personas y experimentos a largo plazo en animales.

Las concentraciones bajas de plata en el agua de consumo, generalmente inferiores a 5 µg/l, no afectan a la salud de las personas en lo relativo a la argiria. Por otra parte, la utilización de sales de plata

para mantener la calidad bacteriológica del agua de consumo da lugar a situaciones especiales. En tales casos, se pueden tolerar concentraciones más altas de plata, de hasta 0,1 mg/l (con esta concentración se obtiene una dosis total durante 70 años de la mitad de la DSEAO de 10 g para las personas), sin riesgo para la salud.

No hay datos suficientes para calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la plata en el agua de consumo.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a la plata. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se consideró necesario establecer un valor de referencia para la plata en el agua de consumo. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la plata. Cuando se utilizan sales de plata para mantener la calidad bacteriológica del agua de consumo, se pueden tolerar concentraciones de hasta 0,1 mg/l sin riesgo para la salud.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Silver in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/14).

### **12.107 Simazina**

La simazina (número CAS 122-34-9) es un herbicida de preemergencia utilizado en varios cultivos, así como zonas no cultivadas. Es bastante resistente a los procesos de disipación química y física en el suelo. Es persistente y móvil en el medio ambiente.

Valor de referencia	0,002 mg/l
Presencia	Se ha detectado con frecuencia en aguas subterráneas y superficiales en concentraciones de hasta unos pocos microgramos por litro
IDT	0,52 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,52 mg/kg de peso corporal a partir de un estudio a largo plazo en ratas (basado en la variación del peso, los efectos en los parámetros sanguíneos y el aumento de tumores de mama) y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la posible capacidad cancerígena no genotóxica)
Límite de detección	0,01 µg/l mediante GC/MS; 0,1-0,2 µg/l mediante GC con detector termoiónico de llama
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,1 µg/l mediante tratamiento con CAG
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

#### **Reseña toxicológica**

La simazina no parece ser genotóxica en sistemas mamíferos. Estudios recientes han demostrado un aumento en los tumores de mama en ratas hembra, pero no se han observado efectos en ratones. El CIIC ha clasificado la simazina en el Grupo 3.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la simazina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la

población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó la simazina, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la simazina en el agua de consumo de 0,002 mg/l.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Simazine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/42).

### **12.108 Sodio**

Las sales de sodio (por ejemplo, el cloruro sódico) se encuentran en casi todos los alimentos (la principal fuente de exposición diaria) y en el agua de consumo. Aunque las concentraciones de sodio en el agua potable normalmente son inferiores a 20 mg/l, en algunos países pueden superar en gran medida esta cantidad. Las concentraciones de sales de sodio en el aire son normalmente bajas con respecto a las presentes en los alimentos o el agua. Se debe señalar que algunos ablandadores del agua pueden incrementar notablemente el contenido de sodio del agua de consumo.

No se pueden extraer conclusiones definitivas con respecto a la posible asociación entre la presencia de sodio en el agua de consumo y la hipertensión. Por consiguiente, no se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud. No obstante, si las concentraciones rebasan los 200 mg/l, el agua podría tener un gusto inaceptable (véase el capítulo 10).

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al sodio. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se concluyó que no había pruebas suficientes para justificar el establecimiento de un valor de referencia para el sodio en el agua basándose en consideraciones relativas al riesgo para la salud, pero se señaló que la ingesta de sodio en el agua de consumo puede afectar más a las personas que requieren una dieta baja en sodio y a los lactantes alimentados con biberón. Se estableció un valor de referencia para el sodio de 200 mg/l, basado en consideraciones gustativas. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sodio, puesto que no se pudieron extraer conclusiones definitivas con respecto a la posible asociación entre la presencia de sodio en el agua de consumo y la hipertensión. No obstante, si las concentraciones rebasan los 200 mg/l, el agua podría tener un gusto inaceptable.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Sodium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/15).

### **12.109 Estireno**

El estireno, que se usa principalmente en la producción de plásticos y resinas, está presente en cantidades mínimas en aguas superficiales, aguas de consumo y alimentos. En las zonas industriales, la exposición por el aire puede ocasionar la ingesta de unos pocos centenares de microgramos al día. En los fumadores, la exposición diaria puede ser hasta 10 veces mayor.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	Se ha detectado en el agua de consumo y en aguas superficiales en concentraciones inferiores a 1 µg/l
IDT	7,7 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 7,7 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a la disminución del peso corporal observada en un estudio de administración en el agua de consumo durante dos años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la capacidad cancerígena y genotoxicidad de la sustancia intermedia reactiva óxido de 7,8-estireno)
Límite de detección	0,3 µg/l mediante GC con detector de fotoionización y confirmación mediante MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,02 mg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El estireno puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo en concentraciones correspondientes a su valor de referencia.

### **Reseña toxicológica**

Tras la inhalación o la exposición por vía oral, el estireno se absorbe rápidamente y se distribuye ampliamente por el organismo, muy especialmente en los depósitos lipídicos. Se metaboliza a óxido de 7,8-estireno, la sustancia intermedia activa, que se conjuga con glutatión o continúa su metabolización. Los metabolitos se excretan rápidamente y casi por completo en la orina.

La toxicidad aguda del estireno es baja. En estudios de toxicidad a corto plazo en ratas se observó reducción de la actividad de la glutatión-transferasa y disminución de las concentraciones de glutatión. En pruebas *in vitro*, el estireno ha demostrado ser mutágeno únicamente si se produce su activación metabólica.

En estudios *in vitro* e *in vivo*, se han observado alteraciones cromosómicas, sobre todo con dosis altas de estireno.

El óxido de 7,8-estireno, la sustancia intermedia reactiva, es un mutágeno de acción directa. En estudios a largo plazo, el estireno administrado por vía oral aumentó la incidencia de tumores de pulmón en ratones con dosis altas, pero no produjo efectos cancerígenos en ratas. El óxido de 7,8-estireno resultó cancerígeno en ratas tras su administración por vía oral. El CIIC ha clasificado el estireno en el Grupo 2B. Los datos disponibles sugieren que la capacidad cancerígena del estireno se debe a la sobrecarga del mecanismo de desintoxicación para el óxido de 7,8-estireno (por ejemplo, por disminución del glutatión).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al estireno. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el estireno de 0,02 mg/l, y señalaron que el estireno puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo en esta concentración.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Styrene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/27).

## **12.110 Sulfato**

Los sulfatos están presentes de forma natural en muchos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se liberan al agua procedentes de residuos industriales y mediante

precipitación desde la atmósfera; no obstante, las concentraciones más altas suelen encontrarse en aguas subterráneas y provienen de fuentes naturales. En general, la ingesta diaria media de sulfato procedente del agua de consumo, el aire y los alimentos es de aproximadamente 500 mg, siendo los alimentos la principal fuente. Sin embargo, en regiones cuyas aguas de consumo contienen concentraciones altas de sulfato, el agua de consumo puede ser la principal fuente de ingesta.

Los datos existentes no permiten determinar la concentración de sulfato en el agua de consumo que probablemente ocasiona efectos adversos para la salud de las personas. Los datos de un estudio en lechones con una dieta líquida y estudios con agua de grifo en voluntarios muestran un efecto laxante con concentraciones de 1000 a 1200 mg/l, pero sin aumento de la diarrea, la deshidratación o la pérdida de peso.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato. No obstante, debido a los efectos gastrointestinales de la ingestión de agua de consumo con concentraciones altas de sulfato, se recomienda notificar a las autoridades de salud las fuentes de agua de consumo en las que las concentraciones de sulfato rebasen los 500 mg/l. La presencia de sulfato en el agua de consumo también puede producir un sabor apreciable (véase el capítulo 10) y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de sulfato mayores que 400 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 mantuvieron este valor como concentración máxima admisible o permisible. Las dos primeras ediciones de las Normas internacionales también sugirieron que concentraciones de magnesio y sulfato de sodio mayores que 1000 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua de consumo. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia para el sulfato de 400 mg/l, basado en consideraciones gustativas. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato. No obstante, debido a los efectos gastrointestinales de la ingestión de agua de consumo con altas concentraciones de sulfato, se recomendó notificar a las autoridades de salud las fuentes de agua de consumo en las que las concentraciones de sulfato rebasen los 500 mg/l. La presencia de sulfato en el agua de consumo también puede producir un sabor apreciable en concentraciones mayores que 250 mg/l y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Sulfate in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).

### **12.111 2,4,5-T (ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético)**

Los periodos de semidegradación de los herbicidas clorofenoxiacéticos, incluido el 2,4,5-T (número CAS 93-76-5), en el medio ambiente son del orden de varios días. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxiacéticos en los alimentos.

Valor de referencia	0,009 mg/l
Presencia	No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxiacéticos en el agua de consumo; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro.
IDT	3 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 3 mg/kg de peso corporal correspondiente a la ralentización del aumento de peso corporal, al aumento del peso del hígado y de los riñones y a toxicidad renal en un estudio de 2 años en ratas, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para tener en cuenta la asociación sugerida entre el 2,4,5-T y el sarcoma de tejidos blandos y el linfoma no hodgkiniano en estudios epidemiológicos).
Límite de detección	0,02 µg/l mediante GC con ECD
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT

• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### **Reseña toxicológica**

El CIIC ha clasificado a los herbicidas clorofenoxiácidos, en conjunto, dentro del Grupo 2B. No obstante, los datos disponibles de estudios realizados en poblaciones y animales expuestos no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxiácido concreto. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. La DSEAO correspondiente a efectos sobre la reproducción (menor supervivencia neonatal, disminución de la fertilidad, reducción del peso relativo del hígado y del peso del timo en las crías) del 2,4,5-T sin dioxinas (<0,03 µg/kg) en un estudio de toxicidad para la función reproductora en tres generaciones de ratas es la misma que la DSEAO correspondiente a la ralentización del aumento de peso corporal, al aumento del peso del hígado y los riñones y a la toxicidad renal en un estudio de toxicidad en el que se alimentó a las ratas con 2,4,5-T (prácticamente libre de contaminación por dioxinas) durante 2 años.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a los herbicidas clorofenoxiácidos, incluido el 2,4,5-T, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó el 2,4,5-T, pero las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el 2,4,5-T de 0,009 mg/l.

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinkingwater*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).

## **12.112 Terbutilazina (TBA)**

La terbutilazina (TBA) (número CAS 5915-41-3), un herbicida de la familia de las clorotriazinas, se usa en el tratamiento de preemergencia y poseemergencia de una gran variedad de cultivos agrícolas, así como en la silvicultura. La degradación de la TBA en aguas naturales depende de la presencia de sedimentos y de la actividad biológica.

Valor de referencia	0,007 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua rara vez superan los 0,2 µg/l aunque se han observado concentraciones más altas.
IDT	2,2 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,22 mg/kg de peso corporal correspondiente a la ralentización del aumento de peso corporal al administrar la siguiente dosis más alta en un estudio de toxicidad y carcinogenia de 2 años en ratas, con un factor de incertidumbre de 100 (correspondiente a la variación inter e intraespecífica).
Límite de detección	0,1 µg/l mediante HPLC con detección de UV
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

No hay pruebas de que la TBA sea cancerígena o mutágena. En estudios a largo plazo de alimentación en ratas, se observaron efectos sobre los parámetros eritrocíticos en las hembras, un aumento de la incidencia de lesiones no neoplásicas en el hígado, los pulmones, la glándula tiroidea y los testículos, así como una ligera ralentización del aumento de peso corporal.

### Antecedentes de la determinación del valor de referencia

Las Normas internacionales para el agua potable de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la TBA, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia para los herbicidas triazínicos, entre los que se encuentra la TBA, tras una evaluación pormenorizada de los compuestos. La segunda edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1993, no evaluó la TBA. En el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,007 mg/l para la TBA en el agua de consumo.

### Fecha de evaluación

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1998. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### Referencia principal

OMS, 2003: *Terbuthylazine in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/63).

## 12.113 Tetracloroetano

El tetracloroetano se ha usado principalmente como disolvente en la industria de la limpieza en seco y, en menor medida, como disolvente desengrasante. Tiene una amplia presencia en el medio ambiente y se encuentra en cantidades mínimas en el agua, en organismos acuáticos, en el aire, en productos alimenticios y en tejidos humanos. Las concentraciones medioambientales más altas de tetracloroetano se dan en las industrias de limpieza en seco y de desengrasado de metales. Pueden producirse en ocasiones emisiones que pueden dar lugar a concentraciones altas en aguas subterráneas. En aguas subterráneas anaerobias, el tetracloroetano puede degradarse y formar compuestos más tóxicos, como el cloruro de vinilo.

Valor de referencia	0,04 mg/l
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo suelen ser menores que 3 µg/l, aunque se han detectado concentraciones mucho mayores en agua de pozo (23 mg/l) y en aguas subterráneas contaminadas (1 mg/l).
IDT	14 µg/kg de peso corporal, basada en los efectos hepatotóxicos observados en un estudio de alimentación forzada de 6 semanas en ratones macho y en un estudio de administración en el agua de bebida durante 90 días en ratas macho y hembra, y teniendo en cuenta el potencial cancerígeno (pero no la corta duración del estudio, dada la base de datos utilizada y consideraciones relativas a la administración de la dosis en el agua de bebida en uno de los dos estudios críticos).
Límite de detección	0,2 µg/l mediante GC con ECD; 4,1 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	

### Reseña toxicológica

En concentraciones altas, el tetracloroetano provoca depresión del sistema nervioso central. Se han descrito daños en el hígado y los riñones producidos por concentraciones más bajas de tetracloroetano. El CIIC ha clasificado el tetracloroetano en el Grupo 2A. Se ha comprobado que el tetracloroetano genera



tumores hepáticos en ratones macho y hembra; también existen algunas pruebas del desarrollo de leucemia monocítica en ratas macho y hembra, así como de tumores renales en ratas macho. El conjunto de las pruebas obtenidas en estudios realizados para evaluar la genotoxicidad del tetracloroetano, como la inducción de roturas en el ADN monocatenario, la mutación de células germinales y las alteraciones cromosómicas *in vitro* e *in vivo*, indican que el tetracloroetano no es genotóxico.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al tetracloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia provisional de 0,01 mg/l; este valor se designó como provisional porque, aunque los datos de carcinogenia no justificaban el establecimiento de un valor de referencia definitivo, se consideró que la presencia del compuesto en el agua de consumo tenía importantes consecuencias para la salud. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,04 mg/l para el tetracloroetano.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Tetrachloroethene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/23).

### **12.114 Tolueno**

La mayor parte del tolueno (en forma de mezclas de benceno, tolueno y xileno) se emplea en la formulación de gasolinas. También se usa como disolvente y como materia prima en la fabricación de productos químicos. El aire es la principal vía de exposición, que se ve incrementada por el consumo de tabaco y el tráfico.

Valor de referencia	0,7 mg/l
Presencia	Se han encontrado concentraciones de unos pocos microgramos por litro en aguas superficiales, en aguas subterráneas y en aguas de consumo; las emisiones localizadas pueden dar lugar a concentraciones superiores en aguas subterráneas (hasta 1 mg/l). También puede atravesar tuberías de plástico procedente de suelos contaminados.
IDT	223 µg/kg de peso corporal, basada en una DMEAO de 312 mg/kg de peso corporal al día correspondiente a los efectos hepatotóxicos marginales observados en un estudio de alimentación forzada durante 13 semanas en ratones, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la corta duración del estudio y el uso de una DMEAO en lugar de una DSEAO).
Límite de detección	0,13 µg/l mediante GC con FID; 6 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo descrito de tolueno en agua.

#### **Reseña toxicológica**

El tolueno se absorbe completamente en el aparato digestivo y se distribuye rápidamente por el organismo, con especial afinidad por el tejido adiposo. El tolueno se metaboliza con rapidez y, tras su conjugación, se excreta principalmente por la orina. En la exposición por inhalación al tolueno por motivos laborales, se observa afectación del sistema nervioso central e irritación de las mucosas. La toxicidad aguda por vía oral es baja. El tolueno provoca efectos embriotóxicos y fetotóxicos, pero no

existen pruebas concluyentes de actividad teratógena en el ser humano ni en animales de laboratorio. Los estudios de exposición prolongada por inhalación en ratas y ratones no han demostrado la capacidad cancerígena del tolueno. Los ensayos de genotoxicidad *in vitro* fueron negativos, mientras que los resultados de ensayos *in vivo* fueron contradictorios en lo relativo a alteraciones cromosómicas. El CIIC ha concluido que no existen suficientes pruebas de la capacidad cancerígena del tolueno en el ser humano ni en los animales de experimentación y lo ha clasificado en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos).

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al tolueno. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia, tras una evaluación pormenorizada del compuesto. Las Guías de 1993 establecieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,7 mg/l para el tolueno, pero señalaron que este valor superaba el umbral olfativo mínimo descrito de tolueno en agua (0,024 mg/l).

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Toluene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/116).

### **12.115 Sólidos disueltos totales (SDT)**

Los sólidos disueltos totales (SDT) comprenden las sales inorgánicas (principalmente de calcio, magnesio, potasio y sodio, bicarbonatos, cloruros y sulfatos) y pequeñas cantidades de materia orgánica que están disueltas en el agua. Los SDT presentes en el agua de consumo proceden de fuentes naturales, aguas residuales, escorrentía urbana y aguas residuales industriales. Las sales empleadas en algunos países para eliminar el hielo de las carreteras también contribuyen a aumentar el contenido de SDT en el agua de consumo. Debido a las diferentes solubilidades de diferentes minerales, las concentraciones de SDT en el agua varían considerablemente de unas zonas geológicas a otras.

No se dispone de datos fiables sobre posibles efectos para la salud asociados a la ingestión de SDT presentes en el agua de consumo y no se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud. No obstante, la presencia de concentraciones altas de SDT en el agua de consumo puede resultar desagradable para los consumidores (véase el capítulo 10).

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de sólidos totales superiores a 1500 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 mantuvieron este valor como concentración máxima admisible o permisible. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se estableció un valor de referencia de 1000 mg/l para los SDT, basado en consideraciones gustativas. En las Guías de 1993 no se propuso ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para los SDT, ya que no se disponía de datos fiables sobre posibles efectos sobre la salud asociados a la ingestión de SDT en el agua de consumo. No obstante, la presencia de concentraciones altas de SDT en el agua de consumo (superiores a 1200 mg/l) puede resultar desagradable para los consumidores. El agua con concentraciones muy bajas de SDT también puede ser inaceptable debido a su falta de sabor.

#### ***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Total dissolved solids in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/16).

### 12.116 Ácido tricloroacético

Los ácidos cloroacéticos se forman a partir de materia orgánica durante la cloración del agua.

Valor de referencia	0,2 mg/l
Presencia	Se ha detectado en sistemas de distribución de aguas subterráneas y superficiales de los EE. UU. en concentraciones medias de 5,3 µg/l (de <1,0 a 80 µg/l) y 16 µg/l (de <1,0 a 174 µg/l), respectivamente; la concentración máxima (200 µg/l) se ha medido en agua clorada en Australia.
IDT	32,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 32,5 mg/kg de peso corporal al día de un estudio en el que se observó disminución del peso corporal, aumento de la actividad sérica de las enzimas hepáticas y alteraciones histopatológicas hepáticas en ratas expuestas a tricloroacetato en el agua de bebida durante 2 años, incorporando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por las deficiencias de la base de datos, como la ausencia de un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora, la falta de un estudio de embriotoxicidad en una segunda especie y la falta de datos histopatológicos completos en una segunda especie).
Límite de detección	1 µg/l mediante GC con ECD; 1 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentraciones de ácido tricloroacético en el agua de consumo suelen ser menores que 0,1 mg/l. Pueden reducirse mediante la instalación de un sistema de coagulación (o su optimización) para eliminar los precursores, o bien mediante el control del pH durante la cloración.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El IPCS estableció una IDT parecida para el tricloroacetato, basada en una DSEAO correspondiente a la toxicidad hepática en un estudio a largo plazo en ratones.

#### **Reseña toxicológica**

Se ha demostrado que el ácido tricloroacético induce tumores hepáticos en ratones. Los ensayos *in vitro* de mutaciones y alteraciones cromosómicas han generado resultados mixtos, y se ha observado que el ácido tricloroacético provoca alteraciones cromosómicas en estudios *in vivo*. El CIIC ha clasificado el ácido tricloroacético en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos). Las pruebas indican, en su conjunto, que el ácido tricloroacético no es una sustancia cancerígena genotóxica.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia al ácido tricloroacético. En las Guías de 1993, se calculó un valor de referencia provisional de 0,1 mg/l para el ácido tricloroacético; se designó como provisional debido a las limitaciones de la base de datos toxicológica disponible y porque no se disponía de datos suficientes para juzgar si era posible técnicamente alcanzar el valor de referencia. Se hizo hincapié en que la dificultad para alcanzar el valor de referencia nunca debe impedir una desinfección adecuada.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Trichloroacetic acid in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/120).

### 12.117 Triclorobencenos (total)

Las emisiones de triclorobencenos (TCB) al medio ambiente se producen durante su fabricación y al usarlos como productos químicos industriales, sustancias químicas intermedias y disolventes. Hay presencia de TCB en el agua de consumo, pero rara vez en concentraciones mayores que 1 µg/l. En la población general, la exposición se produce principalmente por el aire y los alimentos.

La toxicidad aguda de los TCB es moderada. Los tres isómeros producen efectos tóxicos parecidos, predominantemente en el hígado, tras la exposición breve por vía oral. No se han realizado estudios de toxicidad o carcinogenicidad a largo plazo por exposición oral, pero los datos disponibles sugieren que ninguno de los tres isómeros es genotóxico.

Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 20 µg/l para los TCB totales, basado en una IDT de 7,7 µg/kg de peso corporal, correspondiente a la hepatotoxicidad detectada en un estudio de 13 semanas en ratas, teniendo en cuenta la corta duración del estudio. Sin embargo, puesto que los TCB aparecen en concentraciones mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud. Debe señalarse que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud supera el umbral olfativo mínimo en agua descrito.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a los TCB. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no se disponía de datos de efectos sobre la salud suficientes para calcular un valor de referencia para el 1,2,4-TCB. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,02 mg/l para los TCB totales, debido a la similitud de los tres isómeros en cuanto a su toxicidad, pero señalaron que este valor superaba el umbral olfativo mínimo en agua descrito (0,005 mg/l para el 1,2,4-TCB).

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### ***Referencia principal***

OMS, 2003: *Trichlorobenzenes in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/117).

## **12.118 1,1,1-Tricloroetano**

El 1,1,1-tricloroetano se usa mucho como disolvente para la limpieza de equipos eléctricos, como disolvente de adhesivos, recubrimientos y tintes textiles, y como refrigerante y lubricante. Se encuentra principalmente en la atmósfera, aunque presenta una gran movilidad en suelos y migra rápidamente hacia aguas subterráneas. Sólo se ha detectado la presencia de 1,1,1-tricloroetano en una pequeña proporción de aguas superficiales y aguas subterráneas, generalmente en concentraciones menores que 20 µg/l, aunque se han observado concentraciones superiores (hasta 150 µg/l) en unos pocos casos. Al parecer, la exposición al 1,1,1-tricloroetano procedente de otras fuentes está aumentando.

El 1,1,1-tricloroetano se absorbe con rapidez en los pulmones y el aparato digestivo, pero sólo se metabolizan cantidades pequeñas: aproximadamente el 6% en el ser humano y el 3% en animales de experimentación. La exposición a concentraciones altas puede desembocar en esteatosis hepática (hígado graso), tanto en el ser humano como en animales de laboratorio. En un estudio bien realizado de exposición por vía oral en ratones y ratas, se observaron efectos en la disminución del peso del hígado y alteraciones renales indicativas de nefropatía con hialinosis intracelular. El CIIC ha clasificado el 1,1,1-tricloroetano en el Grupo 3. Al parecer, el 1,1,1-tricloroetano no es mutágeno.

Se puede calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 2 mg/l para el 1,1,1-tricloroetano, basado en una IDT de 0,6 mg/kg de peso corporal, basada en las alteraciones renales indicativas de nefropatía con hialinosis intracelular observada en un estudio de exposición por vía oral de 13 semanas en ratas macho, y teniendo en cuenta la corta duración del estudio. Sin embargo, dado que las concentraciones de 1,1,1-tricloroetano son mucho menores que las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia.

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al 1,1,1-tricloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia, tras una evaluación pormenorizada del compuesto. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia provisional de 2 mg/l para el 1,1,1-tricloroetano. El valor se designó como provisional porque se basó en un estudio de exposición por inhalación y no en un estudio de exposición por vía oral. Se recomendó encarecidamente la realización de un estudio de toxicidad oral adecuado que proporcione datos más aceptables para el cálculo de un valor de referencia.

### Fecha de evaluación

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### Referencia principal

OMS, 2003: *1,1,1-Trichloroethane in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/65).

## 12.119 Tricloroetano

El tricloroetano se usa fundamentalmente en el desengrasado de metales. Se libera principalmente a la atmósfera, pero también puede alcanzar aguas subterráneas y, en menor medida, aguas superficiales por medio de vertidos industriales. Las causas principales de contaminación de aguas subterráneas con tricloroetano han sido su manipulación deficiente y su vertido indebido a vertederos. Cabe esperar que la exposición al tricloroetano procedente del aire sea mayor que la procedente de los alimentos o del agua de consumo, a menos que ésta contenga concentraciones de tricloroetano mayores que 10 µg/l aproximadamente.

Valor de referencia provisional	0,02 mg/l El valor de referencia se designa como provisional debido a las deficiencias de la base de datos toxicológica.
Presencia	Debido a su alta volatilidad, las concentraciones suelen ser bajas (<1 µg/l) en aguas superficiales; no obstante, las concentraciones pueden ser más altas (generalmente menores que 100 µg/l) en sistemas de aguas subterráneas donde la volatilización y la biodegradación son limitadas.
IDT	1,46 µg/kg de peso corporal al día en un estudio de embriotoxicidad en ratas, basada en un BMDL <sub>10</sub> (límite inferior del intervalo de confianza al 95% correspondiente a un incremento del 10% del riesgo de malformaciones cardíacas en el feto con respecto al nivel de fondo) de 0,146 mg/kg de peso corporal al día y aplicando un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica.
Límite de detección	0,01-3,0 µg/l mediante GC en columna capilar obtenidos mediante purga y atrapamiento y detectores de fotoionización o con detectores de fotoionización y ECD en serie; 0,5 µg/l mediante GC en columna capilar obtenidos mediante purga y atrapamiento con MS; 0,01 µg/l mediante extracción líquido-líquido y GC con ECD. El límite práctico de cuantificación que la mayoría de los laboratorios competentes consideran alcanzable es de 5 µg/l.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,002 mg/l mediante arrastre con aire, posiblemente en combinación con adsorción en CAG.
Cálculo del valor de referencia	50% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"><li>• El valor de referencia confiere protección frente a los criterios de valoración, de tipo canceroso y otros.</li><li>• En países con ventilación escasa de las casas y frecuencias altas de duchas y baños, las autoridades quizá debieran tener en cuenta en la elaboración de normas nacionales a partir del valor de referencia provisional la exposición adicional por vía cutánea y por inhalación.</li></ul>

### Reseña toxicológica

Aunque la capacidad genotóxica del tricloroetano parece ser débil en los ensayos realizados *in vitro* e *in vivo*, varios de sus metabolitos sí son genotóxicos y algunos se han clasificado como cancerígenos o posiblemente cancerígenos para el ser humano. Dado que hay pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en dos especies de animales de experimentación y que se dispone de datos complementarios sobre su efecto en el ser humano, el CIIC clasificó el tricloroetano en el Grupo 2A (probablemente cancerígeno para el ser humano). La embriotoxicidad se considera el principal efecto no canceroso, debido al bajo nivel de efectos adversos, a la gravedad del resultado (malformaciones cardíacas) y a la existencia de pruebas de efectos similares (por ejemplo, anomalías cardíacas) en estudios epidemiológicos.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al tricloroetano. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, se recomendó un valor de referencia provisional de 0,03 mg/l; el valor de referencia se designó como provisional porque, aunque se observó carcinogenicidad únicamente en una especie, el compuesto está presente con relativa frecuencia en el agua de consumo. La segunda edición de las Guías (1993) estableció un valor de referencia provisional basado en efectos sobre la salud de 0,07 mg/l para el tricloroetano. El valor se designó como provisional porque para calcularlo se aplicó un factor de incertidumbre de 3000. Este valor de referencia se incluyó en la tercera edición.

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

### **Referencia principal**

OMS, 2005: *Trichloroethene in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/22).

## **12.120 Trifluralina**

La trifluralina (número CAS 1582-09-8) es un herbicida de preemergencia empleado en diversos cultivos. Su solubilidad en agua es baja y presenta una alta afinidad con el suelo. No obstante, los procesos de biodegradación y fotodegradación pueden generar metabolitos polares que pueden contaminar fuentes de agua de consumo. Aunque este compuesto se usa en muchos países, hay relativamente pocos datos disponibles sobre la contaminación del agua de consumo.

Valor de referencia	0,02 mg/l
Presencia	No se ha detectado en las pocas muestras de agua de consumo analizadas; se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones mayores que 0,5 µg/l y rara vez en aguas subterráneas.
IDT	7,5 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 0,75 mg/kg de peso corporal para efectos hepáticos leves en un estudio de alimentación de 1 año en perros, con un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica)
Límite de detección	0,05 µg/l mediante GC con detección de nitrógeno y fósforo
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	Las autoridades deben tener en cuenta que algunas trifluralinas de calidad técnica con impurezas pueden contener compuestos cancerígenos potentes y, por consiguiente, no deben utilizarse.

### **Reseña toxicológica**

La trifluralina de gran pureza no tiene propiedades mutágenas. La trifluralina técnica con un grado de pureza bajo puede contener contaminantes nitrosados y se ha comprobado que es mutágena. No se han hallado pruebas de capacidad cancerígena en varios estudios de toxicidad o carcinogenicidad a largo plazo realizados con trifluralina pura (99%). El CIIC ha evaluado recientemente la trifluralina de calidad técnica y la ha clasificado en el Grupo 3.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia a la trifluralina, pero las de 1971 sugirieron que la contribución de los residuos de plaguicidas que puede haber en sistemas de abastecimiento de agua comunitarios a la ingesta diaria total de plaguicidas por la población abastecida es mínima. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no evaluó la trifluralina, pero la de 1993 estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,02 mg/l para la trifluralina en el agua de consumo, señalando que las

autoridades debían ser conscientes de que algunas trifluralinas de calidad técnica con impurezas pueden contener compuestos cancerígenos y, por consiguiente, no deben utilizarse.

#### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Trifluralin in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/43).

### **12.121 Trihalometanos (bromoformo, bromodiclorometano, dibromoclorometano, cloroformo)**

Los trihalometanos (THM) se forman en el agua de consumo principalmente como consecuencia de la cloración de la materia orgánica presente de forma natural en los sistemas de abastecimiento de agua bruta. La tasa y el grado de formación de THM aumentan en función de la concentración de cloro y de ácidos húmicos, la temperatura, el pH y la concentración de ión bromuro. El cloroformo es el trihalometano más común y el principal subproducto de la desinfección presente en el agua de consumo clorada. En presencia de bromuros, se forman preferentemente trihalometanos bromados y las concentraciones de cloroformo disminuyen proporcionalmente. Se presupone que la mayoría de los trihalometanos presentes en el agua se transfieren en última instancia al aire debido a su volatilidad. Por ejemplo, las personas pueden exponerse durante la ducha a concentraciones elevadas de cloroformo del agua de grifo clorada. Hay cuatro fuentes que contribuyen, aproximadamente en partes iguales, a la exposición total a trihalometanos volátiles: la ingestión de agua de consumo, la inhalación de aire de espacios interiores (en gran medida por la volatilización desde el agua de consumo), la inhalación y exposición cutánea durante la ducha o el baño, y la ingestión de alimentos. Todas, excepto la exposición por los alimentos, se derivan principalmente del agua de consumo. La exposición a los trihalometanos volátiles presentes en el aire de espacios interiores es especialmente importante en países con ventilación escasa en las casas y frecuencias altas de duchas y baños.

Valores de referencia	
Cloroformo	0,3 mg/l
Bromoformo	0,1 mg/l
Dibromoclorometano (DBCM)	0,1 mg/l
Bromodiclorometano (BDCM)	0,06 mg/l
Presencia	No se prevé la presencia de trihalometanos en el agua bruta (a menos que esté cerca de una fuente de contaminación), pero suelen hallarse en el agua tratada o clorada, generalmente en concentraciones menores que 100 µg/l. En la mayoría de las circunstancias, el cloroformo es el compuesto dominante.
IDT	
Cloroformo	15 µg/kg de peso corporal, calculada a partir del límite inferior del intervalo de confianza al 95% para una incidencia de quistes hepáticos del 5%, generada mediante un modelo PBPK, en perros <i>beagle</i> que ingirieron cloroformo en un dentífrico durante 7,5 años, aplicando un factor de incertidumbre de 25 (10 para las diferencias toxicocinéticas y toxicodinámicas intraespecíficas y 2,5 para las diferencias toxicodinámicas interespecíficas)
Bromoformo	17,9 µg/kg de peso corporal, basada en la ausencia de lesiones histopatológicas hepáticas en un estudio de 90 días en ratas bien realizado y documentado, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la posible capacidad cancerígena y la corta duración de la exposición)
DBCM	21,4 µg/kg de peso corporal, basada en la ausencia de efectos histopatológicos hepáticos en un estudio de 90 días en ratas bien realizado y documentado, aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la corta duración del estudio); no se aplicó ningún factor de incertidumbre adicional por la posible capacidad cancerígena debido a las dudas relativas a los tumores hepáticos en ratones al utilizar aceite de maíz como vehículo y dada la falta de pruebas concluyentes de genotoxicidad.

Método de cálculo del valor de referencia del BDCM	Aplicación del modelo multietapa linealizado para el aumento observado en la incidencia de tumores renales en ratones macho en un bioensayo del NTP, ya que estos tumores proporcionan el valor con mayor grado de protección.
Límite de detección	0,1-0,2 µg/l (límites de detección del método) mediante purga y atrapamiento, extracción líquido-líquido e inyección acuosa directa en combinación con un sistema cromatográfico; 0,1 µg/l mediante GC con ECD; 2,2 µg/l mediante GC/MS
Concentración alcanzable mediante tratamiento	Las concentraciones de cloroformo, bromoformo, BDCM y DBCM en el agua de consumo suelen ser menores que 0,05 mg/l. Las concentraciones se pueden reducir mediante cambios en las técnicas de desinfección (por ejemplo, la reducción de precursores orgánicos de trihalometanos) o mediante arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	20% de la IDT para el bromoformo y el DBCM
• asignación al agua	75% de la IDT para el cloroformo adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales sobre los trihalometanos	Las autoridades que deseen establecer una norma para el total de los trihalometanos que contemple su toxicidad aditiva, pueden aplicar el siguiente método de fraccionamiento: $\frac{C_{\text{bromoformo}}}{VR_{\text{bromoformo}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{VR_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{VR_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{cloroformo}}}{VR_{\text{cloroformo}}} \leq 1$ donde C = concentración y VR = valor de referencia.  Se insiste en que los intentos por alcanzar los valores de referencia para los trihalometanos nunca deben impedir una desinfección adecuada. No obstante, dada la posible relación entre los resultados adversos para la función reproductora y los trihalometanos, en concreto los trihalometanos bromados, se recomienda que las concentraciones de trihalometanos en el agua de consumo se mantengan tan bajas como sea posible.
Observaciones adicionales sobre el cloroformo	<ul style="list-style-type: none"> <li>En países con ventilación escasa en las casas y frecuencias altas de duchas y baños, el valor de referencia puede reducirse para tener en cuenta la exposición adicional al cloroformo por inhalación del aire de espacios cerrados (procedente en gran medida de su volatilización desde el agua de consumo), además de la inhalación y la exposición cutánea durante la ducha o el baño.</li> <li>El valor de referencia se basa en el mismo estudio que en la tercera edición; el aumento del valor se debe principalmente a un aumento de la asignación de exposición al agua de consumo, que pasa del 50% al 75%, para tener en cuenta el hecho de que actualmente el cloroformo se usa con menos frecuencia que en 1993, cuando se calculó el valor de referencia original.</li> </ul>
Observaciones adicionales sobre el BDCM	<ul style="list-style-type: none"> <li>Aunque se calcula un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 21 µg/l, se ha mantenido el valor de referencia anterior de 60 µg/l por dos motivos: 1) ambos cálculos se basaban en el mismo estudio, siendo las únicas diferencias el modelo y los supuestos del modelo empleados para calcular el valor de referencia; por lo tanto, no hay base científica que justifique la modificación del valor de referencia; y 2) es posible que resulte difícil alcanzar concentraciones de BDCM menores que 50 µg/l mediante las técnicas disponibles en la actualidad sin que disminuya la eficacia de la desinfección.</li> <li>Al igual que ocurre con el cloroformo, los países con ventilación escasa y frecuencias altas de duchas y baños quizá deseen reducir el valor de referencia para tener en cuenta las exposiciones cutánea y por inhalación, aunque, como se ha mencionado anteriormente, puede que resulte difícil alcanzar concentraciones menores que 50 µg/l mediante las técnicas disponibles en la actualidad sin que disminuya la eficacia de la desinfección.</li> </ul>

### Reseña toxicológica

#### Cloroformo

Las pruebas de la genotoxicidad del cloroformo, en su conjunto, han resultado negativas. El CIIC ha clasificado el cloroformo como posiblemente cancerígeno para el ser humano (Grupo 2B), basándose en la escasez de pruebas de su capacidad cancerígena en el ser humano y en la existencia de pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en animales de experimentación. Las observaciones de tumores hepáticos en ratones concuerdan, en su conjunto, con un mecanismo de inducción con umbral. Aunque resulta verosímil que los tumores renales en ratas puedan asociarse de forma similar a un mecanismo con umbral, la base de datos presenta algunas limitaciones a este respecto. Los efectos tóxicos del cloroformo observados con mayor frecuencia son lesiones en la región centrolobulillar del hígado. La gravedad de



estos efectos por dosis unitaria administrada depende de la especie, el vehículo y el método de administración del cloroformo.

#### **Bromoformo**

En un bioensayo del NTP, el bromoformo indujo un pequeño aumento de tumores relativamente poco comunes en el intestino grueso de ratas de ambos sexos, pero no indujo tumores en ratones. Los datos de diversos ensayos de genotoxicidad del bromoformo son ambiguos. El CIIC ha clasificado el bromoformo en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos).

#### **Dibromoclorometano**

En un bioensayo del NTP el DBCM indujo tumores hepáticos en ratones hembra, y posiblemente en los machos, aunque no en ratas. Varios ensayos han estudiado la genotoxicidad del DBCM, pero los datos disponibles no se consideran concluyentes. El CIIC ha clasificado el DBCM en el Grupo 3 (no clasificable con respecto a su capacidad cancerígena para los seres humanos).

#### **Bromodichlorometano**

El CIIC ha clasificado el BDCM en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). Diversos ensayos *in vitro* e *in vivo* de genotoxicidad del BDCM dieron resultados tanto positivos como negativos. En un bioensayo del NTP el BDCM indujo adenomas y adenocarcinomas renales en ratas de ambos sexos y en ratones macho, tumores poco comunes del intestino grueso (pólipos adenomatosos y adenocarcinomas) en ratas de ambos sexos, y adenomas y adenocarcinomas hepatocelulares en ratones hembra. La exposición al BDCM también se ha relacionado con un posible aumento de los efectos sobre la función reproductora (mayor riesgo de aborto espontáneo o mortinatalidad).

#### ***Antecedentes de la determinación del valor de referencia***

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia a los trihalometanos. En la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no se recomendó ningún valor de referencia para trihalometanos distintos del cloroformo, tras una evaluación pormenorizada de los compuestos. Se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,03 mg/l únicamente para el cloroformo, ya que se disponía de pocos datos sobre los demás trihalometanos y, en la mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua, el cloroformo era el compuesto del grupo que se detectaba con mayor frecuencia. Se indicó que el valor de referencia para el cloroformo se obtuvo mediante una extrapolación lineal multietapa de los datos obtenidos en ratas macho, un modelo matemático cuya incertidumbre es considerable. Se mencionó asimismo que, aunque los datos toxicológicos disponibles resultaban útiles únicamente para establecer un valor de referencia para el cloroformo, también debían reducirse al mínimo las concentraciones de los demás trihalometanos. En varios países se han establecido límites para la suma de las concentraciones de bromoformo, DBCM, BDCM y cloroformo que oscilan entre 0,025 y 0,25 mg/l, lo que representa un equilibrio entre las concentraciones que se pueden alcanzar en determinadas circunstancias y las concentraciones deseables. La segunda edición de las Guías, publicada en 1993, no estableció ningún valor de referencia para el total de los trihalometanos, aunque sí estableció valores de referencia para cada uno de los cuatro por separado. Las autoridades que deseen establecer una norma para el total de trihalometanos que tenga en cuenta la toxicidad aditiva pueden usar un método de fraccionamiento en el que la suma de los cocientes entre cada uno de los cuatro trihalometanos y sus respectivos valores de referencia sea menor o igual a 1. Las Guías de 1993 establecieron valores de referencia basados en efectos sobre la salud de 0,1 mg/l para el bromoformo y el DBCM, y se calcularon valores de referencia de 0,06 mg/l para el BDCM y de 0,2 mg/l para el cloroformo, asociados a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ . El valor de referencia de 0,2 mg/l del cloroformo se mantuvo en el apéndice a la segunda edición de las Guías, publicado en 1998, pero se calculó a partir de una IDT para efectos con umbral. Estos valores de referencia se incluyeron en la tercera edición.

#### ***Fecha de evaluación***

La evaluación de riesgos se realizó en 2004.

#### ***Referencias principales***

IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 216 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).

IPCS, 2004: *Chloroform*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Documento internacional conciso sobre evaluación de sustancias químicas n.º 58).

OMS, 2005: *Trihalomethanes in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/64).

## 12.122 Uranio

El uranio tiene una amplia presencia en la naturaleza, en granitos y en diversos depósitos minerales. El uranio se usa principalmente como combustible en centrales nucleares. La presencia de uranio en el medio ambiente se debe a su filtración desde depósitos naturales, a su liberación de residuos procedentes de su tratamiento, a las emisiones de la industria nuclear, a la combustión de carbón y otros combustibles y al uso de fertilizantes fosfatados que contienen uranio. La ingesta de uranio procedente del aire es baja y parece que la ingesta por el consumo de alimentos es de 1 a 4 µg/día. La ingesta por el agua de consumo suele ser extremadamente baja; sin embargo, si hay presencia de uranio en una fuente de agua de consumo, ésta es responsable de la mayoría de la ingesta.

Valor de referencia provisional	0,015 mg/l El valor de referencia se designa como provisional debido a las notables incertidumbres con respecto a la toxicología y a la epidemiología del uranio, así como a las dificultades relativas a la viabilidad técnica de alcanzar este valor en sistemas de abastecimiento pequeños.
Presencia	Las concentraciones en el agua de consumo suelen ser menores que 1 µg/l, aunque se han medido concentraciones de hasta 700 µg/l en sistemas de abastecimiento privados.
IDT	0,6 µg/kg de peso corporal al día, basada en la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) para una DMEAO (equivalente a 60 µg de uranio por kg de peso corporal al día) correspondiente a lesiones degenerativas del túbulo contorneado proximal del riñón en un estudio de 91 días en ratas macho en el que se les administró nitrato de uranio hexahidratado en el agua de bebida. Se consideró innecesario aplicar un factor de incertidumbre adicional por el uso de una DMEAO en lugar de una DSEAO y por la corta duración del estudio, debido a la mínima gravedad de las lesiones y la corta semivida del uranio en el riñón, sin indicios de que las lesiones renales empeoren con una exposición continuada. Esta decisión está respaldado por datos de estudios epidemiológicos.
Límite de detección	0,01 µg/l mediante ICP/MS; 0,1 µg/l mediante fluorimetría de sólidos con excitación por láser o luz UV; 0,2 µg/l mediante ICP con adsorción en resina quelante.
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 1 µg/l mediante tratamientos convencionales como coagulación o intercambio iónico.
Cálculo del valor de referencia	80% de la IDT (porque la ingesta procedente de otras fuentes es baja en la mayor parte de las zonas)
• asignación al agua	
• peso	adulto de 60 kg
• consumo	2 litros al día
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Los datos sobre la ingesta por los alimentos en la mayoría de las zonas sugieren que ésta es baja y respaldan la mayor asignación al agua de consumo. En algunas regiones, la exposición por fuentes como el suelo puede ser más alta y debe tenerse en cuenta al establecer normas nacionales o locales.</li> <li>• Aún no se ha determinado la concentración de uranio en el agua de consumo asociada a una disfunción tubular mensurable, ni se ha establecido la importancia clínica de las alteraciones observadas en niveles de exposición bajos. Un valor de referencia de hasta 30 µg/l puede proporcionar protección frente a la nefrotoxicidad, dada la incertidumbre relativa a la importancia clínica de las alteraciones observadas en estudios epidemiológicos.</li> <li>• Sólo se mencionan aquí los aspectos químicos de la toxicidad del uranio, pero no los radiológicos.</li> <li>• Existe un documento sobre el uranio empobrecido, que es un subproducto del uranio natural.</li> </ul>

### Reseña toxicológica

No hay datos suficientes sobre la capacidad cancerígena del uranio en seres humanos y en animales de experimentación. La nefritis es el principal efecto químico inducido por el uranio en personas. Hay poca información sobre efectos crónicos en la salud del ser humano provocados por la exposición al uranio

presente en el medio ambiente. Algunos estudios epidemiológicos en poblaciones expuestas al uranio en el agua de consumo han mostrado su correlación con la presencia de fosfatasa alcalina y  $\beta$ -microglobulina en la orina, junto con leves alteraciones de la función tubular proximal. Sin embargo, las mediciones reales se mantenían en el intervalo fisiológico normal.

#### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 y 1963 no hicieron referencia al uranio. Las Normas Internacionales de 1971 indicaron que se debía controlar la presencia de uranio en el agua de consumo, pero que no se disponía de información suficiente para establecer un límite provisional. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, concluyó que no era preciso adoptar medidas con respecto al uranio. No se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el uranio en las Guías de 1993, ya que no se disponía de estudios adecuados a corto o largo plazo sobre la toxicidad química del uranio. Hasta que se dispusiera de dicha información, se recomendó aplicar los límites correspondientes a las características radiológicas del uranio. El equivalente para el uranio natural, basado en estos límites, es de aproximadamente 0,14 mg/l. En el apéndice a las Guías, publicado en 1998, se estableció un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,002 mg/l. Este valor de referencia se designó como provisional porque en zonas con concentraciones altas de uranio natural podía ser difícil alcanzarlo mediante las técnicas de tratamiento disponibles y por las limitaciones del estudio fundamental. Se señaló que se están realizando varios estudios en personas que pueden proporcionar más datos útiles.

#### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

#### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Uranium in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/118).

### **12.123 Cloruro de vinilo**

El cloruro de vinilo se usa principalmente para la fabricación de PVC. Debido a su alta volatilidad, rara vez se ha detectado en aguas superficiales, excepto en zonas contaminadas. El uso de PVC rígido para los conductos de los sistemas de abastecimiento de agua está aumentando en algunos países. La migración del monómero de cloruro de vinilo procedente del PVC rígido es una posible fuente del cloruro de vinilo presente en el agua de consumo. Al parecer, la principal vía de ingestión del cloruro de vinilo es la inhalación, aunque la contribución del agua de consumo puede suponer una parte considerable de la ingesta diaria en los lugares donde se usen en la red de distribución tuberías de PVC con un alto contenido de residuos de monómero de cloruro de vinilo. Se ha descrito la presencia de cloruro de vinilo en aguas subterráneas como producto de degradación de los disolventes clorados tricloroetano y tetracloroetano.

Valor de referencia	0,0003 mg/l (0,3 $\mu$ g/l)
Presencia	Rara vez se detecta en aguas superficiales y las concentraciones medidas no suelen superar los 10 $\mu$ g/l; se han registrado concentraciones mucho mayores en aguas subterráneas y en agua de pozo de zonas contaminadas; en el agua de consumo se han registrado concentraciones de hasta 10 $\mu$ g/l.
Método de cálculo del valor de referencia	Aplicación de una extrapolación lineal mediante el trazado de una línea recta entre la dosis, determinada mediante un modelo farmacocinético, que ocasiona tumores en el 10% de los animales en bioensayos de exposición por vía oral en ratas y el origen (dosis cero), determinando el valor asociado al valor máximo del riesgo de $10^{-5}$ y suponiendo que el riesgo por exposición desde el nacimiento se duplique.
Límite de detección	0,01 $\mu$ g/l mediante GC con ECD o FID con MS para la confirmación

Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,001 mg/l mediante arrastre con aire.
Observaciones adicionales	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Los resultados de la extrapolación lineal son casi idénticos a los obtenidos mediante el modelo multietapa linealizado.</li> <li>• Se sabe que el cloruro de vinilo es cancerígeno para el ser humano, por lo que se debe evitar la exposición a este compuesto en la medida de lo posible y las concentraciones deben mantenerse tan bajas como permitan los medios técnicos.</li> <li>• Básicamente, el riesgo de contaminación por cloruro de vinilo depende de la calidad de las tuberías de PVC y la mejor forma de controlarlo es mediante la especificación de la calidad del material.</li> </ul>

### **Reseña toxicológica**

Existen pruebas suficientes de la capacidad cancerígena del cloruro de vinilo en el ser humano obtenidas en poblaciones industriales expuestas a concentraciones altas por inhalación. El CIIC ha clasificado el cloruro de vinilo en el Grupo 1. Los estudios realizados en trabajadores de la industria del cloruro de vinilo han mostrado una clara relación entre la exposición y la respuesta para todos los cánceres hepáticos, angiosarcomas y carcinomas hepatocelulares, aunque no se ha demostrado la existencia de una relación estrecha entre la exposición acumulativa al cloruro de vinilo y otros tipos de cáncer. Los datos obtenidos en animales demuestran que el cloruro de vinilo produce cáncer en diversos órganos. Cuando se administró esta sustancia a ratones, ratas y hámsteres por vía oral o mediante inhalación, produjo tumores en las glándulas mamarias, los pulmones, la glándula de Zymbal y la piel, así como angiosarcomas de hígado y otros órganos. Las pruebas indican que los metabolitos de cloruro de vinilo son genotóxicos y que interactúan directamente con el ADN. También se ha detectado la formación de aductos de ADN por reacción de éste con un metabolito del cloruro de vinilo. La exposición por motivos laborales ha dado lugar a alteraciones cromosómicas, formación de micronúcleos e intercambios entre cromátidas hermanas; hubo correlación entre el grado de respuesta y el grado de exposición.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971 no hicieron referencia al cloruro de vinilo. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no recomendó ningún valor de referencia porque la presencia de cloruro de vinilo en el agua parecía estar asociada básicamente al uso de tuberías de agua de PVC con una polimerización defectuosa, un problema que era más pertinente controlar mediante la especificación de la calidad de los productos. Las Guías de 1993 calcularon un valor de referencia de 0,005 mg/l para el cloruro de vinilo basado en un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$ .

### **Fecha de evaluación**

La evaluación de riesgos se realizó en 2003.

### **Referencias principales**

- IPCS, 1999: *Vinyl chloride*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (n.º 215 de la serie de la OMS Criterios de Salud Ambiental).
- OMS, 2003: *Vinyl chloride in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/119).

## **12.124 Xilenos**

Los xilenos se usan en la formulación de gasolinas, como disolventes y como sustancias químicas intermedias. Se liberan al medio ambiente principalmente por el aire, que es principal vía de exposición a los xilenos, aumentada por el consumo de tabaco.

Valor de referencia	0,5 mg/l
Presencia	Se han descrito concentraciones de hasta 8 µg/l en aguas superficiales, aguas subterráneas y aguas de consumo; se han registrado concentraciones de unos pocos miligramos por litro en aguas subterráneas contaminadas por emisiones localizadas. Los xilenos también pueden penetrar en las tuberías de plástico desde suelos contaminados.
IDT	179 µg/kg de peso corporal, basada en una DSEAO de 250 mg/kg de peso corporal al

	día correspondiente a una disminución del peso corporal en un estudio de alimentación forzada durante 103 semanas en ratas, con corrección por la administración durante 5 días por semana y aplicando un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por el reducido número de criterios de valoración toxicológicos).
Límite de detección	0,1 µg/l mediante GC/MS; 1 µg/l mediante GC con FID
Concentración alcanzable mediante tratamiento	La concentración debería poderse reducir hasta 0,005 mg/l mediante tratamiento con CAG o arrastre con aire.
Cálculo del valor de referencia	10% de la IDT
• asignación al agua	adulto de 60 kg
• peso	2 litros al día
• consumo	
Observaciones adicionales	El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo descrito para los xilenos en el agua de consumo.

### **Reseña toxicológica**

Los xilenos se absorben rápidamente por inhalación. No hay datos de exposición por vía oral. Los xilenos se distribuyen rápidamente por el organismo, sobre todo en el tejido adiposo. Se metabolizan casi por completo y se excretan por la orina. La toxicidad aguda por vía oral de los xilenos es baja. No se han hallado pruebas concluyentes de su capacidad teratogena. Los estudios de carcinogénesis a largo plazo no han mostrado pruebas de su capacidad cancerígena. Los resultados de las pruebas de mutagenia realizadas *in vitro* e *in vivo* han sido negativos.

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958, 1963 y 1971, y la primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, no hicieron referencia a los xilenos. Las Guías de 1993 propusieron un valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0,5 mg/l para los xilenos, y señalaron que este valor superaba el umbral olfativo mínimo descrito para los xilenos en el agua de consumo (0,02 mg/l).

### **Fecha de evaluación**

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

### **Referencia principal**

OMS, 2003: *Xylenes in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/25).

## **12.125 Cinc**

El cinc es un oligoelemento esencial que se encuentra en prácticamente todos los alimentos y en el agua potable en forma de sales o complejos orgánicos. Generalmente, la principal fuente de cinc son los alimentos. Aunque las concentraciones de cinc en aguas superficiales y subterráneas no suelen sobrepasar 0,01 y 0,05 mg/l, respectivamente, en el agua de grifo puede haber concentraciones mayores como consecuencia de la disolución del cinc de las tuberías.

En 1982, el JECFA propuso una MIDTP para el cinc de 1 mg/kg de peso corporal. Las necesidades diarias de un hombre adulto es de 15 a 20 mg/día. A la luz de estudios recientes realizados en personas, se consideró que no era necesario calcular un valor de referencia en ese momento. No obstante, el agua de consumo con concentraciones de cinc mayores que 3 mg/l puede resultar inaceptable para los consumidores (véase el capítulo 10).

### **Antecedentes de la determinación del valor de referencia**

Las *Normas internacionales para el agua potable* de la OMS de 1958 sugirieron que concentraciones de cinc mayores que 15 mg/l afectarían notablemente a la potabilidad del agua. Las Normas internacionales de 1963 y 1971 mantuvieron este valor como concentración máxima admisible o permisible. La primera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, publicada en 1984, estableció un valor de referencia de 5.0 mg/l para el cinc, basado en consideraciones gustativas. A la luz de estudios recientes realizados en personas, las Guías de 1993 concluyeron que no era necesario calcular un valor de

referencia en ese momento. No obstante, el agua de consumo con concentraciones de cinc mayores que 3 mg/l puede resultar inaceptable para los consumidores.

***Fecha de evaluación***

La primera evaluación de riesgos se realizó en 1993. El Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) acordó en su reunión de 2003 incluir esta evaluación de riesgos en la presente edición de las *Guías para la calidad del agua potable*.

***Referencia principal***

OMS, 2003: *Zinc in drinking-water*. Documento de referencia para la elaboración de las Guías de la OMS para la calidad del agua potable. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/17).

## ANEXO 1

# Bibliografía

### Documentos complementarios

- Ainsworth R (ed.), 2004: *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, Londres (Reino Unido), para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Bartram J *et al.* (eds.), 2003: *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: the significance of HPCs for water quality and human health*. Serie de la OMS *Emerging Issues in Water and Infectious Disease*. Londres (Reino Unido), IWA Publishing.
- Bartram J *et al.* (eds.), 2004: *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- Chorus I y Bartram J (eds.), 1999: *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Publicado por E & FN Spon, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Davison A *et al.*, 2004: *Water safety plans*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- Dufour A *et al.*, 2003: *Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods*. Ginebra (Suiza), Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico/Organización Mundial de la Salud.
- FAO/OMS, 2003: *Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua: directrices*. Ginebra (Suiza), Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas/Organización Mundial de la Salud (serie Evaluación de riesgos microbiológicos, N.º 3). Disponible en: <http://www.who.int/foodsafety/publications/micro/en/spanish.pdf>.
- Havelaar AH y Melse JM, 2003: *Quantifying public health risks in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach*. Bilthoven (Países Bajos), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente) (Informe del RIVM 734301022/2003).
- Howard G y Bartram J, 2003: *Domestic water quantity, service level and health*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- LeChevallier MW y Au K-K, 2004: *Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud e IWA.
- OMS (en elaboración): *The arsenic monograph*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Desalination for safe drinking-water supply*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de revisión): *Guide to hygiene and sanitation in aviation*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de revisión): *Guide to ship sanitation*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Health aspects of plumbing*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.

- OMS (en proceso de redacción): *Legionella and the prevention of legionellosis*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Managing the safety of materials and chemicals used in the production and distribution of drinking-water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Protecting groundwaters for health – Managing the quality of drinking-water sources*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Protecting surface waters for health - Managing the quality of drinking-water sources*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS (en proceso de redacción): *Rapid assessment of drinking-water quality: a handbook for implementation*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- WHO (en proceso de redacción): *Safe drinking-water for travelers and emergencies*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- Sobsey M, 2002: *Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/02.07).
- Sobsey MD y Pfaender FK, 2002: *Evaluation of the H<sub>2</sub>S method for detection of fecal contamination of drinking water*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/02.08).
- Thompson T *et al.*, 2004: *Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- Wagner EG y Pinheiro RG, 2001: *Upgrading water treatment plants*. Publicado por E & FN Spon, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).

## Referencias citadas<sup>1</sup>

- APHA, 1998: *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 20.<sup>a</sup> ed., Washington, D.C. (EE. UU.), American Public Health Association.
- AS, 1998: *Water quality – Sampling – Guidance on the design of sampling programs, sampling techniques and the preservation and handling of samples*. Australia and New Zealand Standards (AS/NZS 5667.1.1998).
- Asamblea Mundial de la Salud, 1991: *Elimination of dracunculiasis: resolución de la 44<sup>a</sup> Asamblea Mundial de la Salud*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (Resolución WHA 44.5).
- Bartram J y Ballance R (eds.), 1996: *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. Publicado por E & FN Spon, Londres (Reino Unido), en nombre de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, la Organización Mundial de la Salud y el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Brikké F, 2000: *Operation and maintenance of rural water supply and sanitation systems: a training package for managers and planners*. Delft (Países Bajos), Centro Internacional de Abastecimiento de Agua y Saneamiento (IRC); y Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud. Disponible en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/hygiene/om/omruralsystems/es/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/om/omruralsystems/es/index.html)
- CIPR, 1989: *Optimization and decision-making in radiological protection*. *Annals of the ICRP*, 20(1).
- CIPR, 1991: 1990 recommendations of the CIPR. *Annals of the ICRP*, 21(1.3). Oxford (Reino Unido), Pergamon Press (Publicación n.º 60 de la Comisión Internacional de Protección Radiológica).

<sup>1</sup> En el capítulo 11, se incluyen referencias bibliográficas seleccionadas al final de cada hoja de información microbiológica. En el capítulo 12, se proporcionan referencias principales al final de cada hoja de información sobre sustancias químicas.



- CIPR, 1996: *Age-dependent doses to members of the public from intake of radionuclides: Part 5. Compilation of ingestion and inhalation dose coefficients*. Oxford (Reino Unido), Pergamon Press (Publicación n.º 72 de la Comisión Internacional de Protección Radiológica).
- CIPR, 2000: *Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure*. Oxford (Reino Unido), Pergamon Press (Publicación n.º 82 de la Comisión Internacional de Protección Radiológica).
- Comisión del Código Alimentarius, 1985: *Código Internacional Recomendado de Prácticas de Higiene para la Captación, Elaboración y Comercialización de las Aguas Minerales Naturales*. Roma (Italia), Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas y Organización Mundial de la Salud (CAC RCP 33). Disponible en: [http://www.codexalimentarius.net/download/standards/224/CXP\\_033s.pdf](http://www.codexalimentarius.net/download/standards/224/CXP_033s.pdf).
- Comisión del Código Alimentarius, 1997: *Norma Código para las aguas minerales naturales*. Roma (Italia), Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas y Organización Mundial de la Salud (CODEX STAN 108). Disponible en: [http://www.codexalimentarius.net/download/standards/223/CXS\\_108s.pdf](http://www.codexalimentarius.net/download/standards/223/CXS_108s.pdf).
- Comisión del Código Alimentarius, 2001: *Código de prácticas de higiene para las aguas potables embotelladas/envasadas (distintas de las aguas minerales naturales)*. Roma (Italia), Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas y Organización Mundial de la Salud (CAC/RCP 48). Disponible en: [http://www.codexalimentarius.net/download/standards/392/CXP\\_048s.pdf](http://www.codexalimentarius.net/download/standards/392/CXP_048s.pdf).
- Crump KS, 1984: A new method for determining allowable daily intakes. *Fundamental and Applied Toxicology*, 4:854–871.
- Dangendorf F *et al.*, 2003: *The occurrence of pathogens in surface water*. Bonn (Alemania), Universidad de Bonn (Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität), Centro Colaborador de la Organización Mundial de la Salud (proyecto de informe).
- Davis J y Lambert R, 2002: *Engineering in emergencies: a practical guide for relief workers*, 2.ª ed., Londres (Reino Unido), Intermediate Technology Publications.
- Evins C, 2004: Small animals in drinking water systems. En: Ainsworth R, (ed.): *Safe, piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, Londres (Reino Unido), para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra (Suiza).
- Haas CN, Rose JB y Gerba CP, 1999: *Quantitative microbial risk assessment*. Nueva York, Nueva York (EE. UU.), Wiley.
- Havelaar AH *et al.*, 2000: Balancing the risks of drinking water disinfection: Disability adjusted life-years on the scale. *Environmental Health Perspectives*, 108:315–321.
- House SF y Reed RA, 1997: *Emergency water sources: Guidelines for selection and treatment*. Loughborough (Reino Unido), Water, Engineering and Development Centre.
- Howard G *et al.*, 2002: *Healthy villages: A guide for communities and community health workers*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- IPCS, 1994: *Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental, n.º 170).
- IPCS, 2000: *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental, n.º 216).
- IPCS, 2001: *Guidance document for the use of data in development of chemical-specific adjustment factors (CSAFs) for interspecies differences and human variability in dose/concentration–response assessment*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (proyecto, febrero de 2001).
- ISO, 1991a: *Water quality – Measurement of gross beta activity in non-saline water – Thick source method*. Ginebra (Suiza), Organización Internacional de Normalización (Norma Internacional ISO 9695).

- ISO, 1991b: *Water quality - Measurement of gross alpha activity in non-saline water – Thick source method*. Ginebra (Suiza), Organización Internacional de Normalización (Norma Internacional ISO 9696).
- Jochimsen EM *et al.*, 1998: Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialysis center in Brazil. *New England Journal of Medicine*, 338(13):873–878.
- Lloyd B y Bartram J, 1991: Surveillance solutions to microbiological problems in water quality control in developing countries. *Water Science and Technology*, 24(2):61–75.
- NCRP, 1989: *Control of radon in houses. Recommendations of the National Council on Radiation Protection and Measurements*. Bethesda, Maryland (EE. UU.), National Council on Radiation Protection and Measurements (Informe n.º 103 del NCRP).
- OIEA, 1996: *International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources*. Viena (Austria), Organismo Internacional de Energía Atómica.
- OIEA, 1997: *Generic assessment procedures for determining protective actions during a reactor accident*. Viena (Austria), Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA-TecDoc-955).
- OIEA, 1998: *Diagnosis and treatment of radiation injuries*. Viena (Austria), Organismo Internacional de Energía Atómica/Organización Mundial de la Salud (n.º 2 de la serie *Safety Reports*).
- OIEA, 1999: *Generic procedures for monitoring in a nuclear or radiological emergency*. Viena (Austria), Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA-TecDoc-1092).
- OIEA, 2002: *Safety requirements on preparedness and response for a nuclear or radiological emergency*. Viena (Austria), Organismo Internacional de Energía Atómica (documento GS-R-2 de la serie *Safety Standards*).
- OMS, 1976: *Surveillance of drinking-water quality*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS, 1983: Artículo 14.2. En: *Reglamento Sanitario Internacional (1969)*, 3.<sup>a</sup> ed. anotada (actualizada y reimpressa en 1992 y 1995). Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud. Disponible en: <http://www.who.int/bookorders/anglais/detart1.jsp?sesslan=1&codlan=3&codcol=15&codcch=207>
- OMS, 1988: *Niveles de intervención derivados para radionucleidos en los alimentos*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS, 1997: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud. Disponible (en inglés) en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/dwq/guidelines4/es/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/guidelines4/es/index.html)
- OMS, 2003a: *Emerging issues in water and infectious disease*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.
- OMS, 2003b: *Report of the WHO workshop: Nutrient minerals in drinking water and the potential health consequences of long-term consumption of demineralized and remineralized and altered mineral content drinking waters*. Roma (Italia), 11 al 13 de noviembre de 2003 (SDE/WSH/04.01).
- OMS (en revisión): *Guidelines for safe recreational water environments*. Vol. 2. *Swimming pools and similar recreational water environments*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Agua, Saneamiento y Salud.
- Pouria S *et al.*, 1998: Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. *Lancet*, 352:21–26.
- Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua y del Saneamiento 2000: *Evaluación Mundial del Abastecimiento de Agua y Saneamiento en 2000*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Consejo de colaboración para el abastecimiento de agua potable y el saneamiento, y Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia.
- Pylon, 1989: *Instruction manual for using Pylon Model 110A and 300A Lucas cells with the Pylon Model AB-5*. Ottawa, Ontario (Canadá), Pylon Electronic Development Company Ltd., 43 págs.

- Pylon, 2003: *Water degassing with Pylon WG-1001 to measure Rn in Lucas cells*. Disponible en: <http://www.pylonelectronics.com/nukeinst/sections/2.htm>.
- Rooney RM *et al.* (en prensa): Water safety on ships. A review of outbreaks of waterborne disease associated with ships. Aceptado para publicación en *Public Health Reports*.
- Sawyer R, Simpson-Hébert M y Wood S, 1998: *Guía paso a paso para el PHAST: un enfoque de participación para el control de enfermedades diarreicas*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud (documento inédito WHO/EOS/98.3). Disponible en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/hygiene/envsan/phastep/es/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phastep/es/index.html)
- Simpson-Hébert M, Sawyer R y Clarke L, 1996: *The Participatory Hygiene and Sanitation Transformation (PHAST) initiative: a new approach to working with communities*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo/Programa de Agua y Saneamiento del Banco Mundial (WHO/EOS/96.11). Disponible en: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/hygiene/envsan/phast/es/index.html](http://www.who.int/water_sanitation_health/hygiene/envsan/phast/es/index.html)
- UNSCEAR, 2000: *Sources, effects and risks of ionizing radiation. UNSCEAR 2000 report to the General Assembly*. Nueva York, Nueva York (EE. UU.), Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas.
- US NAS, 1999: *Risk assessment of radon in drinking water*. National Academy of Sciences, Committee on Risk Assessment of Exposure to Radon in Drinking Water. Washington, D.C. (EE. UU.), National Academy Press, 296 págs.
- US NRC, 1999: *Health effects of exposure to radon; BEIR VI*. US National Research Council. Washington, D.C. (EE. UU.), National Academy Press.
- Wisner B y Adams J, 2003: *Environmental health in emergencies and disasters*. Ginebra (Suiza), Organización Mundial de la Salud.

## ANEXO 2

### **Contribuidores a la elaboración de la tercera edición de las *Guías para la calidad del agua potable* y sus apéndices**

- Sr. M. Abbaszadegan, (21: iv), American Water Works Services Inc., Belleville, Illinois, (EE. UU.)
- Dr. M. Abdulraheem, (9), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Manama (Bahrein)
- Dr. H. Abouzaid, (1, 7, 9, 15, 23, 25, 27), OMS, Oficina Regional para el Mediterráneo Oriental, El Cairo (Egipto)
- Sr. R. Abrams, (19), OMS, Oficina Regional para el Pacífico Occidental, Manila (Filipinas)
- Sr. J. Adams, (5), anteriormente en Oxfam, Oxford (Reino Unido)
- Dr. Z. Adeel, (15), Universidad de las Naciones Unidas, Tokio (Japón)
- Sr. M. Adriaanse, (5), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, La Haya (Países Bajos)
- Sr. R. Aertgeerts, (7, 15, 23, 25, 27), Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud, Roma (Italia)
- Dr. F. Ahmed, (30), Bangladesh University of Engineering and Technology, Bangladesh
- Dr. R. Ainsworth, (12, 20, 23, 25), Water Science and Technology, Bucklebury (Reino Unido)
- Dr. A. Aitio, (26, 30), OMS, Ginebra (Suiza)
- Sra. M. Al Alili, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority (Autoridad de abastecimiento de agua y electricidad), Abu Dhabi (Emiratos Árabes Unidos)
- Dr. F. Al Awadhi, (9), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Bahrein, y Organización Regional para la Protección del Medio Marino, Kuwait
- Dr. M.M.Z. Al-Ghali, (21), Ministerio de Salud, Damasco (Siria)
- Dr. B. Ali, (27), Kwame Nkrumah University of Science and Technology, Kumasi (Ghana)
- Dr. M. Ali, (27), Water, Engineering and Development Centre, Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)
- Dr. A. Ali Alawadhi, (9), Ministerio de Electricidad y Agua, Manama (Bahrein)
- Sr. M. Al Jabri, (9), Ministerio de Municipios Regionales, Medio Ambiente y Recursos Hídricos, Mascate (Omán)
- Dr. A. Allen, (27), University of York, Irlanda
- Dr. M. Allen, (14), American Water Works Association, Denver, Colorado (EE. UU.).
- Sr. H. Al Motairy, (9), Ministerio de Defensa y Aviación, Jeddah (Arabia Saudita)
- Sra. E. Al Nakhi, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority (Autoridad de abastecimiento de agua y electricidad), Abu Dhabi (Emiratos Árabes Unidos)
- Dr. M. Al Rashed, (9), Kuwait Institute for Scientific Research, KISR (Instituto de Investigación Científica de Kuwait), Safat (Kuwait)
- Sr. M. Al Sofi, (9), House of Sofia, Al Khobar (Arabia Saudita)

Dr. M. Al Sulaiti, (9), Qatar Electricity and Water Corporation, Doha (Qatar)

Dr. S. Ambu, (11), Ministerio de Salud, Kuala Lumpur (Malasia)

American Chemistry Council, (19), Washington, D.C. (EE. UU.).

Dr. L.K. Andersen, (31: vii), The Danish Environmental Protection Agency (organismo danés de protección del medio ambiente), Copenhagen (Dinamarca)

Sra. Y. Andersson, (6), Swedish Institute for Infectious Disease Control, SMI (Instituto Sueco del Control de Enfermedades Infecciosas), Solna (Suecia)

Dr. M. Ando, (15), Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Tokio (Japón)

Dr. M. Asami, (11, 15), Instituto nacional de salud pública, Tokio (Japón)

Dr. N. Ashbolt, (6, 8, 13, 14, 23, 28), University of New South Wales, Sidney (Australia)

Sra. K. Asora, (10), Samoa Water Supply (Abastecimiento de agua de Samoa), Apia (Samoa)

Dr. K.-K. Au, (24), Greeley and Hansen, Limited Liability Company, Chicago, (EE. UU.)

Dr. S. Azevedo, (29), Universidad Federal de Río de Janeiro, Río de Janeiro (Brasil)

Dr. L. Backer, (19), National Center for Environmental Health, Atlanta, (EE. UU.)

Sr. D. Bahadur Shrestha, (15), Department of Water Supply and Sewerage, Kathmandu (Nepal)

Dr. K. Bailey, (5), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido) (actualmente retirado/a)

Dr. H. Bakir, (9), Centro Regional de la OMS para las Actividades de Salud Ambiental, Ammán (Jordania)

Dr. G. Ball, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.).

Dr. M. Balonov, (20), Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena (Austria)

Sr. R. Bannerman, (27), Water Resources Consultancy Service, Accra (Ghana)

Dr. M. Baril, (31: ii), Institut de Recherche Robert-Sauvé en Santé et en Sécurité du Travail, Montreal (Canadá)

Dr. J. Bartram, (1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 12, 13, 14, 15, 16, 18, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 21: i–v, 22, 23, 24, 25, 29, 30), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. A. Basaran, (10, 11, 12, 15, 25), OMS, Oficina Regional para el Pacífico Occidental, Manila (Filipinas)

Dr. H. Bates, (31: vii), Nickel Producers Environmental Research Association, Durham, Carolina del Norte (EE. UU.)

Dr. A. Bathija, (19: xxvi, 30), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Sr. U. Bayar, (11), State Inspectorate for Health (Servicio estatal de inspección para la salud), Ulaanbaatar (Mongolia)

Sr. A. Beaudoin, (31: ii), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Sr. G. Bellen, (2), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. R. Belmar, (15), Ministerio de Salud de Chile, Santiago (Chile)

Dr. R. Benson, (31: viii), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Denver, Colorado (EE. UU.).

Dr. R. Bentham, (16), Department of Environmental Health (Departamento de Salud Ambiental), Adelaida (Australia)

Dr. K. Bentley, (4), Centre for Environmental Health (Centro para la salud ambiental), Woden (Australia)

Sra. U. Bera, (10), Ministerio de Salud, Suva (Fiji)

Dr. P. Berger, (21: iv, 27), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.).

Dr. U. Blumenthal, (6, 28), London School of Hygiene and Tropical Medicine, Londres (Reino Unido)

Dr. A. Boehncke, (19: vii), Institut toxikologie und experimentelle medizien, ITEM (Instituto Fraunhofer de toxicología y medicina experimental) , Hanover (Alemania)

Sra. E. Bolt, (27), IRC (Centro Internacional de agua y saneamiento), Delft (Países Bajos)

Dr. L. Bonadonna, (14, 21: i), Istituto Superiore di Sanità, ISS (Instituto superior de la salud), Roma (Italia)

Dr. X. Bonnefoy, (19: xii, liii, lxix), Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud de la OMS, Bonn (Alemania), anteriormente en la Oficina Regional de la OMS para Europa, Copenhague (Dinamarca)

Sr. L. Bontoux, (6), Comisión Europea, Bruselas (Bélgica)

Sra. T. Boonyakarnkul, (8, 12, 15, 22, 25), Ministerio de Salud Pública, Nonthaburi, Tailandia

Sr. R. Bos, (30, 31: xiii), OMS, Ginebra (Suiza)

Prof. K. Botzenhart, (5, 16, 21: iii), Universidad de Tuebingen, Tuebingen (Alemania)

Dr. L. Bowling, (29), Department of Land and Water Conservation (Departamento de conservación del suelo y el agua), Parramatta (Australia)

Dr. E. Briand, (16), Centre Scientifique et Technique du Bâtiment, Marne-la Vallée (Francia)

Dr. S. Bumaa, (11), Health Inspection Services (Servicios de inspección sanitaria), Ulaanbaatar (Mongolia)

Sr. M. Burch, (8, 29), Australian Water Quality Centre, Salisbury (Australia)

Dr. T. Burns, (19), The Vinyl Institute, Inc., Arlington, Virginia (EE. UU.)

Prof. D. Bursill, (8), Australian Water Quality Centre, Salisbury (Australia)

Dr. J. Butler, (21: iii), Centers for Disease Control and Prevention (Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, CDC), Atlanta, Georgia (EE. UU.)

Dr. P. Byleveld, (10), New South Wales Department of Health (Departamento de Salud de Nueva Gales del Sur), Gladesville (Australia)

Sr. P. Callan, (7, 8, 13, 15, 17, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22, 25), National Health and Medical Research Council (Consejo nacional de salud e investigación médica), Canberra (Australia)

Prof. G. Cangelosi, (18), Seattle Biomedical Research Institute (Instituto de investigación biomédica de Seattle), Seattle, (EE. UU.)

Prof. W. Carmichael, (29), Wright State University, Ohio, (EE. UU.)

Sr. R. Carr, (23), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. R. Carrier, (31: ii, viii, ix, xi), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. R. Carter, (27), Cranfield University, Silsoe (Reino Unido)

Dr. C. Castell-Exner, (27), Deutsche Vereinigung des Gas und Wasserfaches, DVGW (Asociación técnico-científica de la industria alemana del gas y del agua), Bonn (Alemania)

Dr. M. Cavalieri, (29), Organismo nacional de abastecimiento de agua y electricidad, Roma (Italia)

Dr. R. Chalmers, (26), Public Health Laboratory Service (Laboratorio de salud pública), Swansea (Reino Unido)

Dr. K. Chambers, (23), WRc-NSF Ltd, Swindon (Reino Unido)

Prof. P. Chambon, (1, 4, 19: i–xii), Universidad de Lyon, Lyon (Francia)

Sr. C.K.R. Chan, (11), Shatin Treatment Works, Shatin, Región Administrativa Especial de Hong Kong (China)

Sr. S. Chantaphone, (11), Ministerio de Salud, Vientiane (República Democrática Popular Lao)

Dr. D. Chapman, (29), Cork (Irlanda)

Sr. G.P.R. Chaney, (7), International Association of Plumbing and Mechanical Officials, IAPMO (Asociación internacional de fontanería y mecánica) Ontario, California (EE. UU.)

Sra. L. Channan, (10), South Pacific Applied Geoscience Commission, SOPAC (Comisión de Geociencias Aplicadas del Pacífico Sur) Suva (Fiji)

Prof. W. Chee Woon, (11), University of Malaya, Kuala Lumpur (Malasia)

Dr. R.S. Chhabra, (31: ii), National Institute of Environmental Health Sciences, NIEHS (Instituto nacional de ciencias de salud ambiental), Research Triangle Park, Carolina del Norte (EE. UU.)

Dr. T. Chi Ho, (11), Departamento de Salud de Macao, Macao (República Popular China)

Dr. N. Chiu, (15, 19: xlvi), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. Y.-G. Cho, (11), Waterworks Gwangju, Gwangju City (República de Corea)

Dr. I. Chorus, (2, 5, 7, 8, 15, 20, 22, 25, 27, 29), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. W.T. Chung, (11), Departamento de Salud, Wan Chai, Región Administrativa Especial de Hong Kong (China)

Dr. M. Cikrt, (31: ii), Instituto nacional de salud pública, Praga (República Checa)

Dr. J. Clancy, (23), Clancy Environmental Consultants, St. Albans, Vermont (EE. UU.)

Dr. J. Clark-Curtiss, (18), Washington University, St. Louis, Misuri (EE. UU.)

Dr. E. Clayton, (21: ii), US Armed Forces Research Institute of Medical Sciences, AFRIMS (Instituto de investigación médica de las fuerzas armadas estadounidenses), Bangkok (Tailandia)

Prof. G. Codd, (29), University of Dundee, Dundee (Reino Unido)

Dr. O. Conerly, (19), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. M. Cooper, (19), Envirorad Services Pty Ltd, Victoria (Australia)

Dr. C. Corvalan, (26), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. A.L. Corwin, (21: ii), US Armed Forces Research Institute of Medical Sciences, AFRIMS (Instituto de investigación médica de las fuerzas armadas estadounidenses), Yakarta (Indonesia)

Dr. J. Cotruvo, (3, 5, 7, 9, 14, 18, 22, 23, 25, 30), Joseph Cotruvo & Associates, Limited Liability Company, y NSF International, Washington, D.C. (EE. UU.)

Prof. D.Crawford-Brown,(26), University of North Carolina, Chapel Hill, Carolina del Norte (EE. UU.)

Dr. J. Creasy, (23), WRc-NSF Ltd, Swindon (Reino Unido)

Dr. S. Crespi, (16), Policlínica Miramar, Palma (España)

Dr. G. Cronberg, (29), Universidad de Lund, Lund (Suecia)

Dr. D. Cunliffe, (8, 13, 19, 20, 21: iv, 22, 23, 25, 27, 30), Environmental Health Service (Servicio de salud ambiental), Adelaida (Australia)

Dr. F. Dagerdorf, (16), Institut für Hygiene und Öffentliche Gesundheit (Instituto de higiene y salud pública), Bonn (Alemania)

Dr. J.L. Daroussin, (20), Comisión Europea (Luxemburgo)

Dr. H. Darpito, (19, 20, 22), Ministerio de Salud, Jakarta Pusat (Indonesia)

Dr. A. Davison, (13, 25), Water Futures, Dundas Valley, Nueva Gales del Sur (Australia), anteriormente en el Ministerio de Energía y Servicios Públicos, Parramatta, Nueva Gales del Sur (Australia)

Dr. F. de Buttet, (19, 20), Gisenc-Unesen, París (Francia)

Dr. M.-A. DeGroot, (18), University of Colorado, Denver, Colorado (EE. UU.).

Dr. G. de Hollander, (26), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

Dr. D. Deere, (6, 8, 12, 13, 23, 25, 27), Water Futures, Dundas Valley (Australia), anteriormente en South East Water Ltd, Moorabbin (Australia)

Sr. W. Delai, (10), Ministerio de Salud, Suva (Fiji)

Dr. J.M. Delattre, (14, 21: i), Instituto Pasteur de Lille, Lille (Francia)

Dr. A.M. de Roda Husman, (30), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

Dr. S. Dethoudom, (11), Water Supply Authority (Autoridad de Abastecimiento de Agua), Vientiane (República Democrática Popular Lao)

Prof. B. De Villiers, (27), Potchefstroom University for CHE, Potchefstroom (Sudáfrica)

Sr. I. Deyab, (9), Environment Public Authority (Autoridad pública de medio ambiente), Safat (Kuwait)

Prof. H. Dieter, (19: xxii), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. P. Dillon, (27), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Land and Water, CSIRO (Organización para la Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth), Glen Osmond (Australia)

Dr. B.A. Dmytrasz, (31: xii), Petroleum Products CONCAWE, Bruselas (Bélgica)

Dr. J. Donohue, (7, 19: xxxvi, 31: iii), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. J. Doss, (19, 20), International Bottled Water Association, IBWA (Asociación Internacional del Agua Embotellada), Alexandria, Virginia (EE. UU.)

Dr. V. Drasar, (16), Laboratorio nacional de referencia de legionela de OHS (Seguridad y salud ocupacionales), Vyskov (República Checa)

Dr. M. Drikas, (19, 29), Australian Water Quality Center, AWQC (Centro australiano para la calidad del agua) Salisbury (Australia)

Dr. J. Du, (19: lii), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. A. Dufour, (6, 8, 14, 16, 27), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Cincinnati, Ohio (EE. UU.)

Dr. S. Edberg, (14), Yale University, New Haven, Connecticut (EE. UU.)

Dr. N. Edmonds, (19: xxxi), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. J. Eisenberg, (6, 28), University of California, Berkeley, California (EE. UU.)

Dr. M. El Desouky, (9), Kuwait Institute for Scientific Research, KISR (Instituto de Investigación Científica de Kuwait), Safat (Kuwait)

Dr. H. El Habr, (9), Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Manama (Bahrein)

Prof. F. El Zaatari, (18), Baylor College of Medicine, Houston, Tejas (EE. UU.)

Dr. M. Ema, (19: xlii, xlix, 31: x), Instituto nacional de ciencias de la salud, Tokio (Japón)

Sr. P. Emile, (10), Ministerio de Salud, Rarotonga, Islas Cook



Dr. R. Enderlein, (29), Comisión Económica de las Naciones Unidas para Europa, Ginebra (Suiza)

Dr. T. Endo, (5, 7, 14, 15, 19, 22, 30), Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Tokio (Japón)

Sr. H. Enevoldsen, (9), Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO, IOC Science and Communication Centre on Harmful Algae (Centro de ciencia y comunicación de la COI sobre algas perjudiciales), Copenhague (Dinamarca)

Dr. S. Enkhsetseg, (15), Ministerio de Salud, Ulaanbaatar (Mongolia)

Dr. O. Espinoza, (19: xii, liii, lxix), Oficina Regional de la OMS para Europa, Copenhague (Dinamarca)

Sr. S. Esrey, (6), fallecido (anteriormente en UNICEF, Nueva York, EE. UU.)

Sr. G. Ethier, (4), International Council of Metals and the Environment, ICME (Consejo internacional de metales y medio ambiente), Ottawa (Canadá)

Dr. C. Evins, (23), Drinking Water Inspectorate (Servicio de inspección del agua de consumo), Londres (Reino Unido)

Dr. M. Exner, (14, 16, 22), Universität Bonn, Bonn (Alemania)

Prof. I. Falconer, (29), University of Adelaide, Adelaida (Australia)

Dr. J. Falkinham, (18), Fralin Biotechnology Center, Blacksburg, Virginia (EE. UU.)

Dr. M. Farrimond, (23), UK Water Industry Research, UKWIR (Servicio británico de investigación de la industria del agua) Londres (Reino Unido)

Dr. J. Fastner, (15, 29), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Prof. B. Fattal, (6), Universidad hebrea de Jerusalén, Jerusalén, Israel

Sr. J. Fawell, (4, 5, 7, 15, 17, 19: vi, xii–lxix, 20, 22, 29, 30, 31: iv–vii, xii), consultor independiente, High Wycombe (Reino Unido)

Sra. F. Feagai, (10), Princess Margaret Hospital, Funafuti, Tuvalu

Dr. T. Fengthong, (15), Ministerio de Salud, Ventiane, República Democrática Popular Lao

Dr. I. Feuerpfel, (21: iv), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Bad Elster (Alemania)

Dr. L. Fewtrell, (6, 12), Center for Research into Environment & Health, CREH (Centro de investigación sobre medio ambiente y salud), University of Wales, Aberystwyth (Reino Unido)

Dr. B. Fields, (16), Centers for Disease Control and Prevention (Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, CDC), Atlanta, Georgia (EE. UU.)

Sr. J. Filiomea, (10), Ministerio de Salud y Servicios Médicos, Honiara, Islas Salomón

Dr. J. Fitch, (20), South Australian Health Commission, Adelaida (Australia)

Dr. J. Fitzgerald, (29), South Australian Health Commission, Adelaida (Australia)

Dr. J. Fleisher, (6), State University of New York, Downstate Medical Center, Nueva York, Nueva York, (EE. UU.)

Dr. L. Forbes, (23), Leith Forbes & Associates Pty Ltd, Victoria (Australia)

Dr. T. Ford, (18), Montana State University, Bozeman, Montana (EE. UU.)

Dr. R. Franceys, (27), Cranfield University, Silsoe (Reino Unido)

Sra. P. Franz, (10), Palau Environment Quality Protection Agency (Organismo de protección de la calidad del medio ambiente de Palau), Koror (República de Palau)

Dr. I. Fraser, (19, 20), Department of Health (Departamento de Salud), Londres (Reino Unido)

Dr. C. Fricker, (14, 21: iv), CRF Consulting, Reading (Reino Unido)

Dr. A. Friday, (22), Ministerio de Salud, Kampala, Uganda

Dr. E. Funari, (7), Istituto Superiore di Sanità, Roma (Italia)

Dr. H. Galal-Gorchev, (1, 2, 4, 5, 19: i–xii, liii, lxi), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C., anteriormente en la OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. P. Gale, (8), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido)

Dr. Luiz Augusto Galvao, (30), Oficina Regional para las Américas/Organización Panamericana de la Salud, Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. Y. Ganou, (22), Ministerio de Salud, Uagadugú (Burkina Faso)

Dr. M. Gardner, (19), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido)

Dr. A.E.H. Gassim, (22), Ministerio de Salud, Makkah (Arabia Saudita)

Dr. R. Gaunt, (4), International Council of Metals and the Environment, ICME (Consejo internacional de metales y medio ambiente), Ottawa (Canadá)

Dr. A.-M. Gebhart, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan, (EE. UU.)

Dr. B. Genthe, (27), Division Environment, Pretoria (Sudáfrica)

Dr. C. Gerba, (14, 28), Arizona University, Tucson, Arizona (EE. UU.)

Dr. T. Gerschel, (19), European Copper Institute (Instituto europeo del cobre), Bruselas (Bélgica)

Dr. A. Geyid, (30), Ethiopian Health and Nutrition Research Institute, EHNRI (Instituto de investigación sobre salud y nutrición) Addis Abeba (Etiopía)

Dr. H. Gezairy, (9), OMS, Oficina Regional para el Mediterráneo Oriental, El Cairo (Egipto)

Sra. M. Giddings, (15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 20, 22, 29, 30, 31: ii, viii, ix, xi), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Prof. W. Giger, (27), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG (Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Ambiental), Dübendorf (Suiza)

Dr. N. Gjølme, (29), Instituto nacional de salud pública, Oslo (Noruega)

Dr. A. Glasmacher, (14), Universität Bonn, Bonn (Alemania)

Dr. A. Godfree, (23, 25, 27), United Utilities Water, Warrington (Reino Unido)

Sr. S. Godfrey, (10, 12), Water, Engineering and Development Centre, WEDC (Centro para el Agua, la Ingeniería y el Desarrollo), Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)

Dr. M.I. González, (19, 20, 22), Instituto Nacional de Higiene, Epidemiología y Microbiología, La Habana, Cuba

Sr. B. Gordon, (30), OMS, Ginebra (Suiza)

Sra. F. Gore, (22, 30), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. P. Gosling, (21: i), Department of Health (Departamento de Salud), Londres (Reino Unido)

Dr. P. Gowin, (9), Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena (Austria)

Prof. W. Grabow, (5, 6, 8, 13, 19, 20, 21: ii, 22, 25), retirado, anteriormente en la Universidad de Pretoria, Pretoria (Sudáfrica)

Prof. R.C. Grafström, (31: v), Instituto de medicina ambiental, Estocolmo (Suecia)

Sr. W. Graham, (4), CropLife International, Bruselas (Bélgica)

Dr. P. Grandjean, (19, 20), Instituto de salud pública, Odense (Dinamarca)

Sra. S. Grant-Trusdale, (19: xxxiv, 31: ix, xi), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. R. Gregory, (29), WRc-NSF Ltd, Swindon (Reino Unido)

Prof. A. Grohmann, (19, 27), independiente, Berlín (Alemania)

Prof. J. Gunnar, (31: xi), Instituto de medicina ambiental, Karolinska Institutet, Estocolmo (Suecia)

Dr. S. Gupta, (19: v), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Prof. C. Haas, (6, 28), Drexel University, Philadelphia, Pensilvania (EE. UU.)

Dr. W. Haas, (18), Instituto Robert Koch, Berlín (Alemania)

Sra. L. Haller, (12), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. F. Hannecart, (10), Servicio de higiene de la ciudad de Noumea, Noumea, Nueva Caledonia (Francia)

Dr. K.-I. Harada, (29), Universidad Meijo, Nagoya (Japón)

Dr. M. Hardiman, (20), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. H. Hashizume, (5, 9, 15, 17, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22), Ministerio de Medio Ambiente, Tokio (Japón), anteriormente en la OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. A. Havelaar, (1, 2, 5, 6, 7, 8, 20, 21: i–v, 22, 25, 26, 28), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

Sr. T. Hayakawa, (1, 5), Ministerio de Salud y Bienestar, Tokio (Japón)

Sr. J. Hayes, (16), Institute for Healthcare Management, High Wycombe (Reino Unido)

Sr. P. Hecq, (22), Comisión Europea, Bruselas (Bélgica)

Sr. H. Heijnen, (30), OMS, Nueva Delhi (India)

Sr. P. Heinsbroek, (10, 11, 15), Oficina Regional de la OMS para el Pacífico Sur, Manila (Filipinas)

Dr. R. Heinze, (29), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Bad Elster (Alemania)

Sr. E. Hellan, (10), Agencia de protección ambiental de Pohnpei, Colonia (Estados Federados de Micronesia)

Dr. R. Helmer, (1, 4, 19: xii, liii, lxix, 22), retirado, anteriormente en la OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. P. Henriksen, (29), Danmarks Miljøundersøgelser, DMU (Instituto nacional de investigación medioambiental), Roskilde (Dinamarca)

Dr. N. Hepworth, (27), Lancaster (Reino Unido)

Prof. J. Hermon-Taylor, (18), St George's Hospital Medical School, Londres (Reino Unido)

Sr. A. Hicking, (10), Marshall Islands Environment Protection Agency (Agencia de protección ambiental de las Islas Marshall), Majuro (Islas Marshall)

Dr. R. Hilton, (31: vii), Inco Limited, Toronto, Ontario (Canadá)

Dr. G. Hoetzel, (29), La Trobe University, Victoria (Australia)

Dr. A. Hogue, (6), US Department of Agriculture (Departamento de Agricultura de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.), anteriormente en la OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. D. Holt, (23), Thames Water Utilities Ltd, Reading (Reino Unido)

Sr. M. Hori, (7), Ministerio de Salud y Bienestar, Tokio (Japón)

Prof. H. Höring, (2), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Bad Elster (Alemania)

Sra. M. Hoshino, (15), UNICEF, Tokio (Japón)

Dr. G. Howard, (2, 5, 7, 8, 12, 13, 15, 19, 20, 22, 23, 25, 30), DFID Bangladesh (Departamento para el Desarrollo Internacional), Dhaka (Bangladesh), anteriormente en el Water Engineering and Development Centre, WEDC (Centro para el Agua, la Ingeniería y el Desarrollo), Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)

Dr. P. Howsam, (27), Cranfield University, Silsoe (Reino Unido)

Prof. S. Hrudehy, (8, 29), University of Alberta, Edmonton (Canadá)

Sr. J. Hueb, (20, 21: v, 23, 30), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. J. Hulka, (19, 20), National Radiation Protection Institute, NRPI (Instituto nacional de protección frente a la radiación), Praga (República Checa)

Dr. N. Hung Long, (15), Ministerio de Salud, Hanoi (Viet Nam)

Dr. P. Hunter, (14, 23), University of East Anglia, Norwich (Reino Unido)

Dr. K. Hussain, (9), Ministerio de Salud, Manama (Bahrein)

Sr. O.D.Hydes, (4, 5, 7), consultor independiente, West Sussex (Reino Unido), anteriormente en Drinking Water Inspectorate (Servicio de inspección del agua de consumo), Londres (Reino Unido)

Dr. A. Iannucci, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan, (EE. UU.)

Sr. S. Iddings, (11, 15), OMS, Phnom Penh (Camboya)

Dr. M. Ince, (12, 25), consultor independiente, Loughborough (Reino Unido), anteriormente en el Water, Engineering and Development Centre, WEDC (Centro para el Agua, la Ingeniería y el Desarrollo), Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)

International Bottled Water Association, IBWA (Asociación Internacional del Agua Embotellada) (19), Alexandria, Virginia (EE. UU.)

Sr. K. Ishii, (15), Japan Water Works Association, JWWA, Tokio (Japón)

Sr. J. Ishiwata, (11), Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Tokio (Japón)

Sr. P. Jackson, (2, 5, 7, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22, 25, 30, 31: i, xiv), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido)

Dr. J. Jacob, (21: v), anteriormente en Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Bad Elster (Alemania)

Dr. M. Janda, (21: i), Health and Welfare Agency, Berkeley, California (EE. UU.)

Sr. A. Jensen, (1, 2), DHI Water and Environment, Horsholm (Dinamarca)

Dr. R. Johnson, (19), Rohm and Haas Company, (EE. UU.)

Dr. D. Jonas, (7), Industry Council for Development, Ramsgate (Reino Unido)

Dr. G. Jones, (29), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, CSIRO (Organización para la Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth), Brisbane (Australia)

Sr. C. Jörgensen, (5), DHI Water and Environment, Horsholm (Dinamarca)

Dr. C. Joseph, (16), Communicable Disease Surveillance Control, CDSC (Centro para la Vigilancia de enfermedades transmisibles), Londres (Reino Unido)

Sr. H. Kai-Chye, (10), Canberra (Australia)

Sra. R. Kalmet, (10), Mines and Water Resources, Port Vila (Vanuatu)

Sr. I. Karnjanareka, (15), Ministerio de Salud Pública, Nonthaburi (Tailandia)

Dr. D. Kay, (6), University of Wales, Aberystwyth (Reino Unido)

Dr. H. Kerndorff, (27), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

- Dr. S. Khamdan, (9), Ministry of State for Municipalities and Environment Affairs (Ministerio de Asuntos Municipales y Medioambientales), Manama (Bahrein)
- Sr. P. Khanna, (21: ii), National Environmental Engineering Institute (Instituto nacional de ingeniería medioambiental), Nagpur (India)
- Sr. M. Kidanu, (22), OMS, Oficina Regional para África, Harare (Zimbabwe)
- Dr. J. Kielhorn, (4, 19: vii, xv, lxvii), Institut toxikologie und experimentelle medizinen, ITEM (Instituto Fraunhofer de toxicología y medicina experimental), Hanover (Alemania)
- Dr. R. Kirby, (8, 25), Industry Council for Development, Ramsgate (Reino Unido)
- Dr. G. Klein, (1), OMS, Bonn (Alemania), anteriormente en Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Bad Elster (Alemania)
- Dr. J. Komarkova, (29), Instituto Hidrobiológico del Centro de Biología de la Academia de Ciencias de la República Checa, České Budejovice (República Checa)
- Dr. H. Komulainen, (22), Instituto nacional de salud pública, Kuopio (Finlandia)
- Dr. F. Kondo, (29), Instituto de salud pública de la prefectura de Aichi, Nagoya (Japón)
- Dr. M. Koopmans, (26), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)
- Dr. F. Kozisek, (19), Instituto nacional de salud pública, Praga (República Checa)
- Dr. A. Kozma-Törökne, (29), Instituto nacional de salud pública, Budapest (Hungria)
- Dr. T. Kuiper-Goodman, (29), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)
- Dr. S. Kumar, (30), University of Malaya, Kuala Lumpur (Malasia)
- Dr. S. Kunikane, (7, 15, 17, 22, 30), Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Tokio (Japón)
- Dr. T. Kwader, (27), URS Corporation, Tallahassee, Florida (EE. UU.)
- Sra. K. Kwee-Chu, (11), Ministerio de Salud, Kuala Lumpur (Malasia)
- Sr. P. Lafitaga, (10), Department of Health (Departamento de Salud), Pago Pago (Samoa Americana)
- Dr. B. Lang, (4), Novartis Crop Protection AG, Basilea (Suiza)
- Dr. J. Langford, (8), Water Services Association, Melbourne (Australia)
- Dr. P.B. Larsen, (31: vii), The Danish Environmental Protection Agency (organismo danés de protección del medio ambiente), Copenhagen (Dinamarca)
- Dr. J. Latorre Monterro, (25, 30), Universidad del Valle, Cali (Colombia)
- Dr. L. Lawton, (29), Robert Gordon University of Aberdeen, Aberdeen (Reino Unido)
- Dr. M. LeChevallier, (7, 8, 14, 18, 23, 24), American Water Works Service Company, Inc., Voorhees, Nueva Jersey (EE. UU.)
- Dr. H. Leclerc, (14, 19, 20), Universidad de Lille, Lille (Francia)
- Dr. J. Lee, (5, 16, 21: iii), Queen's Medical Centre, Nottingham (Reino Unido)
- Sr. F. Leitz, (9), Water Treatment Engineering and Research Group, Denver, Colorado (EE. UU.)
- Prof. Le The Thu, (11), Institute of Hygiene and Public Health (Instituto de higiene y salud pública), Ho Chi Minh City (Viet Nam)
- Dr. Y. Levi, (23), Laboratoire Santé Publique – Environnement (Laboratorio de salud pública y medioambiental), Université Paris XI, Chatenay-Malabry (Francia)
- Dr. D. Levy, (19, 20), Centers for Disease Control and Prevention (Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, CDC), Atlanta, Georgia (EE. UU.)

- Dr. N. Lightfoot, (14), UK Public Health Laboratory Service (Laboratorio de salud pública), Newcastle-upon-Tyne (Reino Unido)
- Dr. P. Literathy, (2, 5, 29, 31: xii), Kuwait Institute for Scientific Research, KISR (Instituto de Investigación Científica de Kuwait), Safat (Kuwait), anteriormente en el Instituto VITUKI (Centro de investigación sobre recursos hídricos), Budapest (Hungria)
- Sr. S. Loau, (15), Preventive Health Services (Servicios preventivos de salud), Apia (Samoa)
- Dr. J.F. Luna, (26), Secretaría de Salud, México D.F (México)
- Dr. U. Lund, (4, 7, 19: i–xii, liii, lxix), DHI Water and Environment, Horsholm (Dinamarca)
- Dr. Y. Magara, (1, 4, 5, 7, 14, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 21: iv, 22, 30, 31: x), Universidad de Hokkaido, Sapporo (Japón)
- Sr. T. Magno, (10), Oficina del Representante de la OMS en Papua Nueva Guinea, Port Moresby (Papua Nueva Guinea)
- Dr. B. Magtibay, (11, 22), Bureau of International Health Cooperation, BIHC (Oficina de cooperación internacional en materia de salud), Manila (Filipinas)
- Dr. I. Mäkeläinen, (20), STUK (Autoridad Finlandesa de Seguridad Nuclear y Radiación), Helsinki (Finlandia)
- Sr. M. Malkawi, (30), OMS, Oficina Regional para el Mediterráneo Oriental, El Cairo (Egipto)
- Dr. A.K. Mallett, (31: xii), Consultor, Woking (Reino Unido)
- Dr. D. Mangino, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan, (EE. UU.)
- Dr. A. Marandi, (19), University of Tartu, Tartu (Estonia)
- Dr. T. Maricee, (21: iii), Queen Elizabeth II Health Science Centre, Halifax (Canadá)
- Sr. A. Marquez, (10), Guam Environmental Protection Agency (organismo de protección del medio ambiente de Guam), Barrigada (Guam)
- Dr. B. Marsalek, (29), Instituto de Botánica, Brno (República Checa)
- Prof. M. Martin, (27), Bangladesh University of Engineering and Technology, Dhaka (Bangladesh)
- Dr. R. Mascarenhas, (19: xxiii, xxiv, xxx, lvi, lxii, lxiii), Metcalf and Eddy, Devizes (Reino Unido)
- Dr. D. McFadden, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)
- Dr. D. McGregor, (31: xi), Toxicity Evaluation Consultants, Aberdour (Reino Unido)
- Dr. M. McLaughlin, (27), Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Land and Water, CSIRO (Organización para la Investigación Científica e Industrial de la Commonwealth), Glen Osmond (Australia)
- Dr. B. McRae, (8), Australian Water Association, AWA (Asociación australiana del agua), Artarmon (Australia)
- Dr. D. Medeiros, (26), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)
- Dr. G. Medema, (5, 7, 8, 21: iv), KIWA N.V, Nieuwegein (Países Bajos)
- Sra. M.E. Meek, (4), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)
- Dr. J. Meheus, (4), International Water Supply Association, IWSA (Asociación internacional de abastecimiento de agua), Amberes (Bélgica)
- Sra. G. Melix, (10), Papeete (Polinesia Francesa)
- Dr. J.M. Melse, (26), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Utrecht (Países Bajos)

Dr. T. Meredith, (22), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. T. Metutera, (10), Public Utilities Board (Servicios públicos), Tarawa (Kiribati)

Dr. E. Meyer, (3), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. S. Miller, (27), US Department of Agriculture – Agricultural Research Service, USDA-ARS (Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos), Tucson, Arizona (EE. UU.)

Dr. B. Mintz, (19: xii, liii, lxix), Centers for Disease Control and Prevention (Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, CDC), Atlanta, Georgia (EE. UU.)

Sr. M.Z. bin Mohd Talha, (11), Ministerio de Salud, Kuala Lumpur (Malasia)

Sra. M.N. Mons, (7), KIWA Research and Consultancy, Nieuwegein (Países Bajos)

Prof. M.R. Moore, (19), National Research Centre for Environmental Toxicology, En Tox (Centro Nacional de Investigación de Toxicología Ambiental), University of Queensland, Queensland (Australia)

Dr. G. Morace, (21: ii), Istituto Superiore di Sanità, ISS (Instituto superior de la salud), Roma (Italia)

Dr. A. Moreau, (14, 19, 20), Danone Water Technology Centre (Centro de tecnologías del agua), Evian (Francia)

Dr. R. Morris, (5, 7, 23), IWA, Londres (Reino Unido)

Dr. D. Mossel, (14), Fundación Eijkman, Utrecht (Países Bajos)

Sra. G. Motturi, (2, 5), OMS, Oficina Regional para Europa, Copenhague (Dinamarca)

Dr. G. Moy, (4, 29), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. L. Mur, (29), Universidad de Amsterdam, Amsterdam (Países Bajos)

Sra. S. Murcott, (19, 20), Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts, (EE. UU.)

Dr. P. Murphy, (26), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Edison, Nueva Jersey (EE. UU.)

Dr. S. Murphy, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. F.J. Murray, (4), International Life Sciences Institute, ILSI (Instituto internacional de ciencias biológicas) San José, California (EE. UU.)

Sr. M.W. Muru, (10), Health Protection (Servicio de protección de la salud), Waigani (Papua Nueva Guinea)

Sr. C. Mwesigye, (7), OMS, Kampala, (Uganda)

Dr. D. Nabarro, (22), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. G.B. Nair, (21: v), National Institute of Cholera and Enteric Diseases, NICED (Instituto nacional del cólera y las enfermedades tifoideas), Calcuta (India)

Pr. K. Nath, (19), Institution of Public Health Engineering, Calcuta (India)

Sr. P. Navuth, (11), Ministerio de Industria, Minas y Energía, Phnom Penh (Camboya)

Sr. M. Neal, (19), Invista, Teesside (Reino Unido)

Dr. A. Neller, (8), University of Sunshine Coast, Maroochydore (Australia)

Sr. J. Newbold, (16), Health and Safety Executive (Dirección de Salud y Seguridad), Bootle (Reino Unido)

Dr. E. Ngoni Mudege, (27), Institute of Water and Sanitation Development, IWSD (Instituto de desarrollo del agua y el saneamiento), Harare (Zimbabwe)

Dr. C. Nhachi, (15), OMS, Oficina Regional para África, Harare (Zimbabwe)

Dr. G. Nichols, (18), Health Protection Agency, HPA (Agencia de protección de la salud), Londres (Reino Unido)

Dr. T. Nishimura, (15, 19: xix, xlii, xlix, lvii, 31: x), Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Tokio (Japón)

Sra. S. Nofal, (9), OMS, El Cairo (Egipto)

Dr. C. Nokes, (25), Environmental Science and Research Ltd, Christchurch (Nueva Zelanda)

Dr. N. Nwachuku, (30), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. L. Ofanoa, (10), Ministerio de Salud, Nuku'alofa (Tonga)

Dr. H. Ogawa, (23, 30), OMS, Oficina Regional para el Pacífico Occidental, Manila (Filipinas)

Dr. E. Ohanian, (4, 7, 19: i–lii; liv–lxviii, 22), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. Y. Okumura, (20), Universidad de Nagasaki (Japón)

Sra. J. Orme-Zavaleta, (1), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. Y. Ortega, (21: iv), University of Arizona, Tucson, Arizona (EE. UU.)

Dr. M. Ouahdi, (22), Ministerio de Salud y Población, Argel (Argelia)

Dr. J. Padisák, (29), Universidad de Veszprém, Veszprém (Hungría)

Dr. F. Pamminger, (23), Yarra Valley Water, Melbourne (Australia)

Sr. I. Papadopoulos, (5, 7), Comisión Europea, Atenas (Grecia), anteriormente en la Comisión Europea en Bruselas (Bélgica)

Dr. C.N. Paramasivan, (18), Indian Council of Medical Research, ICMR (Consejo Indio de Investigaciones Médicas), Chennai (India)

Sr. R. Paramasivan, (21: ii), National Environmental Engineering Research Institute, NEERI (Instituto nacional de investigación en ingeniería medioambiental), Nagpur (India)

Sr. D. Parish, (10), Pacific Water Association, Suva (Fiji)

Dr. C. Pastoris, (21: iii), Istituto Superiore di Sanità, ISS (Instituto superior de la salud), Roma (Italia)

Dr. E. Pawlitzky, (29), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. P. Payment, (6, 14, 23), Institut national de la recherche scientifique, INRS (Instituto nacional de investigaciones científicas), University of Quebec, Montreal (Canadá)

Dr. S. Pedley, (5, 21: ii, 29), Robens Centre, University of Surrey, Guildford (Reino Unido)

Dr. H.K. bin Pengiran Haji Ismail, (11), Ministerio de Salud, Bandar Seri Begawan Negara 1210, Brunei Darussalam

Dr. G. Peralta, (10, 11, 15), University of the Philippines, Quezon City (Filipinas)

Sr. A. Percival, (8), Consumer Health Forum, Cobargo (Australia)

Dr. K. Petersson Grawé, (4, 19: iii), Livsmedelsverket (Agencia alimentaria sueca), Uppsala (Suecia)

Dr. M.S. Pillay, (11, 15, 27), Ministerio de Salud, Kuala Lumpur (Malasia)

Sr. S. Pita Helu, (15), Tonga Water Board, Nuku'alofa (Tonga)

Dr. J. Plouffe, (21: iii), University Hospitals, Columbus, Ohio (EE. UU.)

Dr. A. Pozniak, (18), Chelsea & Westminster Hospital, Londres (Reino Unido)

Dr. E. Pozio, (21: iv), Istituto Superiore di Sanità, ISS (Instituto superior de la salud), Roma (Italia)



Dr. A. Pozniak, (18), Chelsea & Westminster Hospital, Londres (Reino Unido)

Sr. M. Pretrick, (10), Gobierno nacional, Palikir (Estados Federados de Micronesia)

Dr. C. Price, (19, 20), American Chemical Council, Arlington, Virginia (EE. UU.)

Sr. F. Properzi, (22, 30), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. V. Puklova, (19), Instituto nacional de salud pública, Praga (República Checa)

Sr. T. Pule, (23, 25, 27), OMS, Oficina Regional para África, Harare (Zimbabwe)

Dr. D. Purkiss, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. A. Pruess-Ustun, (6, 26), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. L. Quiggle, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. P.P. Raingsey, (11), Ministerio de Salud, Phnom Penh (Camboya)

Dr. C. Ramsay, (22), Scottish Centre for Infection and Environmental Health, SCIEH (Centro escocés de epidemiología y salud ambiental), Glasgow (Reino Unido)

Dr. P. Ravest-Weber, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. D. Reasoner, (14, 23), National Risk Management Research Laboratory, NRMRL (Laboratorio nacional para la gestión de riesgos), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Cincinnati, Ohio (EE. UU.)

Dr. G. Rees, (7, 18), Askham Bryan College, York (Reino Unido), antes en la Universidad de Surrey, Guildford (Reino Unido)

Dr. S. Regli, (21: iv, 23), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. R. Reilly, (26), Scottish Centre for Infection and Environmental Health, SCIEH (Centro escocés de epidemiología y salud ambiental), Glasgow (Reino Unido)

Dr. M. Repacholi, (20, 22), OMS, Ginebra (Suiza)

Sra. M. Richold, (4), European Centre for Ecotoxicology and Toxicology, ECETOC (Centro Europeo de Ecotoxicología de Productos Químicos), Sharnbrook (Reino Unido)

Dr. J. Ridgway, (3, 5), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido)

Sra. J. Riego de Dios, (11, 15), National Center for Disease Prevention and Control (Centro nacional para la prevención y el control de enfermedades), Manila (Filipinas)

Sra. U. Ringelband, (5), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. M. Rivett, (27), University of Birmingham, Birmingham (Reino Unido)

Sr. W. Robertson, (3, 7, 8, 14, 23, 26), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. C. Robinson, (20), Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena (Austria)

Dr. J. Rocourt, (28), OMS, Ginebra (Suiza)

Sra. R. Rooney, (12, 16), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. J. Rose, (14, 21: iv, 28), University of South Florida, St. Petersburg, Florida (EE. UU.)

Dr. K. Rotert, (19, 20), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. J. Rothel, (18), Cellectis Limited, Victoria (Australia)

Sr. H. Salas, (2), OMS, Oficina Regional para las Américas, Washington, D.C. (EE. UU.)

Sr. A. Salem, (9), Abu Dhabi Water and Electricity Authority (Autoridad de abastecimiento de agua y electricidad), Abu Dhabi (Emiratos Árabes Unidos)

Dr. P. Samnang, (15), Ministerio de Salud, Phnom Penh (Camboya)

Dr. M. Santamaria, (16), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. M. Saray, (11), Ministerio de Desarrollo Rural, Phnom Penh (Camboya)

Sr. D. Sartory, (5, 21: i), Severn Trent Water Ltd, Shelton (Reino Unido)

Dr. M. Savkin, (20), Institut Biophysics, Moscú (Federación de Rusia)

Dr. S. Schaub, (6, 16, 21: iv, 28), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Prof. R. Schertenleib, (27), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG (Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Ambiental), Dübendorf (Suiza)

Dr. J. Schijven, (27), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

Sra. G. Schlag, (5), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Sr. O. Schmoll, (8, 15, 27), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Prof. L. Schwartzbrod, (19, 20), OMS Collaborating Center for Microorganisms in Wastewater (Centro colaborador de la OMS sobre microbiología de las aguas residuales), Nancy (Francia)

Sr. P. Scott, (8), Melbourne Water, Melbourne (Australia)

Prof. K.-P. Seiler, (27), National Research Center for Environment and Health, Institut für Hydrologie, Neuherberg (Alemania)

Dr. S. Semalulu, (31: viii, ix), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. Y.-C. Seo, (11), Universidad Sangji, Wonju (República de Corea)

Dr. I. Shalaru, (19, 20, 22), Ministerio de Salud, Chisinau (República de Moldova)

Dr. D. Sharp, (10, 15), Oficina del Representante de la OMS en el Pacífico Sur, Suva (Fiji)

Sra. S. Shaw, (7, 21: iv), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Sra. F. Shoaie, (9), Departamento de Medio Ambiente, Teherán (República Islámica del Irán)

Dr. Y. Shun-Zhang, (29), Instituto de salud pública, Shanghai (República Popular China)

Dr. E. Sievers, (19, 20), Kiel (Alemania)

Dr. D. Simazaki, (15), Instituto nacional de salud pública, Tokio (Japón)

Prof. I. Simmers, (27), Vrije Universiteit (Universidad libre de Amsterdam), Amsterdam (Países Bajos)

Sr. T. Simons, (1, 4), Comisión Europea, Bruselas (Bélgica)

Sra. J. Sims, (30), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. M. Sinclair, (8), Monash University Medical School, Prahran (Australia)

Dr. K. Sivonen, (29), Universidad de Helsinki, Helsinki (Finlandia)

Dr. B. Skinner, (12), Water, Engineering and Development Centre, WEDC (Centro para el Agua, la Ingeniería y el Desarrollo), Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)

Dr. O. Skulberg, (29), Instituto noruego de salud pública, Oslo (Noruega)

Prof. H.V. Smith, (5, 21: iv), Scottish Parasite Diagnostic Laboratory (laboratorio escocés de diagnóstico parasitario), Stobhill Hospital, Glasgow (Reino Unido)

Dr. M. Smith, (23), Water, Engineering and Development Centre, WEDC (Centro para el Agua, la Ingeniería y el Desarrollo), Loughborough University, Loughborough (Reino Unido)

Dr. M. Snozzi, (7), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG (Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Ambiental), Dübendorf (Suiza)

Prof. M. Sobsey, (7, 8, 12, 13, 20, 22, 25, 28, 30), University of North Carolina, Chapel Hill (EE. UU.)

Prof. J.A. Sokal, (19, 20, 22), Instituto de Medicina Ocupacional y Salud Medioambiental, Sosnowiec (Polonia)

Dr. R. Solecki, (30), Instituto Federal de Evaluación de Riesgos, Thielallee, Berlín (Alemania)

Dr. F. Solsona, (15, 23, 25, 27), retirado, anteriormente en la Oficina Regional para las Américas de la OMS/Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente [CEPIS], Lima, (Perú)

Dr. G.J.A. Speijers, (4, 19: iv), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

Dr. D. Srinivasan, (10), University of the South Pacific, Suva (Fiji)

Dr. G. Stanfield, (5, 7, 21: ii, 25), WRc-NSF Ltd, Marlow (Reino Unido)

Dr. U. Stenius, (31: viii), Instituto de medicina ambiental, Karolinska Institutet, Estocolmo (Suecia)

Dr. T.A. Stenstrom, (6, 16, 22), Swedish Institute for Infectious Disease Control, SMI (Instituto Sueco del Control de Enfermedades Infecciosas) Solna (Suecia)

Dr. M. Stevens, (8, 12, 13, 14, 15, 19, 20, 23, 25), Melbourne Water Corporation, Melbourne (Australia)

Dr. T. Stinear, (18), Instituto Pasteur, París (Francia)

Dr. M. Storey, (23), University of New South Wales, Sidney (Australia)

Sr. M. Strauss, (6), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG (Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Ambiental), Dübendorf (Suiza)

Dr. K. Subramanian, (7), Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)

Dr. S. Surman, (16), Health Protection Agency, HPA (Agencia de protección de la salud) Londres (Reino Unido)

Sr. T. Taveua, (10), Ministerio de Salud, Tarawa (Kiribati)

Sr. P. Talota, (10), Ministerio de Salud y Servicios Médicos, Honiara (Islas Salomón)

Sr. C. Tan, (11), Ministerio de Medio Ambiente, Singapur

Sr. B. Tanner, (2), NSF International, Bruselas (Bélgica)

Sr. H. Tano, (4), Ministerio de Salud y Bienestar, Tokio (Japón)

Prof. I. Tartakovsky, (16), Gamaleya Research Institute for Epidemiology and Microbiology (Instituto Gamaleya de Epidemiología y Microbiología), Moscú (Federación de Rusia)

Dr. A. Tayeh, (20), OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. M. Taylor, (8, 19, 20, 22, 27), Ministerio de Salud, Wellington (Nueva Zelanda)

Dr. R. Taylor, (8, 10, 15), Health Surveillance and Disease Control, Rockhampton (Australia)

Sr. J. Teio, (10), Department of Health (Departamento de Salud), Waigani (Papua Nueva Guinea)

Dr. P.F.M. Teunis, (7, 8, 28), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)

- Dr. B.H. Thomas, (4, 31: xi), consultor independiente, antes en Health Canada (Ministerio de Salud del Canadá), Ottawa (Canadá)
- Sr. T. Thompson, (7, 12, 15, 17, 22, 23, 25, 27, 30), Oficina Regional de la OMS para el Sudeste asiático, Nueva Delhi (India)
- Dr. F. Tiefenbrunner, (21: iii), Instituto de higiene y medicina social, Innsbruck (Austria)
- Sr. Tiew King Nyau, (11), Public Utilities Board (Servicios públicos), Singapur
- Dr. D. Till, (8, 28), microbiólogo asesor de salud pública, Wellington (Nueva Zelanda)
- Sr. T. Tipi, (10), Health Department (Departamento de Salud), Apia (Samoa)
- Sr. T.Q. Toan, (11), National Institute of Occupational and Environmental Health (Instituto nacional de salud ocupacional y ambiental), Hanoi (Viet Nam)
- Dr. P. Toft, (1, 4, 7, 15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 22, 31: xiii), consultor independiente, Qualicum Beach (Canadá)
- Sr. V. Tovu, (10), Ministerio de Salud, Port Vila (Vanuatu)
- Dr. A. Tritscher, (30), OMS, Ginebra (Suiza)
- Sr. L. Tu'itupou, (10), Ministerio de Salud, Nuku'alofa (Tonga)
- Prof. J. Tuomisto, (4, 19: x), Instituto nacional de salud pública, Kuopio (Finlandia)
- Dr. I. Turai, (20, 22), OMS, Ginebra (Suiza)
- Dr. R. Uauy, (4, 15, 19, 20), Instituto de Nutrición y Tecnología de los Alimentos, Santiago (Chile)
- Sr. S. Unisuga, (2), Ministerio de Salud y Bienestar, Tokio (Japón)
- Dr. H. Utكيلen, (29), Instituto nacional de salud pública, Oslo (Noruega)
- Dr. J. van Den Berg, (3), KIWA N.V., Nieuwegein (Países Bajos)
- Dr. D. van der Kooij, (14, 21: i, 23), KIWA N.V., Nieuwegein (Países Bajos)
- Sra. K. VandeVelde, (19), International Antimony Oxide Industry Association, IAOIA, Campine, Beerse (Bélgica)
- Dr. A.M. van Dijk-Looijaard, (4), KIWA N.V., Nieuwegein (Países Bajos)
- Dr. F.X.R. van Leeuwen, (4), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos) (anteriormente en el Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud de la OMS, Países Bajos)
- Dr. M. van Raaij, (30), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)
- Dr. J. Vapnek, (29), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma (Italia)
- Sr. A. Versteegh, (16), Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, RIVM (Instituto nacional de salud pública y medio ambiente), Bilthoven (Países Bajos)
- Sra. C. Vickers, (15, 19: xiii–lii, liv–lxviii, 30), OMS, Ginebra (Suiza)
- Dr. V. Vincent, (18), Instituto Pasteur, París (Francia)
- The Vinyl Institute, (19), Arlington, Virginia (EE. UU.)
- Dr. D. Vitanage, (23), Sydney Water, Sidney (Australia)
- Dr. U. von Gunten, (19), Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology, EAWAG (Instituto Federal Suizo para la Ciencia y la Tecnología Ambiental), Dübendorf (Suiza)
- Prof. F. Von Reyn, (18), Dartmouth Hitchcock Medical Centre, Hanover, New Hampshire, (EE. UU.)

Prof. M. Von Sperling, (6), Universidad Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte (Brasil)

Dr. T. Vourtsanis, (23), Sydney Water, Sidney (Australia)

Dr. P. Waggit, (27), Environment Australia, Darwin (Australia)

Dr. I. Wagner, (3), Technologie Zentrum Wasser (Centro de tecnología del agua), Karlsruhe (Alemania)

Sr. M. Waite, (6), Drinking Water Inspectorate (Servicio de inspección del agua de consumo), Londres (Reino Unido)

Dr. G. Wallace, (31: xi), The European Fuel Oxygenates Association, EFOA, Bruselas (Bélgica)

Sr. M. Waring, (19, 20), Department of Health (Departamento de Salud), Londres (Reino Unido)

Sra. M. Whittaker, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. B. Wilkins, (20), National Radiological Protection Board, NRPB (Consejo Nacional de protección radiológica), Reino Unido

Dr. C. Willert, (31: vii), Jacques Whitford Limited, Markham, Ontario (Canadá)

Dr. J. Wilson, (3), NSF International, Ann Arbor, Michigan (EE. UU.)

Dr. R. Wolter, (27), Umweltbundesamt, UBA (Agencia federal de medio ambiente), Berlín (Alemania)

Dr. D. Wong, (19: xxvii, xxxiii, lxxviii, 31: iii), US Environmental Protection Agency (Agencia de Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos), Washington, D.C. (EE. UU.)

Dr. A. Wrixon, (20), Organismo Internacional de Energía Atómica, Viena (Austria)

Prof. Y. Xu, (27), University of the Western Cape, Bellville (Sudáfrica)

Sr. T. Yamamura, (7), anteriormente en la OMS, Ginebra (Suiza)

Dr. S. Yamashita, (20), Universidad de Nagasaki (Japón)

Dr. C. Yayan, (15), Institute of Environmental Health Monitoring, IEHM (Instituto de vigilancia de salud ambiental), Beijing (República Popular China)

Dr. B. Yessekin, (27), The Regional Environmental Centre for Central Asia, CAREC (Centro Regional del Medio Ambiente para Asia Central), Almaty (Kazajstán)

Dr. Z. Yinfa, (11), Ministerio de Salud, Beijing (República Popular China)

Dr. Abdul Sattar Yoosuf, (30), Oficina Regional para el Sudeste asiático, Nueva Delhi (India)

Sr. N. Yoshiguti, (1), Ministerio de Salud y Bienestar, Tokio (Japón)

Dr. M. Younes, (1, 7, 20), OMS, Ginebra (Suiza)

Sr. J. Youngson, (10), Crown Public Health, Christchurch (Nueva Zelanda)

Dr. V. Yu, (21: iii), Pittsburgh University, Pittsburgh, Pensilvania (EE. UU.)

Prof. Q. Yuhui, (11), Institute of Environmental Health Monitoring, IEHM (Instituto de vigilancia de salud ambiental), Beijing (República Popular China)

Sra. N. Zainuddin, (11), Ministerio de Salud, Kuala Lumpur (Malasia)

1. Consulta de expertos sobre la revisión de trabajo de las *Guías de la OMS para la calidad del agua potable (Expert Consultation on Rolling Revision of WHO Guidelines for Drinking-water Quality)*, Ginebra (Suiza), 13 al 15 de diciembre de 1995
2. Consulta de expertos en protección y control de la calidad del agua para la actualización de las *Guías de la OMS para la calidad del agua potable (Expert Consultation on Protection and Control of Water*

- Quality for the Updating of the WHO Guidelines for Drinking-water Quality*), Bad Elster, Alemania, 17 al 19 de junio de 1996
3. Consulta de expertos en inocuidad de los materiales y sustancias químicas usados en la producción y distribución de agua de consumo (*Expert Consultation on Safety of Materials and Chemicals Used in Production and Distribution of Drinking-water*), Ann Arbor, Michigan, EE. UU., 23 y 24 de enero de 1997
  4. Consulta de expertos sobre la revisión de trabajo de las *Guías para la calidad del agua potable*: Informe de la reunión del Grupo de trabajo sobre sustancias químicas para la actualización de las *Guías de la OMS para la calidad del agua potable* (*Expert Consultation on Rolling Revision of the Guidelines for Drinking-water Quality: Report of Working Group Meeting on Chemical Substances for the Updating of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*), Ginebra (Suiza), 22 al 26 de abril de 1997
  5. Consulta de expertos sobre la revisión de trabajo de las *Guías para la calidad del agua potable*: aspectos relativos a la protección y el control y a la calidad microbiológica (*Expert Consultation on Rolling Revision of the Guidelines for Drinking-water Quality: Aspects of Protection and Control and of Microbiological Quality*), Medmenham, Reino Unido, 17 al 21 de marzo de 1998
  6. Consulta de expertos en la evaluación armonizada de riesgos correspondientes a peligros microbianos de origen hídrico (*Expert Consultation on Harmonized Risk Assessment for Water-related Microbiological Hazards*), Estocolmo, Suecia, 12 al 16 de septiembre de 1999
  7. Reunión del Comité sobre calidad del agua de consumo (*Drinking-water Quality Committee, DWQC*), Berlín, Alemania, 5 al 9 de junio de 2000
  8. Consulta de expertos en métodos eficaces de control de la calidad microbiológica de agua de consumo (*Expert Consultation on Effective Approaches to Regulating Microbial Drinking-water Quality*), Adelaida, Australia, 14 al 18 de mayo de 2001
  9. Consulta sobre planificación de la elaboración de guías sobre calidad del agua para la desalinización (*Consultation on Planning of Water Quality Guidelines for Desalination*), Bahrein, 28 al 31 de mayo de 2001
  10. Taller sobre inocuidad del agua de consumo y vigilancia de su calidad (*Workshop on Drinking-water Quality Surveillance and Safety*), Nadi, Fiji, 29 de octubre al 1 de noviembre de 2001
  11. Taller sobre inocuidad del agua de consumo y vigilancia de su calidad (*Workshop on Drinking-water Quality Surveillance and Safety*), Kuala Lumpur, Malasia, 12 al 15 de noviembre de 2001
  12. Consulta de expertos sobre elaboración de documentos complementarios para la actualización de los aspectos microbiológicos de las *Guías de la OMS para la calidad del agua potable* (*Expert Consultation on Preparation of Supporting Documents for the Updating of Microbial Aspects of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*), Loughborough, Reino Unido, 18 al 23 de noviembre de 2001
  13. Reunión de la OMS: *Guías para la calidad del agua potable*, Grupo de trabajo sobre microbiología (*Guidelines on Drinking-water Quality, Micro Working Group*), Melbourne, Australia, 13 y 14 de abril de 2002
  14. Reunión sobre recuento de bacterias heterótrofas en placa en el agua de consumo (*HPC Bacteria in Drinking-water*), Ginebra (Suiza), 25 y 26 de abril de 2002
  15. Reunión mundial sobre la revisión de las *Guías de la OMS para la calidad del agua potable* (*Global Meeting on the Revision of WHO Guidelines for Drinking-water Quality*), Tokio, Japón, 23 al 29 de mayo de 2002
  16. Reunión sobre prevención y control de la enfermedad del legionario (*Prevention and Control of Legionnaires' Disease*), Londres (Reino Unido), 18 al 20 de junio de 2002
  17. Seguridad química del agua de consumo: evaluación de prioridades de la gestión de riesgos (*Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management*), Nyon (Suiza), 26 al 30 de agosto de 2002

18. Consulta de expertos en el complejo *Mycobacterium avium* (*Expert Consultation on Mycobacterium Avium Complex*), Guildford (Reino Unido), 18 al 20 de septiembre de 2002
19. Contribuidores a la elaboración del documento sobre sustancias químicas:
- i. *Aluminio*
  - ii. *Boro*
  - iii. *Níquel*
  - iv. *Nitrato y nitrito*
  - v. *Toxinas de cianobacterias: Microcistina-LR*
  - vi. *Ácido edético (EDTA)*
  - vii. *Hidrocarburos aromáticos polinucleares*
  - viii. *Cianazina*
  - ix. *1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)*
  - x. *Pentaclorofenol*
  - xi. *Terbutilazina (TBA)*
  - xii. *Trihalometanos*
  - xiii. *1,1,1-Tricloroetano*
  - xiv. *1,2-Dibromoetano*
  - xv. *1,2-Dicloroetano*
  - xvi. *Di(2-etilhexil)adipato*
  - xvii. *2-Fenilfenol*
  - xviii. *Ácido 2,4-diclorofenoxiacético*
  - xix. *Acrilamida*
  - xx. *Aldicarb*
  - xxi. *Aldrín y dieldrín*
  - xxii. *Antimonio*
  - xxiii. *Arsénico*
  - xxiv. *Bario*
  - xxv. *Bentazona*
  - xxvi. *Bromato*
  - xxvii. *Ácidos bromoacéticos*
  - xxviii. *Cadmio*
  - xxix. *Carbofurán*
  - xxx. *Tetracloruro de carbono*
  - xxxi. *Monocloramina*
  - xxxii. *Clordano*
  - xxxiii. *Ácido monocloroacético*
  - xxxiv. *Clorito y clorato*

- xxxv. *Clorpirifós*
- xxxvi. *Cobre*
- xxxvii. *DDT y sus derivados*
- xxxviii. *Dimetoato*
- xxxix. *Dicuat*
  - xl. *Endosulfán*
  - xli. *Endrín*
  - xlii. *Epiclorhidrina*
  - xliii. *Fenitrotión*
  - xliv. *Fluoruro*
  - xlv. *Glifosato y AMPA*
  - xlvi. *Haloacetosntrilos*
  - xlvii. *Heptacloro y epóxido de heptacloro*
  - xlviii. *Hexaclorobenceno*
  - xliv. *Hexaclorobutadieno*
    - l. *Lindano*
    - li. *Malatión*
    - lii. *Manganeso*
    - liii. *Metoxicloro*
    - liv. *Metil paratión*
    - lv. *Monoclorobenceno*
    - lvi. *MX*
    - lvii. *Dialquilos de estaño*
    - lviii. *Paratión*
    - lix. *Permetrina*
    - lx. *Propanil*
    - lxi. *Piriproxifeno*
    - lxii. *Sulfato*
    - lxiii. *Estaño inorgánico*
    - lxiv. *Tolueno*
    - lxv. *Triclorobencenos*
    - lxvi. *Uranio*
    - lxvii. *Cloruro de vinilo*
    - lxviii. *Ácido tricloroacético*
    - lxix. *Ácido dicloroacético*

20. Realización de observaciones sobre los proyectos de *Guías para la calidad del agua potable* (tercera edición)



21. Contribuidor al documento *Microbiological Agents in Drinking-water* (Agentes microbianos en el agua de consumo), apéndice de la segunda edición de las *Guías para la calidad del agua potable*
  - i. *Aeromonas*
  - ii. *Virus intestinales de la hepatitis*
  - iii. *Legionella*
  - iv. *Protozoos parásitos* (Cryptosporidium, Giardia, Cyclospora)
  - v. *Vibrio cholerae*
22. Participante en la reunión del Equipo de trabajo final (*Final Task Force*) para la tercera edición de las *Guías para la calidad del agua potable*, Ginebra (Suiza), 31 marzo al 4 de abril de 2003
23. Contribuidor al documento de referencia «*Safe Piped Water: Managing Microbial Water Quality in Piped Distribution Systems*».
24. Contribuidor al documento de referencia «*Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking-water*».
25. Contribuidor al documento de referencia «*Water Safety Plans*».
26. Contribuidor al documento de referencia «*Quantifying Public Health Risk in the WHO Guidelines for Drinking-water Quality: A Burden of Disease Approach*».
27. Contribuidor al documento de referencia «*Protecting Groundwaters for Health – Managing the Quality of Drinking-water Sources*».
28. Contribuidor al documento de referencia «*Hazard Characterization for Pathogens in Food and Water: Guidelines*» (*Caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua: directrices*).
29. Contribuidor al documento de referencia «*Toxic Cyanobacteria in Water*».
30. Participante en la Consulta de expertos sobre la revisión de trabajo de las *Guías para la calidad del agua potable*, Ginebra (Suiza), 17 al 21 de mayo de 2004
31. Contribuidores a la elaboración del documento de referencia sobre las siguientes sustancias químicas:
  - i. *Bromato*
  - ii. *Hidrato de cloral*
  - iii. *Dicloroacetato*
  - iv. *1,1-Dicloroetano*
  - v. *Formaldehído*
  - vi. *Mercurio*
  - vii. *Níquel*
  - viii. *Tricloroetano*
  - ix. *Trihalometanos*
  - x. *1,4-Dioxano*
  - xi. *MTBE*
  - xii. *Aceites de petróleo*
  - xiii. *Permetrina*
  - xiv. *Clorito y clorato*

## ANEXO 3

El Anexo 3 se ha eliminado del primer apéndice de la tercera edición.

## ANEXO 4

# Cuadros de información resumida sobre sustancias químicas

**Cuadro A4.1 Sustancias químicas para las que no se han calculado valores de referencia**

<b>Sustancia</b>	<b>Motivo de exclusión</b>
Amitraz	Se degrada rápidamente en el medio ambiente y no es previsible que existan concentraciones mensurables en el agua de consumo.
Berilio	No es probable su presencia en agua de consumo.
Clorobencilato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Clorotalonilo	No es probable su presencia en agua de consumo.
Cipermetrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Deltametrina	No es probable su presencia en agua de consumo.
Diazinón	No es probable su presencia en agua de consumo.
Dinoseb	No es probable su presencia en agua de consumo.
Etilentiourea	No es probable su presencia en agua de consumo.
Fenamifós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Formotión	No es probable su presencia en agua de consumo.
Hexaclorociclohexanos (mezcla de isómeros)	No es probable su presencia en agua de consumo.
MCPB	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metamidofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Metomil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Mirex	No es probable su presencia en agua de consumo.
Monocrotofós	Ha dejado de utilizarse en muchos países y no es probable su presencia en agua de consumo.
Oxamil	No es probable su presencia en agua de consumo.
Forato	No es probable su presencia en agua de consumo.
Propoxur	No es probable su presencia en agua de consumo.
Piridato	No es persistente y su presencia en agua de consumo es muy infrecuente.
Quintoceno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Toxafeno	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triazofós	No es probable su presencia en agua de consumo.
Óxido de tributilestaño	No es probable su presencia en agua de consumo.
Triclorfón	No es probable su presencia en agua de consumo.

**Cuadro A4.2 Sustancias químicas de origen natural para las que no se han determinado valores de referencia**

<b>Sustancia</b>	<b>Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia</b>
Aluminio	Dadas las limitaciones de los datos de estudios con animales como modelo para seres humanos y la incertidumbre que presentan los datos de estudios con seres humanos, no puede determinarse un valor de referencia basado en efectos sobre la salud; no obstante, se determinan concentraciones factibles basadas en la optimización del proceso de coagulación en las plantas de tratamiento del agua de consumo que utilizan coagulantes de aluminio: 0,1 mg/l o menos en grandes instalaciones de tratamiento de agua, y 0,2 mg/l o menos en instalaciones pequeñas.
Amoniaco	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Amianto (asbesto)	No hay pruebas sólidas de que la ingestión de amianto sea peligrosa para la salud.
Bentazona	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Bromocloroacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Bromocloroacetónitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Hidrato de cloral (tricloroacetaldehído)	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cloruro	Las concentraciones presentes en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>
Dióxido de cloro	No se ha establecido un valor de referencia para el dióxido de cloro porque se descompone rápidamente y porque el valor de referencia provisional del clorito constituye una protección suficiente frente a la posible toxicidad del dióxido de cloro.
Cloroacetonas	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguna de las cloroacetonas.
2-Clorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Cloropicrina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dialquilos de estaño	Los datos disponibles no permiten calcular valores de referencia basados en efectos sobre la salud para ninguno de los dialquilos de estaño.
Dibromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Dicloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
1,3-Diclorobenceno	Los datos toxicológicos son insuficientes para poder calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
1,1-Dicloroetano	La base de datos sobre toxicidad y poder cancerígeno es muy limitada.
1,1-Dicloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
2,4-Diclorofenol	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
1,3-Dicloropropano	Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Di(2-etilhexil)adipato	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Dicuat	Rara vez se encuentra en agua de consumo, pero puede utilizarse como herbicida acuático para el control de malas hierbas flotantes y sumergidas en lagunas, lagos y zanjas de riego.
Endosulfán	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Fenitrotión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Fluoranteno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Formaldehído	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Glifosato y AMPA	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Dureza	Los niveles en el agua de consumo no son peligrosos para la salud <sup>a</sup>

Heptacloro y epóxido de heptacloro	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Hexaclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Sulfuro de hidrógeno	Las concentraciones presentes en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>
Estaño inorgánico	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Yodo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud, y es improbable la exposición durante toda la vida a yodo utilizado en la desinfección del agua.
Hierro	No es peligroso para la salud a las concentraciones observadas normalmente en el agua de consumo; además, el sabor y aspecto del agua se ven afectados a concentraciones menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Malatión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Metil- <i>terc</i> -butil-éter (MTBE)	Cualquier valor de referencia que pudiera calcularse sería significativamente mayor que las concentraciones a las que el MTBE se detectaría por el olor
Monobromoacetato	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Monoclorobenceno	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mucho mayor que el umbral gustativo y olfativo mínimo descrito.
MX	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Paratión	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Permetrina	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Productos derivados del petróleo	En la mayoría de los casos, su sabor y olor serían detectables a concentraciones menores que las que serían peligrosas para la salud, sobre todo por exposición a corto plazo.
pH	Los niveles en el agua de consumo no son peligrosos para la salud <sup>a</sup>
2-Fenilfenol y su sal sódica	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Propanil	Se transforma rápidamente en metabolitos que son más tóxicos; no se considera pertinente establecer un valor de referencia para la sustancia original, y no hay datos adecuados para calcular los valores de referencia de los metabolitos.
Plata	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Sodio	Las concentraciones presentes en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>
Sulfato	Las concentraciones presentes en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>
Sólidos disueltos totales (SDT)	Las concentraciones presentes en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>
Tricloramina	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Tricloroacetoniitrilo	Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud.
Triclorobencenos (total)	Se presentan en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos; además, el valor de referencia basado en efectos sobre la salud sería mayor que el umbral olfativo mínimo descrito.
1,1,1-Tricloroetano	Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos tóxicos.
Cinc	Las concentraciones detectadas normalmente en el agua de consumo no son peligrosas para la salud <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Puede afectar a la aceptabilidad del agua de consumo (véase el capítulo 10).

<sup>b</sup> Es un parámetro operativo de calidad del agua importante.

**Cuadro A4.3 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas cuya presencia en el agua de consumo puede afectar a la salud**

Sustancia	Valor de referencia <sup>a</sup> (mg/l)	Observaciones
Acrilamida	0,0005 <sup>b</sup>	
Alacloro	0,02 <sup>b</sup>	
Aldicarb	0,01	Aplicable al aldicarb sulfóxido y al aldicarb sulfona
Aldrín y dieldrín	0,00003	Aplicable a la suma de aldrín y dieldrín
Antimonio	0,02	
Arsénico	0,01 (P)	
Atrazina	0,002	
Bario	0,7	
Benceno	0,01 <sup>b</sup>	
Benzo[ <i>a</i> ]pireno	0,0007 <sup>b</sup>	
Boro	0,5 (T)	
Bromato	0,01 <sup>b</sup> (A, T)	
Bromodichlorometano	0,06 <sup>b</sup>	
Bromoformo	0,1	
Cadmio	0,003	
Carbofurán	0,007	
Tetracloruro de carbono	0,004	
Clorato	0,7 (D)	
Clordano	0,0002	
Cloro	5 (C)	Para que la desinfección sea eficaz, debe haber una concentración residual de cloro libre $\geq 0,5$ mg/l tras un tiempo de contacto de al menos 30 min a pH <8,0
Clorito	0,7 (D)	
Cloroformo	0,3	
Clorotolurón	0,03	
Clorpirifós	0,03	
Cromo	0,05 (P)	Para cromo total
Cobre	2	El agua puede manchar la ropa y los aparatos sanitarios a concentraciones menores que el valor de referencia.
Cianazina	0,0006	
Cianuro	0,07	
Cloruro de cianógeno	0,07	Para cianuro como total de compuestos cianógenos
2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)	0,03	Aplicable al ácido libre
2,4-DB	0,09	
DDT y sus metabolitos	0,001	
Di(2-etilhexil)ftalato	0,008	
Dibromoacetnitrilo	0,07	
Dibromoclorometano	0,1	
1,2-Dibromo-3-cloropropano	0,001 <sup>b</sup>	

1,2-Dibromoetano	0,0004 <sup>b</sup> (P)	
Dicloroacetato	0,05 <sup>b</sup> (T, D)	
Dicloroacetnitrilo	0,02 (P)	
1,2-Diclorobenceno	1 (C)	
1,4-Diclorobenceno	0,3 (C)	
1,2-Dicloroetano	0,03 <sup>b</sup>	
1,2-Dicloroeteno	0,05	
Diclorometano	0,02	
1,2-Dicloropropano (1,2-DCP)	0,04 (P)	
1,3-Dicloropropeno	0,02 <sup>b</sup>	
Dicloroprop	0,1	
Dimetoato	0,006	
1,4-Dioxano	0,05 <sup>b</sup>	
Ácido edético (EDTA)	0,6	Aplicable al ácido libre
Endrín	0,0006	
Epiclorhidrina	0,0004 (P)	
Etilbenceno	0,3 (C)	
Fenoprop	0,009	
Fluoruro	1,5	Al fijar normas nacionales deben tenerse en cuenta el volumen de agua consumida y la ingesta de otras fuentes
Hexaclorobutadieno	0,0006	
Isoproturón	0,009	
Plomo	0,01	
Lindano	0,002	
Manganeso	0,4 (C)	
MCPA	0,002	
Mecoprop	0,01	
Mercurio	0,006	Para mercurio inorgánico
Metoxicloro	0,02	
Metolacoloro	0,01	
Microcistina-LR	0,001 (P)	Para microcistina-LR total (suma de la libre y la intracelular)
Molinato	0,006	
Molibdeno	0,07	
Monocloramina	3	
Monocloroacetato	0,02	
Níquel	0,07	
Nitrato (como NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	50	Exposición a corto plazo
Ácido nitrilotriacético (ANT)	0,2	
Nitrito (como NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	3	Exposición breve
	0,2 (P)	Exposición prolongada
Pendimetalina	0,02	
Pentaclorofenol	0,009 <sup>b</sup> (P)	
Permetrina	0,3	Sólo cuando se utiliza como larvicida para fines de salud

		pública
Piriproxifeno	0,3	
Selenio	0,01	
Simazina	0,002	
Estireno	0,02 (C)	
2,4,5-T	0,009	
Terbutilazina	0,007	
Tetracloroetano	0,04	
Tolueno	0,7 (C)	
Tricloroacetato	0,2	
Tricloroetano	0,02 (P)	
2,4,6-Triclorofenol	0,2 <sup>b</sup> (C)	
Trifluralina	0,02	
Trihalometanos		La suma de los cocientes de la concentración de cada uno y sus respectivos valores de referencia no debe ser mayor que 1.
Uranio	0,015 (P, T)	Sólo se abordan los aspectos químicos del uranio
Cloruro de vinilo	0,0003 <sup>b</sup>	
Xilenos	0,5 (C)	

<sup>a</sup> P = valor de referencia provisional, dado que hay evidencia de que la sustancia es peligrosa, pero existe escasa información disponible relativa a sus efectos sobre la salud; T = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, protección de la fuente, etc.; A = valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación alcanzable; D = valor de referencia provisional porque es probable que la desinfección ocasione la superación del valor de referencia; C = concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar al aspecto, sabor u olor del agua y dar lugar a reclamaciones de los consumidores.

<sup>b</sup> El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo asociada a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-5}$  (un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo con una concentración de la sustancia igual al valor de referencia durante 70 años). Las concentraciones asociadas con valores máximos del riesgo adicional vitalicio de cáncer de  $10^{-4}$  y  $10^{-6}$  pueden calcularse multiplicando y dividiendo, respectivamente, el valor de referencia por 10.