

Guías para la calidad del agua de consumo humano

CUARTA EDICIÓN QUE INCORPORA
LA PRIMERA ADENDA



World Health
Organization

Guías para la calidad del agua de consumo humano

CUARTA EDICIÓN
QUE INCORPORA LA PRIMERA ADENDA



World Health
Organization

Ginebra
2011

Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda [Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum]

ISBN 978-92-4- 354995-8

© Organización Mundial de la Salud 2018

Algunos derechos reservados. Esta obra está disponible en virtud de la licencia 3.0 OIG Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual de Creative Commons (CC BY-NC-SA 3.0 IGO; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/igo>).

Con arreglo a las condiciones de la licencia, se permite copiar, redistribuir y adaptar la obra para fines no comerciales, siempre que se cite correctamente, como se indica a continuación. En ningún uso que se haga de esta obra debe darse a entender que la OMS refrenda una organización, productos o servicios específicos. No está permitido utilizar el logotipo de la OMS. En caso de adaptación, debe concederse a la obra resultante la misma licencia o una licencia equivalente de Creative Commons. Si la obra se traduce, debe añadirse la siguiente nota de descargo junto con la forma de cita propuesta: «La presente traducción no es obra de la Organización Mundial de la Salud (OMS). La OMS no se hace responsable del contenido ni de la exactitud de la traducción. La edición original en inglés será el texto auténtico y vinculante».

Toda mediación relativa a las controversias que se deriven con respecto a la licencia se llevará a cabo de conformidad con las Reglas de Mediación de la Organización Mundial de la Propiedad Intelectual.

Forma de cita propuesta. Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda [Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating first addendum]. Ginebra: Organización Mundial de la Salud; 2018. Licencia: CC BY-NC-SA 3.0 IGO.

Catalogación (CIP): Puede consultarse en <http://apps.who.int/iris>.

Ventas, derechos y licencias. Para comprar publicaciones de la OMS, véase <http://apps.who.int/bookorders>.

Para presentar solicitudes de uso comercial y consultas sobre derechos y licencias, véase <http://www.who.int/about/licensing>.

Materiales de terceros. Si se desea reutilizar material contenido en esta obra que sea propiedad de terceros, por ejemplo cuadros, figuras o imágenes, corresponde al usuario determinar si se necesita autorización para tal reutilización y obtener la autorización del titular del derecho de autor. Recae exclusivamente sobre el usuario el riesgo de que se deriven reclamaciones de la infracción de los derechos de uso de un elemento que sea propiedad de terceros.

Notas de descargo generales. Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la OMS, 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 OMS 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 OMS podrá ser considerada responsable de daño alguno causado por su utilización.

El diseño de la cubierta es creación de WHO Graphics, Suiza
Composición tipográfica realizada en Perú
Impreso en Perú

Índice

| | |
|--|-----------|
| Prólogo | XVII |
| Agradecimientos | XX |
| Abreviaturas utilizadas en el texto | XXIII |
| 1. Introducción | 1 |
| 1.1 Consideraciones y principios generales | 1 |
| 1.1.1 El marco para la seguridad del agua de consumo humano | 3 |
| 1.1.2 Aspectos microbiológicos | 5 |
| 1.1.3 Desinfección | 7 |
| 1.1.4 Aspectos químicos | 7 |
| 1.1.5 Aspectos radiológicos | 8 |
| 1.1.6 Aspectos relativos a la aceptabilidad: sabor, olor y apariencia | 9 |
| 1.2 Funciones y responsabilidades en la gestión de la seguridad del agua de consumo humano | 9 |
| 1.2.1 Vigilancia y control de la calidad | 10 |
| 1.2.2 Autoridades de salud pública | 12 |
| 1.2.3 Autoridades locales | 14 |
| 1.2.4 Gestión de los recursos hídricos | 15 |
| 1.2.5 Organismos proveedores de agua de consumo humano | 16 |
| 1.2.6 Gestión por las comunidades | 17 |
| 1.2.7 Vendedores ambulantes de agua | 18 |
| 1.2.8 Consumidores individuales | 18 |
| 1.2.9 Organismos de certificación | 19 |
| 1.2.10 Instalaciones de gasfitería | 20 |
| 1.3 Recursos complementarios de las Guías | 21 |
| 1.3.1 Documentos publicados | 21 |
| 1.3.2 Redes para el fortalecimiento de capacidades | 21 |
| 2. Marco conceptual para la aplicación de las Guías | 23 |
| 2.1 Objetivos para la protección de la salud | 24 |
| 2.2 Planes de seguridad del agua | 26 |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 2.2.1 | Evaluación y diseño del sistema | 26 |
| 2.2.2 | Monitoreo operacional | 27 |
| 2.2.3 | Planes de gestión, documentación y comunicación | 28 |
| 2.3 | Vigilancia | 29 |
| 2.4 | Verificación de la calidad del agua de consumo humano | 30 |
| 2.4.1 | Calidad microbiológica del agua | 30 |
| 2.4.2 | Calidad química del agua | 31 |
| 2.5 | Identificación de los aspectos de interés prioritarios | 32 |
| 2.5.1 | Realización de la evaluación calidad del agua de consumo humano | 34 |
| 2.5.2 | Evaluación de las prioridades microbiológicas | 34 |
| 2.5.3 | Evaluación de las prioridades químicas | 34 |
| 2.6 | Desarrollo de normas de calidad del agua de consumo humano | 36 |
| 2.6.1 | Adaptación de los valores de referencia a las normas locales relevantes | 36 |
| 2.6.2 | Revisión y evaluación periódica de las normas | 37 |
| 2.7 | Reglamentos del agua de consumo humano, políticas y programas de soporte | 37 |
| 2.7.1 | Reglamentos | 38 |
| 2.7.2 | Políticas y programas de apoyo | 39 |
| 3. | Metas de protección de la salud | 41 |
| 3.1 | Establecimiento de metas de protección de la salud | 42 |
| 3.2 | Años de vida ajustados en función de la discapacidad, carga de morbilidad tolerable y nivel de riesgo de referencia | 44 |
| 3.3 | Tipos de metas basadas en la protección de la salud | 46 |
| 3.3.1 | Metas resultados relacionadas con la salud | 49 |
| 3.3.2 | Metas relacionadas con la calidad del agua | 49 |
| 3.3.3 | Metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas | 51 |
| 3.3.4 | Metas relacionadas con tecnologías específicas | 52 |
| 4. | Planes de seguridad del agua | 53 |
| 4.1 | Evaluación y diseño del sistema | 58 |
| 4.1.1 | Sistemas nuevos | 59 |
| 4.1.2 | Recopilación y evaluación de datos disponibles | 60 |
| 4.1.3 | Protección de los recursos y de las fuentes | 62 |
| 4.1.4 | Tratamiento | 65 |
| 4.1.5 | Sistemas de distribución de agua por tuberías | 66 |
| 4.1.6 | Sistemas comunitarios y domiciliarios sin distribución por tuberías | 69 |
| 4.1.7 | Validación | 70 |
| 4.1.8 | Modernización y mejoras | 71 |
| 4.2 | Monitoreo operacional y medidas de control | 72 |
| 4.2.1 | Determinación de las medidas de control del sistema | 72 |
| 4.2.2 | Selección de parámetros para el monitoreo operacional | 73 |

ÍNDICE DEL CONTENIDO

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 4.2.3 | Establecimiento de límites operativos y críticos | 75 |
| 4.2.4 | Sistemas comunitarios y domiciliarios sin distribución por tuberías | 76 |
| 4.3 | Verificación | 76 |
| 4.3.1 | Verificación de la calidad microbiológica | 77 |
| 4.3.2 | Verificación de la calidad química | 79 |
| 4.3.3 | Fuentes de agua | 80 |
| 4.3.4 | Sistemas de distribución de agua por tuberías | 80 |
| 4.3.5 | Verificación en sistemas de abastecimiento de agua gestionadas por comunidades | 80 |
| 4.3.6 | Aseguramiento y control de la calidad | 81 |
| 4.3.7 | Verificación de los planes de seguridad del agua | 83 |
| 4.4 | Procedimientos de gestión para sistemas de distribución de agua por tuberías | 83 |
| 4.4.1 | Incidentes previsibles (“desviaciones”) | 85 |
| 4.4.2 | Sucesos imprevistos | 85 |
| 4.4.3 | Situaciones de emergencia | 85 |
| 4.4.4 | Elaboración de un plan de monitoreo | 87 |
| 4.4.5 | Programas complementarios | 87 |
| 4.5 | Gestión de sistemas de abastecimiento de agua a nivel comunitario y domiciliario | 89 |
| 4.6 | Documentación y comunicación | 90 |
| 4.7 | Revisión planificada | 91 |
| 4.7.1 | Revisión periódica | 91 |
| 4.7.2 | Revisión posterior a incidentes | 91 |
| 5. | Vigilancia | 93 |
| 5.1 | Tipos de abordajes | 95 |
| 5.1.1 | Auditoría | 95 |
| 5.1.2 | Evaluación directa | 96 |
| 5.2 | Adaptación del abordaje a circunstancias específicas | 97 |
| 5.2.1 | Áreas urbanas en países en desarrollo | 97 |
| 5.2.2 | Vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua comunitarios | 98 |
| 5.2.3 | Vigilancia de los sistemas domiciliarios de tratamiento y almacenamiento de agua | 99 |
| 5.3 | Idoneidad del sistema de abastecimiento | 100 |
| 5.3.1 | Cantidad (nivel del servicio) | 100 |
| 5.3.2 | Accesibilidad | 102 |
| 5.3.3 | Asequibilidad | 103 |
| 5.3.4 | Continuidad | 103 |
| 5.4 | Planificación e implementación | 104 |
| 5.5 | Reporte y comunicación | 107 |
| 5.5.1 | Interacción con la comunidad y los consumidores | 107 |
| 5.5.2 | Uso de los datos en el ámbito regional | 108 |

| | |
|---|------------|
| 6. Aplicación de las Guías en circunstancias específicas | 111 |
| 6.1 Cambio climático, escasez de agua y fuertes precipitaciones | 112 |
| 6.2 Recolección de agua de lluvia | 112 |
| 6.3 Venta de agua | 114 |
| 6.4 Abastecimiento de agua por volumen | 115 |
| 6.5 Sistemas de desalinización | 116 |
| 6.6 Sistemas de abastecimiento de agua con tubería doble | 118 |
| 6.7 Situaciones de emergencia y desastres | 119 |
| 6.8 Abastecimiento temporal de agua | 122 |
| 6.9 Edificios | 124 |
| 6.10 Establecimientos de salud | 127 |
| 6.11 Agua inocua para viajeros | 128 |
| 6.12 Aeronaves y aeropuertos | 132 |
| 6.13 Barcos | 133 |
| 6.14 Agua de consumo humano envasada | 135 |
| 6.15 Producción y procesamiento de alimentos | 137 |
| | |
| 7. Aspectos microbiológicos | 139 |
| 7.1 Peligros microbiológicos relacionados con el agua de consumo humano | 140 |
| 7.1.1 Infecciones transmitidas por el agua | 141 |
| 7.1.2 Temas emergentes | 146 |
| 7.1.3 Persistencia y proliferación en el agua | 147 |
| 7.1.4 Aspectos relativos a la salud pública | 148 |
| 7.2 Establecimiento de metas de protección de la salud | 149 |
| 7.2.1 Metas de protección de la salud aplicadas a los peligros microbiológicos | 149 |
| 7.2.2 Agentes patógenos de referencia | 150 |
| 7.2.3 Evaluación cuantitativa de los riesgos microbiológicos | 152 |
| 7.2.4 Establecimiento de metas de eficacia basadas en el riesgo | 158 |
| 7.2.5 Presentación de la determinación de metas de eficacia | 160 |
| 7.2.6 Adaptación de las metas de eficacia basadas en el riesgo a las circunstancias locales | 160 |
| 7.2.7 Metas relacionadas con la salud | 162 |
| 7.3 Ocurrencia y tratamiento de agentes patógenos | 162 |
| 7.3.1 Ocurrencia | 162 |
| 7.3.2 Tratamiento | 164 |
| 7.4 Monitoreo microbiológico | 175 |
| 7.5 Métodos de detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal | 179 |
| 7.6 Identificación de medidas locales en respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativas a la calidad microbiológica del agua | 180 |
| 7.6.1 Recomendaciones de hervir el agua | 180 |
| 7.6.2 Medidas después de un incidente | 183 |

ÍNDICE DEL CONTENIDO

| | |
|--|------------|
| 8. Aspectos químicos | 185 |
| 8.1 Peligros químicos en el agua de consumo humano | 186 |
| 8.2 Cálculo de valores de referencia para sustancias químicas y valores basados en la salud | 189 |
| 8.2.1 Métodos utilizados | 190 |
| 8.2.2 Sustancias químicas con umbral de toxicidad | 191 |
| 8.2.3 Sustancias químicas sin umbral de toxicidad | 196 |
| 8.2.4 Calidad de los datos | 197 |
| 8.2.5 Valores de referencia provisionales | 198 |
| 8.2.6 Sustancias químicas que afectan la aceptabilidad | 198 |
| 8.2.7 Sustancias químicas no incluidas en las Guías | 199 |
| 8.2.8 Mezclas | 199 |
| 8.2.9 Adaptación de los valores de referencia a las circunstancias locales | 200 |
| 8.3 Capacidad de detección analítica | 200 |
| 8.4 Tratamiento | 203 |
| 8.4.1 Eficacia del tratamiento | 203 |
| 8.4.2 Medidas de control de procesos para los subproductos de la desinfección | 205 |
| 8.4.3 Tratamiento para el control de la corrosión | 207 |
| 8.4.4 Tratamiento domiciliario | 209 |
| 8.5 Valores de referencia para sustancias químicas, por tipo de fuente | 209 |
| 8.5.1 Sustancias químicas de origen natural | 209 |
| 8.5.2 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados | 211 |
| 8.5.3 Sustancias químicas de actividades agrícolas | 214 |
| 8.5.4 Sustancias químicas procedentes de productos químicos empleados en el tratamiento del agua o de los materiales en contacto con el agua de consumo humano | 218 |
| 8.5.5 Sustancias químicas de preocupación emergente | 224 |
| 8.6 Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública | 225 |
| 8.7 Identificación de medidas locales de respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativos a la calidad química del agua | 228 |
| 8.7.1 Situaciones que desencadenan la adopción de medidas | 230 |
| 8.7.2 Investigación de la situación | 230 |
| 8.7.3 Consulta a las personas pertinentes | 230 |
| 8.7.4 Información a la población y para las personas | 231 |
| 8.7.5 Evaluación de la importancia para la salud pública y para las personas | 231 |
| 8.7.6 Determinación de las medidas pertinentes | 235 |
| 8.7.7 Aceptabilidad para los consumidores | 236 |
| 8.7.8 Seguridad de la adopción de medidas correctivas, prevención de la repetición de incidentes y actualización del plan de seguridad del agua | 236 |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|------------|
| 8.7.9 Mezclas | 236 |
| 8.7.10 Recomendaciones de evitar el consumo de agua | 236 |
| 9. Aspectos radiológicos | 239 |
| 9.1 Fuentes de exposición a la radiación y efectos sobre la salud | 240 |
| 9.1.1 Exposición a la radiación por el agua de consumo humano | 242 |
| 9.1.2 Efectos sobre la salud por la exposición a la radiación a través del agua de consumo humano | 243 |
| 9.2 Justificación de los niveles de detección y niveles de referencia | 243 |
| 9.3 Monitoreo y evaluación de radionúclidos disueltos | 245 |
| 9.3.1 Análisis de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano | 246 |
| 9.3.2 Estrategia para evaluar el agua de consumo humano si exceden los niveles de detección | 247 |
| 9.3.3 Estrategia para evaluar el agua de consumo humano si exceden los niveles de referencia | 248 |
| 9.3.4 Frecuencia del muestreo | 248 |
| 9.4 Niveles de referencia para radionúclidos que se encuentran comúnmente en el agua de consumo humano | 249 |
| 9.5 Métodos analíticos | 251 |
| 9.5.1 Medición de las concentraciones de la radiactividad alfa total y beta total | 251 |
| 9.5.2 Medición de radionúclidos específicos | 251 |
| 9.6 Medidas correctivas | 252 |
| 9.7 Radón | 253 |
| 9.7.1 Presencia de radón en el aire y en el agua | 253 |
| 9.7.2 Riesgos para la salud derivados del radón | 254 |
| 9.7.3 Orientación relativa a la presencia de radón en el agua de consumo humano | 254 |
| 9.7.4 Medición del radón en el agua de consumo humano | 255 |
| 9.7.5 Disminución de las concentraciones de radón en el agua de consumo humano | 255 |
| 9.8 Comunicación de riesgos | 255 |
| 9.8.1 Reporte de resultados | 255 |
| 9.8.2 Comunicación de riesgos | 255 |
| 10. Aspectos relativos a la aceptabilidad: sabor, olor y apariencia | 257 |
| 10.1 Contaminantes de origen biológico | 259 |
| Actinomicetos y hongos | 259 |
| Cianobacterias y algas | 259 |
| Animales invertebrados | 260 |
| Bacterias feruginosas | 261 |
| 10.2 Contaminantes de origen químico | 261 |
| Aluminio | 261 |
| Amoníaco | 261 |

ÍNDICE DEL CONTENIDO

| | |
|---|------------|
| Cinc | 261 |
| Cloraminas | 262 |
| Cloro | 262 |
| Clorobencenos | 262 |
| Clorofenoles | 263 |
| Cloruro | 263 |
| Cobre | 263 |
| Color | 263 |
| Detergentes sintéticos | 264 |
| Dureza | 264 |
| Estireno | 264 |
| Etilbenceno | 265 |
| Hierro | 265 |
| Manganeso | 265 |
| Oxígeno disuelto | 265 |
| pH y corrosión | 266 |
| Productos derivados del petróleo | 266 |
| Sodio | 266 |
| Sulfato | 267 |
| Sulfuro de hidrógeno | 267 |
| Tolueno | 267 |
| Sólidos disueltos totales | 267 |
| Turbiedad | 267 |
| Xilenos | 268 |
| 10.3 Tratamiento de los problemas de sabor, olor y apariencia | 268 |
| 10.4 Temperatura | 269 |
| 11. Fichas informativas sobre agentes microbiológicos | 271 |
| 11.1 Bacterias patógenas | 272 |
| <i>Acinetobacter</i> | 272 |
| <i>Aeromonas</i> | 274 |
| <i>Burkholderia pseudomallei</i> | 276 |
| <i>Campylobacter</i> | 277 |
| <i>Enterobacter sakazakii</i> | 279 |
| Cepas patógenas de <i>Escherichia coli</i> | 280 |
| <i>Helicobacter pylori</i> | 282 |
| <i>Klebsiella</i> | 283 |
| <i>Legionella</i> | 284 |
| <i>Leptospira</i> | 286 |
| <i>Mycobacterium</i> | 288 |
| <i>Pseudomonas aeruginosa</i> | 290 |
| <i>Salmonella</i> | 292 |
| <i>Shigella</i> | 293 |
| <i>Staphylococcus aureus</i> | 295 |
| <i>Tsukamurella</i> | 296 |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | | |
|------------|---|------------|
| | <i>Vibrio</i> | 297 |
| | <i>Yersinia</i> | 299 |
| 11.2 | Virus patógenos | 300 |
| | Adenovirus | 301 |
| | Astrovirus | 303 |
| | Calicivirus | 304 |
| | Enterovirus | 306 |
| | Virus de la hepatitis A | 307 |
| | Virus de la hepatitis E | 309 |
| | Rotavirus y ortorreovirus | 311 |
| 11.3 | Protozoos patógenos | 312 |
| | <i>Acanthamoeba</i> | 313 |
| | <i>Balantidium coli</i> | 315 |
| | <i>Blastocystis</i> | 316 |
| | <i>Cryptosporidium</i> | 317 |
| | <i>Cyclospora cayetanensis</i> | 319 |
| | <i>Entamoeba histolytica</i> | 321 |
| | <i>Giardia intestinalis</i> | 322 |
| | <i>Isopora belli</i> | 324 |
| | <i>Microsporidios</i> | 325 |
| | <i>Naegleria fowleri</i> | 327 |
| | <i>Toxoplasma gondii</i> | 329 |
| 11.4 | Helmintos patógenos | 331 |
| | <i>Dracunculus medinensis</i> | 331 |
| | <i>Fasciola spp.</i> | 333 |
| | <i>Nematodos de vida libre</i> | 335 |
| | <i>Schistosoma spp.</i> | 337 |
| 11.5 | Cianobacterias tóxicas | 340 |
| 11.6 | Organismos indicadores | 342 |
| | Bacterias coliformes totales | 342 |
| | <i>Escherichia coli</i> y bacterias coliformes termotolerantes | 343 |
| | Recuentos de heterótrofos en placa | 345 |
| | Enterococos intestinales | 347 |
| | <i>Clostridium perfringens</i> | 348 |
| | Colifagos | 350 |
| | Bacteriófagos de <i>Bacteroides fragilis</i> | 352 |
| | Virus entéricos | 354 |
| 12. | Fichas informativas sobre sustancias químicas | 357 |
| 12.1 | Sustancias químicas contaminantes en el agua de consumo humano | 357 |
| | Ácidos bromoacéticos | 357 |
| | Ácidos dicloroacéticos | 358 |
| | Ácido edético | 359 |

ÍNDICE DEL CONTENIDO

| | |
|---|-----|
| Ácido monocloroacético | 360 |
| Ácido nitrilotriacético | 361 |
| Ácido tricloroacético | 362 |
| Acrilamida | 362 |
| Alacloro | 364 |
| Aldicarb | 365 |
| Aldrín y dieldrín | 365 |
| Aluminio | 367 |
| Amoniaco | 369 |
| Antimonio | 370 |
| Arsénico | 371 |
| Asbesto | 375 |
| Atrazina y sus metabolitos | 375 |
| Bario | 377 |
| Benceno | 378 |
| Bentazona | 379 |
| Berilio | 381 |
| Boro | 381 |
| Bromato | 382 |
| Bromuro | 384 |
| Cadmio | 385 |
| Carbaril | 386 |
| Carbofurano | 386 |
| Cianazina | 387 |
| Cianuro | 388 |
| Cinc | 390 |
| Cloraminas (monocloramina, dicloramina, tricloramina) | 390 |
| Clordano | 392 |
| Clorito, clorato y dióxido de cloro | 393 |
| Cloro | 395 |
| Cloroacetonas | 396 |
| Clorofenoles (2-clorofenol, 2,4-diclorofenol, 2,4,6-triclorofenol) | 396 |
| Cloropicrina | 397 |
| Clorotolurón | 398 |
| Clorpirifós | 398 |
| Cloruro | 399 |
| Cloruro de cianógeno | 400 |
| Cloruro de vinilo | 401 |
| Cobre | 402 |
| Cromo | 404 |
| 2,4-DB (ácido 2,4-diclorofenoxiacético) | 404 |
| 2,4-DB | 405 |
| DDT y sus metabolitos | 406 |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|-----|
| Di (2-etilhexil) adipato | 408 |
| Di (2-etilhexil) ftalato | 408 |
| Dialquilos de estaño | 410 |
| 1,2-Dibromo-3-cloropropano | 410 |
| 1,2-Dibromoetano | 411 |
| Diclorobencenos (1,2-diclorobenceno, 1,3-diclorobenceno,1,4-diclorobenceno) | 412 |
| 1,1-Dicloroetano | 413 |
| 1,2-Dicloroetano | 414 |
| 1,1-Dicloroetano | 415 |
| 1,2-Dicloroetano | 415 |
| Dicloroisocianurato de sodio | 417 |
| Diclorometano | 418 |
| Diclorprop | 419 |
| Diclorvos | 420 |
| Dicofol | 421 |
| 1,2-Dicloropropano | 423 |
| 1,3-Dicloropropano | 424 |
| 1,3-Dicloropropeno | 424 |
| Dicuat | 425 |
| Dimetoato | 426 |
| 1,4-Dioxano | 427 |
| Dureza | 428 |
| Endosulfán | 429 |
| Endrín | 430 |
| Epiclorhidrina | 431 |
| Estaño inorgánico | 432 |
| Estireno | 433 |
| Etilbenceno | 434 |
| 2-Fenilfenol y su sal sódica | 435 |
| Fenitrotión | 435 |
| Fenoprop | 436 |
| Fluoruro | 437 |
| Formaldehído | 441 |
| Glifosato y AMPA | 442 |
| Haloacetoneos (dicloroacetoneo, dibromoacetoneo, bromocloroacetoneo, tricloroacetoneo) | 442 |
| Heptacloro y heptacloro epóxido | 444 |
| Hexaclorobenceno | 445 |
| Hexaclorobutadieno | 446 |
| Hidrato de cloral | 447 |
| Hidrocarburos aromáticos policíclicos | 448 |
| Hierro | 450 |
| Isoproturón | 450 |

ÍNDICE DEL CONTENIDO

| | |
|--|-----|
| Lindano | 451 |
| Malatión | 453 |
| Manganeso | 453 |
| MCPA | 454 |
| Mecoprop | 456 |
| Mercurio | 457 |
| Metil paratión | 458 |
| Metil-terc-butyl-éter | 459 |
| Metolacloro | 460 |
| Metoxicloro | 461 |
| Molibdeno | 462 |
| Molinato | 462 |
| Monoclorobenceno | 463 |
| MX | 464 |
| Níquel | 465 |
| Nitrato y nitrito | 466 |
| Nitrobenceno | 473 |
| N-nitrosodimetilamina | 474 |
| Paratión | 475 |
| Pendimetalina | 476 |
| Pentaclorofenol | 477 |
| Perclorato | 478 |
| pH | 479 |
| Plata | 479 |
| Plomo | 480 |
| Potasio | 483 |
| Productos derivados del petróleo | 484 |
| Propanil | 485 |
| Selenio | 486 |
| Simazina | 488 |
| Sodio | 488 |
| Sólidos disueltos totales | 489 |
| Sulfato | 489 |
| Sulfuro de hidrógeno | 490 |
| 2,4,5-T | 490 |
| Terbutilazina | 491 |
| Tetracloroetano | 492 |
| Tetracloruro de carbono | 493 |
| Tolueno | 494 |
| Toxinas de cianobacterias: microcistina-LR | 495 |
| Triclorobencenos (total) | 498 |
| 1,1,1-Tricloroetano | 499 |
| tricloroetano | 499 |
| Trifluralina | 501 |
| Trihalometanos (bromoformo, bromodichlorometano, | |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---|------------|
| cloroformo, dibromoclorometano,) | 502 |
| Uranio | 505 |
| Xilenos | 507 |
| Yodo | 508 |
| 12.2 Plaguicidas usados para el control de vectores en fuentes y recipientes de agua de consumo humano | 508 |
| <i>Bacillus thuringensis israelensis</i> | 509 |
| Diflubenzuron | 510 |
| Metopreno | 511 |
| Novalurón | 512 |
| Permetrina | 513 |
| Pirimifos-metil | 514 |
| Piriproxifeno | 515 |
| Spinosad | 515 |
| Temefos | 517 |
| Anexo 1 Documentación de soporte de las Guías | 519 |
| Anexo 2 Referencias citadas | 528 |
| Anexo 3 Cuadros de información resumida sobre sustancias químicas | 548 |
| Anexo 4 Métodos analíticos y alcance | 556 |
| Anexo 5 Métodos de tratamiento y eficacia | 566 |
| Anexo 6 Información complementaria sobre radionúclidos | 586 |
| Anexo 7 Colaboradores en el desarrollo de las <i>Guías para la calidad del agua de consumo humano</i> : cuarta edición que incorpora la primera adenda | 591 |

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 las conferencias relativas a la salud, podemos citar la Conferencia Internacional sobre Atención Primaria de Salud que tuvo lugar en Alma Ata, Kazajstán (ex Unión Soviética) en 1978. Entre las conferencias sobre el agua, destacan la Conferencia Mundial sobre el Agua, de Mar del Plata (Argentina) de 1977, que dio inicio al Decenio Internacional del Agua de consumo humano y del Saneamiento Ambiental de 1981-1990, 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, realizada en Johannesburgo en 2002. La Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el periodo de 2005 a 2015 como el Decenio Internacional para la Acción “El agua, fuente de vida”. Más recientemente, la Asamblea General de la ONU declaró el agua de consumo humano limpia y segura y el saneamiento como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y todos los demás derechos humanos.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó cuatro ediciones de las *Guías para la calidad del agua potable* (en 1983-1984, 1993-1997, 2004 y 2011), como sucesoras de las *Normas internacionales para el agua potable*, de la OMS, publicadas en 1958, 1963 y 1971. Desde 1995, las Guías se han mantenido actualizadas mediante un proceso de revisión continua, que condujo a la publicación regular de adendas que añadían o reemplazaban información de los volúmenes anteriores, y contenían revisiones de expertos en cuestiones clave preparatorias para la revisión de las Guías.

El proceso de desarrollo de la cuarta edición fue conducido por la Unidad de Agua, Saneamiento, Higiene y Salud, de la Sede de la OMS. La Unidad de Seguridad de las Sustancias Químicas y la Unidad de Evaluación y Gestión del Riesgo contribuyeron en los temas sobre peligros químicos y el Programa sobre Radiaciones colaboró en aspectos relacionados con peligros radiológicos. Las seis Oficinas Regionales de la OMS participaron en el proceso, en consulta con los Estados Miembros.

Esta versión de las *Guías* integra la cuarta edición publicada en 2011 y comprende la primera adenda de la cuarta edición, publicado en 2016. Esta publicación sustituye las ediciones anteriores de las Guías y las Normas internacionales previas.

El objetivo principal de las Guías es proteger la salud pública asociada a la calidad del agua potable. Los objetivos generales de las Guías son:

- proporcionar una base autorizada para la consideración efectiva de la salud pública en el establecimiento de políticas y acciones nacionales o regionales de agua potable;
- ofrecer un marco integral de gestión preventiva del riesgo para proteger la salud desde la cuenca hasta el consumidor, que abarque la formulación de políticas y el establecimiento de normas, los enfoques de gestión basados en el riesgo y la vigilancia;
- enfatizar las prácticas viables y la formulación de normas sólidas, aplicables tanto en los países de ingresos bajos como en los de ingresos medios e industrializados;
- resumir las consecuencias para la salud relacionadas con los contaminantes en el agua potable y el papel de la evaluación del riesgo y la gestión del riesgo en la prevención y el control de enfermedades;
- sintetizar opciones efectivas para la gestión del agua potable, y
- brindar orientación sobre la identificación de peligros y la evaluación de riesgos

Esta edición de las Guías, que incorpora la primera adenda, expande conceptos, enfoques e información descritos en ediciones anteriores, incluido el enfoque integral de gestión preventiva del riesgo para garantizar la calidad del agua potable, que se propuso en la tercera edición. Esta edición considera:

- la seguridad del agua potable, incluidos los procedimientos mínimos y los valores de referencia específicos, y cómo se deben aplicar;
- los enfoques utilizados para aplicar las Guías, incluidos los valores de referencia;
- los peligros microbianos, que continúan siendo la principal preocupación tanto en los países en desarrollo como en los desarrollados. La experiencia ha demostrado el valor del enfoque sistemático para garantizar la inocuidad microbiana. Esta edición se basa en los principios de prevención introducidos en la tercera edición a fin de garantizar la seguridad microbiana del agua potable a través del enfoque de barreras múltiples, que destaca la importancia de la protección de las fuentes de agua;
- el cambio climático, que produce cambios en la temperatura del agua y en los patrones de lluvia, sequía grave y prolongada o aumento de las inundaciones, con consecuencias en la calidad y en la escasez del agua; se reconoce la importancia de la gestión de estos impactos como parte de las estrategias de gestión del agua;
- los contaminantes químicos en el agua potable, incluida la información sobre productos químicos no considerados previamente (por ej., los plaguicidas utilizados para el control de vectores en el agua potable); revisión de las hojas de información sobre sustancias químicas, teniendo en cuenta la nueva información

PRÓLOGO

- científica; y, en algunos casos, se ha reducido la cobertura en las Guías cuando la nueva información sugiere una prioridad menor;
- los productos químicos clave responsables de efectos sobre la salud en gran escala por la exposición al agua potable (por ej., el arsénico, fluoruro, plomo, nitrato, selenio y uranio); se proporciona orientación para la identificación de prioridades locales y la gestión;
 - las funciones importantes que desempeñan diferentes partes interesadas para garantizar la seguridad del agua potable; esta publicación amplía la discusión introducida en la tercera edición sobre las funciones y responsabilidades de las principales partes interesadas en garantizar la seguridad del agua potable, y
 - la orientación en situaciones distintas del abastecimiento tradicional de la comunidad o de los organismos proveedores de servicios de agua y saneamiento, como la recolección de agua de lluvia, el suministro de agua sin tuberías o con sistemas de tuberías duales.

Las Guías se acompañan de una serie de publicaciones complementarias. Estas incluyen evaluaciones internacionales revisadas por pares sobre el riesgo de productos químicos específicos (vea la lista de documentos de referencia del capítulo 12 en el Anexo 2) y otras publicaciones que explican los fundamentos científicos de la elaboración de las Guías y proporcionan orientación sobre las buenas prácticas en su aplicación (vea el Anexo 1). *Las Guías para la calidad del agua potable Volumen 3—Vigilancia y control del abastecimiento comunitario* (1997, próxima revisión) proporcionan orientación sobre buenas prácticas en la vigilancia, monitoreo y evaluación de la calidad del agua potable.

Las Guías se dirigen principalmente a los reguladores del agua y la salud, a los responsables de la formulación de políticas y a sus asesores para orientarlos en el desarrollo de normas nacionales. Muchas otras personas usan las Guías y documentos asociados como fuente de información sobre la calidad del agua y la salud, y los aplican en enfoques de gestión eficaces.

Se reconoce que las Guías representan la posición del sistema de la ONU en temas de calidad del agua potable y la salud a través de ONU-Agua, el organismo que coordina las 24 agencias y programas de las Naciones Unidas que tratan asuntos relacionados con el agua.

Agradecimientos

La preparación de la cuarta edición de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano, incorporando la primera adenda de la cuarta edición*, y los documentos de soporte, abarcó un periodo de más de 10 años y contó con la participación de cientos de expertos de muchos países en desarrollo y desarrollados. Se agradece sinceramente la contribución de todos los que realizaron aportes en la elaboración y finalización de la cuarta edición, incluidas las personas que figuran en el Anexo 7.

El trabajo de los siguientes coordinadores de los grupos de trabajo y miembros del Comité de Calidad del Agua de consumo humano fue crucial para el desarrollo de la cuarta edición:

- Dr. F. Ahmed, Bangladesh University of Engineering and Technology, Bangladesh (*Sistemas pequeños*)
- Dr. I. Chorus, Federal Environment Agency, Alemania (*Protección de recursos y fuentes de agua*)
- Dr. J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/NSF International Collaborating Centre, Estados Unidos de América (*Materiales y productos químicos usados en la producción y distribución de agua potable*)
- Dr. D. Cunliffe, Department of Health, Australia (*Salud pública*)
- Dr. A.M. de Roda Husman, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Países Bajos (*Virus y evaluación de riesgos*)
- Dr. T. Endo, Ministry of Health, Labour and Welfare, Japón (*Parásitos*)
- Sr. J.K. Fawell, Consultor independiente, Reino Unido (*Contaminantes de origen natural, contaminantes industriales y plaguicidas*)
- Sra. M. Giddings, Health Canada, Canadá (*Desinfectantes y subproductos de la desinfección*)
- Dr. G. Howard, British High Commission, India (*Monitoreo y evaluación*)
- Sr. P. Jackson, WRc-NSF Ltd, Reino Unido (*Productos químicos - aspectos prácticos*)
- Dr. S. Kumar, University of Malaya, Malasia (*Protozoarios y gestión de riesgos*)
- Dr. S. Kunikane, Institute for Environmental Sciences, Japón (*Red de Operaciones y Mantenimiento*)

Profesor Y. Magara, Hokkaido University, Japón (*Aspectos analíticos*)
Dr. A.V.F. Ngowi, Muhimbili University of Health and Allied Sciences, República
Unida de Tanzania (*Plaguicidas*)
Dr. E. Ohanian, Organismo de Protección del Ambiente, Estados Unidos de América
(*Desinfectantes y subproductos de la desinfección*)
Dr. C.N. Ong, National University of Singapore, Singapur (*Peligros químicos emergentes*)
Sr. O. Schmoll, Federal Environment Agency, Alemania (*Fortalecimiento de
capacidades y monitoreo de planes de seguridad del agua*)
Profesor M. Sobsey, University of North Carolina, Estados Unidos de América (*Gestión
de riesgos*)

El coordinador de la OMS fue el Sr. B. Gordon, de la Sede de la OMS, y contó con la asistencia del Sr. P. Callan, del National Health and Medical Research Council, Australia. La Sra. C. Vickers y el Dr. A. Tritscher actuaron como enlaces importantes entre los programas internacionales de seguridad de las sustancias químicas en la Sede de la OMS. El Dr. M. Pérez contribuyó en nombre del Programa de Radiación y Salud Ambiental, Sede de la OMS. El Dr. M. Zaim, del Esquema de Evaluación de Plaguicidas, Sede de la OMS, proporcionó información sobre plaguicidas que se añaden al agua de consumo humano para fines de salud pública. El Coordinador de Agua, Saneamiento, Higiene y Salud, Sede de la OMS, (Anteriormente Jamie Bartram, y desde 2009, Robert Bos), brindó orientación estratégica durante todo el proceso.

La Sra. Penny Ward ofreció su valioso apoyo administrativo a lo largo del proceso de revisión y publicación. La Sra. Marla Sheffer de Ottawa, Canadá, fue responsable de la edición científica del documento.

Con referencia a la Adenda, las siguientes personas de los grupos de trabajo (G1) de microbiología, de química, y de protección y control fue crucial para la finalización de esta primera adenda a la cuarta edición:

Dr D. Cunliffe (Presidente), Dr S.H. Abedelrahman, Dr R. Bevan, Mrs J. Brown, Mr E. Calderon, Dr I. Chorus, Dr J. Cotruvo, Dr. D'Anglada, Dr A.M. de Roda Husman, Dr A. Eckhardt, Profesor J. Fawell, Ms M. Giddings, Dr A. Hirose, Dr P. Hunter, Dr P. Labhasetwar, Professor K. Linden, Dr P. Marsden, Dr Y. Matsui, Dr G. Medema, Dr M.E. Meek, Dr E. Ohanian, Professor C.N. Ong, Dr S. Ramasamy, Profesor S. Snyder y Profesor M. Sobsey.

El Grupo Directivo de la OMS incluyó a los siguientes miembros: Sr. H. Bakir, Sr. R. Brown, Sra. J. De France, Sr. B. Gordon, Sra. Payden, Dr. M. Pérez, Dr. A. Pruss-Ustun, Sr. O. Schmoll, Dr. J. Simon, Dr. P. Verger y Dr. R. Yadav. También se reconoce la contribución de personal adicional de la OMS: Dr. M. Bagayoko, Dr. S. Boisson, Dr. N. Hassan, Dr. T. Monteiro, Dr. A. Tritscher y Sra. C.

La coordinadora de la Adenda fue la Sra. J. De France, de la Sede de la OMS, quien tuvo el apoyo del Sr. P. Callan de Australia. La dirección estratégica fue proporcionada por el Sr. B. Gordon de la Sede de la OMS.

La Sra. P. Ward, la Sra. L. Robinson y el Sr. E. Johnson proporcionaron un valioso apoyo administrativo en las diversas reuniones de los GT y a lo largo del proceso de

revisión y publicación. La Sra. M. Sheffer de Canadá y el Dr. H. Cadman de Australia fueron los responsables de la edición científica del documento.

Muchas personas de diversos países contribuyeron al desarrollo de la Guías. Expresamos nuestro reconocimiento a quienes contribuyeron en la elaboración de este documento y muy especialmente a quienes hicieron comentarios y revisiones.

Se agradece de manera particular el generoso apoyo financiero y técnico de las siguientes instituciones: Departamento de Asuntos Exteriores y Comercio de Australia; el Departamento de Desarrollo Internacional del Reino Unido, Health Canada; el Ministerio de Salud Federal de Alemania; el Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar de Japón; el Ministerio del Ambiente y de los Recursos Hídricos, de la República de Singapur, y el Organismo de Protección del Ambiente de los Estados Unidos de América.

La versión en español de la Guía y de la Primera adenda fue posible gracias al Equipo Técnico Regional de Agua y Saneamiento (ETRAS) liderado por el, Dr. Teófilo Monteiro, quién contó con la asistencia de las Dras. María Luisa Castro de Esparza, Margarita Ourazo de Zumaeta y Ing. Rosa María Alcayhuamán para la revisión técnica de la traducción al español de la Guía. Se agradece el apoyo financiero de la Agencia Española de Cooperación Internacional (AECID).

Abreviaturas utilizadas en el texto

| | |
|----------|---|
| 2,4-D | ácido 2,4-diclorofenoxiacético |
| 2,4-DB | ácido 4-(2,4-diclorofenoxi)butírico |
| 2,4-DP | dicloroprop |
| 2,4,5-T | ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético |
| 2,4,5-TP | ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxi)propiónico; fenoprop |
| AAS | Espectrometría de absorción atómica |
| Absor | absorbancia, |
| ADA | ácido dicloroacético |
| ADN | ácido desoxirribonucleico |
| AHA | ácido haloacético |
| AMPA | ácido aminometilfosfónico |
| ARN | ácido ribonucleico |
| AVAD | años de vida ajustados en función de la discapacidad |
| AVD | años de vida con salud perdidos por padecer un estado de salud sub óptimo (es decir, con discapacidad) |
| AVP | años de vida perdidos por muerte prematura |
| BDCM | bromodichlorometano |
| BMDL | límite inferior de confianza de la dosis de referencia |
| BMDLx | límite de confianza por debajo del 95% de la dosis de referencia para una respuesta de x% |
| BTEX | benceno, tolueno, etilbenceno y xilenos |
| Bti | <i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> |
| CAG | carbón activado granular |
| CAP | carbón activado en polvo |
| CAS | Chemical Abstracts Service (servicio de resúmenes de publicaciones científicas sobre química de la American Chemical Society) |
| CDI | criterio de dosis individual |
| CG | cromatografía de gases |
| CI | cociente de inteligencia |
| CI | cromatografía iónica |
| CIIC | Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer |

| | |
|----------------|---|
| CIPR | Comisión Internacional de Protección Radiológica |
| CL | cromatografía líquida |
| CLAR | cromatografía líquida de alta resolución |
| Col | Colorimetría |
| CPV | cloruro de polivinilo |
| CSAF | factor de ajuste para sustancias químicas específicas |
| Ct | producto de la concentración de desinfectante y el tiempo de contacto |
| DARf | Dosis aguda de referencia |
| DBCp | 1,2-dibromo-3-cloropropano |
| DCB | diclorobenceno |
| DCE | detector de captura de electrones |
| DCP | dicloropropano |
| DDT | Diclorodifeniltricloroetano |
| DPD | sulfato de N,N-dietil-1,4-fenilendiamina |
| DEHA | di(2-etilhexil)adipato |
| DEHP | di(2-etilhexil)ftalato |
| DF | detector de fluorescencia |
| DF | detector de fotoionización |
| DFL | detector fotométrico de llama |
| DIL | detector de ionización de llama |
| DIT | detector de ionización térmica; dosis indicativa total |
| DR | dosis de referencia |
| DRA | dosis de referencia aguda |
| EAA | espectrometría de absorción atómica |
| EAAE | espectrometría de absorción atómica electrotérmica |
| EAAL | espectrometría de absorción atómica de llama |
| ECAD | E. coli de adherencia difusa |
| ECEA | E. coli enteroagregativa |
| ECEH | E. coli enterohemorrágica |
| ECEI | E. coli enteroinvasiva |
| ECEP | E. coli enteropatógena |
| ECET | E. coli enterotoxígena |
| ECRM | evaluación cuantitativa del riesgo microbiano |
| EDTA | ácido etilendiaminotetraacético |
| EEA | espectrometría de emisión atómica |
| EE. UU. | Estados Unidos de América |
| ELISA | enzimoinmunoanálisis de adsorción |
| EM | espectrometría de masas |
| EMT | espectrometría de masas en tándem |
| F ₀ | generación parental |
| F ₁ | primera generación filial |
| EPF | ensayo de la proteína fosfatasa |
| FAO | Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación |

| | |
|-------|--|
| FI | factor de incertidumbre |
| HAP | hidrocarburo aromático policíclico (o polinuclear) |
| HCB | hexaclorobenceno |
| HCBBD | hexaclorobutadieno |
| HCH | hexaclorociclohexano |
| ICP | plasma acoplado por inducción |
| IDA | ingesta diaria admisible |
| IDT | ingesta diaria tolerable |
| IDTP | ingesta diaria tolerable provisional |
| IDTPM | ingesta diaria tolerable provisional máxima |
| IMTP | ingesta mensual tolerable provisional |
| ISO | Organización Internacional de Normalización |
| ISTP | ingesta semanal tolerable provisional |
| JECFA | Comité Mixto de Expertos de la FAO/OMS en Aditivos Alimentarios |
| JMPR | Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas |
| LDM | límite de detección del método |
| LOAEL | nivel mínimo de efecto adverso observable |
| LRV | valor de reducción de 10 log |
| MCB | monoclorobenceno |
| MCPA | ácido 4-(2-metil-4-clorofenoxi)acético |
| MCPB | 2,4-MCPB; ácido 4-(4-cloro-o-toliloxi) butírico; ácido 4-(4-cloro-2-metilfenoxi) butanoico |
| MCPP | ácido 2(2-metil-clorofenoxi)propiónico; mecoprop |
| MMT | tricarbonil (metilciclopentadienil) manganeso |
| MTBE | metil-terc-butyl-éter |
| MX | 3-cloro-4-diclorometil-5-hidroxi-2(5H)-furanona |
| NDMA | N-nitrosodimetilamina |
| NOAEL | nivel sin efecto adverso observable |
| NOEL | nivel sin efecto observable |
| NTA | ácido nitrilotriacético |
| NTP | National Toxicology Program (Programa Nacional de Toxicología, de los EE. UU.) |
| NR | nivel de referencia (para radionúclidos en agua de consumo humano) |
| ONU | Organización de las Naciones Unidas |
| OMS | Organización Mundial de la Salud |
| PA | purga y trampa |
| pc | peso corporal |
| PCP | pentaclorofenol |
| PSA | plan de seguridad del agua |
| PCR | Reacción en cadena de la polimerasa |
| RCP | reacción en cadena de la polimerasa |
| RHP | recuento de heterótrofos en placa |

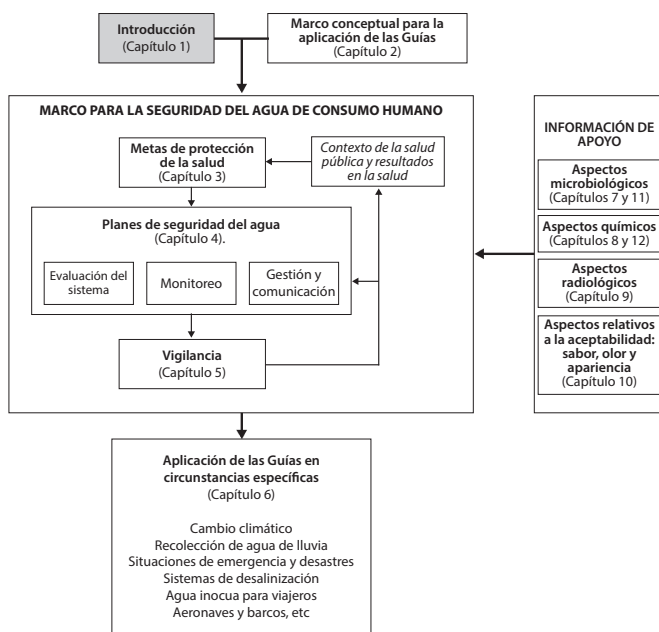
SIGLAS Y ABREVIATURAS UTILIZADAS EN EL TEXTO

| | |
|------------------|---|
| SARS | Síndrome respiratorio agudo grave |
| SI | Sistema internacional de unidades |
| SDT | sólidos disueltos totales |
| Sida | síndrome de inmunodeficiencia adquirida |
| SODIS | desinfección solar del agua |
| sp. | especie (singular) |
| SPD | subproductos de la desinfección |
| spp. | especies (plural) |
| subsp. | subespecie (singular) |
| TBA | terbutilazina |
| TCB | triclorobenceno |
| TD ₀₅ | dosis tumorigénica ₀₅ , la dosis asociada con un 5% de exceso de incidencia de tumores en estudios experimentales con animales |
| THM | trihalometanos |
| UCV | unidad de color verdadero |
| UNICEF | Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia |
| UNSCEAR | Comité Científico de las Naciones Unidas sobre los Efectos de las Radiaciones Atómicas |
| UNT | unidad nefelométricas de turbiedad |
| UV | ultravioleta |
| UVPAD | detector ultravioleta de matriz de fotodiodos (ultraviolet photodiode array detector) |
| VHA | virus de la hepatitis A |
| VHE | virus de la hepatitis E |
| VIH | virus de la inmunodeficiencia humana |
| VR | valor de referencia |
| WHO | Organización Mundial de la Salud |
| WHOPES | Programa de Evaluación de Plaguicidas (Organización Mundial de la Salud) |

1

Introducción

La finalidad principal de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano* es la protección de la salud pública. Las Guías proporcionan las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) para gestionar el riesgo de los peligros que pueden comprometer la seguridad del agua de consumo humano. Las recomendaciones se deben considerar en el contexto de la gestión del riesgo de otras fuentes de exposición a esos peligros, tales como los residuos, el aire, los alimentos y los productos de consumo.



1.1 Consideraciones y principios generales

El agua es esencial para la vida y todas las personas deben disponer de un abastecimiento satisfactorio (suficiente, seguro y accesible). La mejora del acceso al agua de consumo humano puede proporcionar beneficios tangibles para la salud. Se debe hacer el máximo esfuerzo para lograr que el agua de consumo humano sea tan segura como sea posible.

El agua de consumo humano segura, como se define en las Guías, no ocasiona ningún riesgo significativo para la salud cuando se consume a lo largo de toda una vida, teniendo en cuenta las vulnerabilidades diferentes que se pueden presentar en distintas etapas de la vida. Los que presentan mayor riesgo de contraer enfermedades

transmitidas por el agua son los lactantes y los niños pequeños, las personas debilitadas y los adultos mayores, especialmente si viven en condiciones antihigiénicas. Generalmente, los que están en situación de riesgo de contraer enfermedades transmitidas por el agua pueden necesitar tomar medidas adicionales para protegerse contra la exposición a agentes patógenos en el agua, tales como hervir el agua que van a beber. El agua de consumo humano se requiere para todos los usos domésticos habituales, incluida el agua para beber, para la preparación de alimentos y para la higiene personal. Las Guías se aplican al agua envasada y al hielo destinado al consumo humano. No obstante, se puede necesitar 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 Guías pueden no ser adecuadas para la protección de la vida acuática o para algunas industrias.

Las enfermedades relacionadas con la contaminación del agua de consumo humano representan una carga importante en la salud humana. Las intervenciones para mejorar la calidad del agua de consumo humano proporcionan beneficios significativos para la salud.

La finalidad de las Guías es apoyar el desarrollo y la ejecución de estrategias de gestión de riesgos que garanticen la seguridad del abastecimiento de agua por medio del control de los componentes peligrosos del agua. Estas estrategias pueden incluir normas nacionales o regionales basadas en la información científica que proporcionan las Guías. Estas 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 indicadores de la calidad del agua. Cuando se definen límites obligatorios (normas), es preferible considerar las Guías en el contexto de las condiciones locales o nacionales medioambientales, sociales, económicas y culturales. Las Guías también deben formar parte de una estrategia general de protección de la salud, que incluya el saneamiento y otras estrategias, como la gestión para prevenir la contaminación de alimentos. Esta estrategia también suele incorporarse en un marco legislativo y reglamentario que adapta las Guías para abordar las necesidades y las circunstancias locales (ver también la sección 2.6).

El motivo principal para no promover la adopción de normas internacionales para la calidad del agua de consumo humano es que es preferible establecer normas y reglamentos nacionales basados en un abordaje 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, que se implemente desde la captación del agua hasta que llega al 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 humano adecuadas para la situación de su país. En el desarrollo de normas y reglamentos, debe procurarse evitar desviar innecesariamente recursos escasos a la creación de normas y al monitoreo de sustancias cuya importancia para la salud pública es relativamente menor. El abordaje de las Guías tiene por finalidad generar normas y reglamentos nacionales que se puedan aplicar y cumplir fácilmente, y que protejan la salud pública.

1. INTRODUCCIÓN

Las normas sobre el agua de consumo humano pueden diferir, en naturaleza y forma, entre los países y regiones. 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 de cada país para desarrollar y aplicar reglamentos. 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 lo que se considera un riesgo aceptable en determinadas circunstancias— es un asunto que concierne al conjunto de la sociedad. En última instancia, es responsabilidad de cada país decidir si los beneficios de adoptar cualquiera de las guías o valores de referencia como normas nacionales o locales justifican su costo.

Aunque las Guías describen la calidad del agua de consumo aceptable a lo largo de toda la vida, esto no significa que por la aplicación de los valores de referencia de estas Guías, la calidad del agua de consumo humano puede degradarse hasta el nivel recomendado. De hecho, se debe realizar un esfuerzo continuo para mantener la calidad del agua de consumo humano en el nivel más alto posible.

Un concepto importante en la asignación de recursos para mejorar la seguridad del agua de consumo humano es el incremento de mejoras progresivas que conduzcan al logro de objetivos de largo plazo. Las prioridades establecidas para remediar los problemas más urgentes (por ejemplo, la protección contra microorganismos patógenos; ver la sección 1.1.2) pueden vincularse a objetivos a largo plazo de mejoras adicionales en la calidad del agua (por ejemplo, mejoras en la aceptabilidad del agua de consumo humano en cuanto a su sabor, olor y apariencia ver la sección 1.1.6).

Un concepto importante en la asignación de recursos para mejorar la seguridad del agua de consumo humano es la realización de mejoras progresivas que conduzcan al logro de objetivos a largo plazo.

1.1.1 El marco para la seguridad del agua de consumo humano

Los requisitos básicos y esenciales para garantizar la seguridad del agua de consumo humano son un “marco” para la seguridad del agua que comprenda objetivos 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 abordaje integral en la evaluación y la gestión de riesgos de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano aumentan la confianza en la seguridad del agua. Este abordaje conlleva la evaluación sistemática de los riesgos en todo el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano—desde la fuente y captación del agua hasta el consumidor— y la identificación de las medidas que pueden aplicarse para gestionar estos riesgos, incluidos los métodos que garanticen

que las medidas de control están funcionando de modo eficaz. Incorpora estrategias para abordar la gestión cotidiana de la calidad del agua y hacer frente a las alteraciones y averías. En este sentido, el cambio climático—que se manifiesta en mayores y más graves periodos de sequía o de lluvias más intensas que originan inundaciones—puede tener un impacto tanto en la calidad como en la cantidad de agua, lo que requerirá planificación y gestión para minimizar los efectos adversos en las fuentes de agua de consumo humano. El cambio climático también debe ser considerado a la luz de los cambios demográficos, como el continuo crecimiento de las ciudades, que a su vez implica retos importantes para el abastecimiento de agua de consumo humano.

En apoyo al marco para la seguridad del agua de consumo humano, las Guías ofrecen amplia información sobre los 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 1.1 muestra una visión general de las interrelaciones entre los distintos capítulos de las Guías que permiten garantizar la seguridad del agua de consumo humano.

En Estocolmo, en 1999, se acordó que las futuras guías para el agua de consumo humano, las aguas residuales y las aguas recreativas deben incorporar la evaluación del riesgo, opciones de gestión de riesgos y elementos de control de la exposición en un marco único que contenga los objetivos de calidad (ver el documento de apoyo *Water quality -Guidelines, standards and health*; Anexo 1). Siguiendo este abordaje, la evaluación del riesgo no es un objetivo en sí mismo, sino más bien una base para la toma de decisiones. El marco para la seguridad del agua de consumo humano y el abordaje recomendado para los reglamentos, políticas y programas se basan en este marco general, conocido como el Marco de Estocolmo (ver el capítulo 2).

1. INTRODUCCIÓN

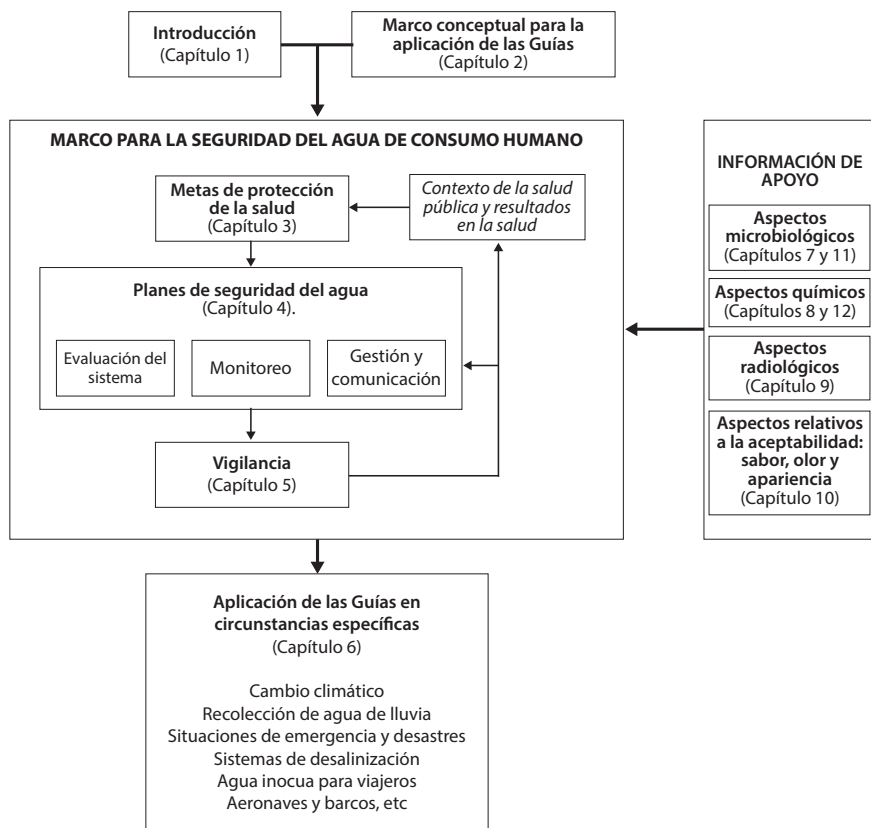


Figura 1.1 Interrelaciones entre los capítulos de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano* que permiten asegurar su calidad

Las Guías pueden aplicarse a los sistemas de agua de consumo humano distribuida por tuberías, 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, a una diversidad de circunstancias específicas (capítulo 6), como edificios, medios de transporte y para viajeros.

1.1.2 Aspectos microbiológicos

La garantía de la inocuidad microbiana de los abastecimientos de agua de consumo humano se basa en la aplicación de barreras múltiples, desde la captación hasta el consumidor para evitar la contaminación del agua de consumo humano o para reducirla a niveles que no sean perjudiciales para la salud. La seguridad aumenta mediante la implantación de múltiples barreras, como la protección de los recursos hídricos, la selección y la operación correctas de una serie de etapas de tratamiento, y la gestión de sistemas de distribución (por tuberías o de otro tipo) para mantener y

proteger la calidad del agua tratada. La estrategia preferida es el abordaje de gestión que enfatiza principalmente la prevención o reducción de la entrada de agentes patógenos a las fuentes de agua y reduce la dependencia de procesos de tratamiento para la eliminación de organismos patógenos.

En términos generales, los mayores riesgos microbiológicos se asocian a la ingestión de agua contaminada con heces humanas o de animales (incluidas las de las aves). Las heces pueden ser fuente de agentes patógenos, como bacterias, virus, protozoos y helmintos.

Cuando se establecen metas de protección de la salud relativas a la inocuidad microbiana los que más preocupan son los organismos patógenos provenientes de las heces. Con frecuencia la calidad microbiológica del agua puede tener variaciones bruscas en un amplio rango de concentraciones. Puede haber aumentos repentinos en los niveles de agentes patógenos, lo que puede aumentar considerablemente el riesgo de enfermedades y que podrían desencadenar brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Además, numerosas personas pueden exponerse a la enfermedad antes de que se detecte la contaminación. Por estos motivos, para garantizar la inocuidad microbiana del agua de consumo humano no puede confiarse únicamente en el análisis del producto final, incluso si se realizara con frecuencia.

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

Para garantizar sistemáticamente la seguridad del agua de consumo humano y proteger la salud pública, debe prestarse atención especial al marco para la seguridad del agua y a la implementación de planes integrales de seguridad del agua (ver el capítulo 4). La falta de garantía en la seguridad del agua de consumo humano puede exponer a la comunidad al riesgo de brotes de enfermedades intestinales y otras infecciones. Se debe evitar especialmente los brotes de enfermedades transmitidas por el agua debido a su capacidad de infectar simultáneamente a un gran número de personas y, potencialmente, a una alta proporción de la comunidad.

Además de los organismos patógenos transmitidos por las heces, pueden tener importancia para la salud pública en determinadas circunstancias otros peligros microbiológicos, como el gusano de Guinea (*Dracunculus medinensis*), las cianobacterias tóxicas y *Legionella*.

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

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

1. INTRODUCCIÓN

1.1.3 Desinfección

La desinfección tiene una importancia incuestionable en la seguridad del abastecimiento de agua de consumo humano. La eliminación de microorganismos patógenos es una operación fundamental que muy frecuentemente se realiza con productos químicos reactivos como el cloro.

La desinfección constituye una barrera eficaz contra numerosos agentes patógenos (especialmente las bacterias) durante el tratamiento del agua de consumo humano y debe utilizarse tanto para las aguas superficiales como para las 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 que presenta contaminación fecal reducirá el riesgo general de enfermedades, pero no garantizará necesariamente la seguridad del abastecimiento. Por ejemplo, la desinfección del agua de consumo humano con cloro tiene una eficacia limitada frente a los protozoos patógenos—en particular *Cryptosporidium*—y algunos virus. La eficacia de la desinfección puede también ser insatisfactoria frente a agentes patógenos presentes en flóculos o partículas que los protegen de la acción del desinfectante. La turbiedad elevada puede proteger a los microorganismos de los efectos de la desinfección, estimular la proliferación de bacterias y generar una demanda significativa de cloro. Resulta esencial que se implemente una estrategia general de gestión eficaz con múltiples barreras conjuntamente con la desinfección a fin de evitar o eliminar la contaminación microbiana, proteger el agua de la fuente y permitir procesos de tratamiento adecuados, así como la protección del agua durante su almacenamiento y distribución.

El uso de productos químicos desinfectantes en el tratamiento del agua suele generar subproductos. No obstante, los riesgos para la salud que ocasionan estos subproductos son extremadamente pequeños en comparación con los riesgos 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 no debe poner en peligro la desinfección.

La concentración de algunos desinfectantes del agua de consumo humano, como el cloro, se puede monitorear y controlar fácilmente, y se recomienda el monitoreo frecuente cuando se aplica la cloración del agua.

En el capítulo 7 y en el Anexo 5 se describe de forma más detallada la desinfección del agua de consumo humano, y en el capítulo 12 se proporcionan fichas informativas sobre desinfectantes y subproductos de la desinfección específicos.

1.1.4 Aspectos químicos

Las preocupaciones relacionadas con la salud que se asocian a los componentes químicos del agua de consumo humano son distintas de las asociadas a la contaminación microbiana y se deben principalmente a la capacidad de los componentes químicos de producir

efectos adversos en salud luego de periodos prolongados de exposición. Pocos componentes químicos del agua pueden ocasionar problemas de salud como resultado de

La gran mayoría de los problemas evidentes de salud relacionados con el agua se debe a la contaminación microbiana (bacterias, virus, protozoos u otros organismos). Sin embargo, puede darse un número apreciable de problemas graves de salud como resultado de la contaminación química del agua de consumo humano.

una exposición única, excepto en el caso de una contaminación de gran magnitud accidental en el sistema abastecimiento de agua de consumo humano. Además, la experiencia muestra que en muchos incidentes de este tipo, aunque no en todos, el agua se torna imbebible debido a su gusto, olor o apariencia 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 correctivas en la detección y eliminación de la fuente de contaminación en vez de instalar un sistema costoso de tratamiento del agua de consumo humano para la remoción del componente químico.

Puede haber numerosos productos químicos en el agua de consumo humano; sin embargo, solo unos pocos representan un peligro inmediato para la salud en alguna circunstancia determinada. La prioridad asignada al monitoreo y a las medidas correctivas de la contaminación del agua de consumo humano debe gestionarse de tal modo que se evite emplear innecesariamente los escasos recursos en el control de contaminantes químicos cuya repercusión sobre la salud es pequeña o nula (ver en el Anexo 1 el documento complementario *Chemical safety of drinking-water*).

Hay pocos productos químicos cuyo aporte del agua de consumo humano a la ingesta general es un factor importante para prevenir una enfermedad. Un ejemplo es el efecto del fluoruro en el agua de consumo humano para la protección contra la caries dental. Las Guías no intentan definir concentraciones mínimas deseables para los productos químicos en el agua de consumo humano.

Se han calculado valores de referencia para muchos componentes químicos del agua de consumo humano. 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 algunos valores de referencia que tienen como base el nivel de eficacia práctica del tratamiento o la capacidad de detección analítica. En estos casos, el valor de referencia es mayor que el calculado con base en los efectos sobre la salud.

En el capítulo 8 se describen los aspectos químicos de la calidad del agua de consumo humano en forma más detallada, y en el capítulo 12 se proporciona fichas informativas sobre contaminantes químicos específicos.

1.1.5 Aspectos radiológicos

También debe tenerse en cuenta el riesgo para la salud asociado a la presencia de radionúclidos de origen natural en el agua de consumo humano, aunque en

1. INTRODUCCIÓN

circunstancias normales la contribución del agua de consumo humano a la exposición total a radionúclidos es muy pequeña.

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

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

En el capítulo 9 se aborda con más detalle los aspectos radiológicos de la calidad del agua de consumo humano.

1.1.6 Aspectos relativos a la aceptabilidad: sabor, olor y apariencia

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 humano basándose principalmente en sus sentidos. Los componentes microbiológicos, químicos y físicos del agua pueden afectar su aspecto, olor o sabor y el consumidor evaluará la calidad y aceptabilidad de acuerdo con 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 con un sabor u olor desagradables 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 preferir, en cambio, agua de otras fuentes cuyo aspecto sea más agradable, pero que puede ser insalubre. Por consiguiente, es sensato que para evaluar los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano y al elaborar reglamentos y normas se deba conocer las percepciones del consumidor y tener en cuenta tanto los valores de referencia relacionados con efectos sobre la salud, como los criterios estéticos.

Los cambios en la apariencia, olor y sabor del agua de consumo humano de un sistema de abastecimiento pueden indicar alteraciones en la calidad del agua de la fuente o deficiencias en los procesos de tratamiento, lo que debe investigarse.

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

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

Para garantizar la seguridad del agua de consumo humano se debe preferir un abordaje de gestión

Para garantizar la seguridad del agua de consumo humano el abordaje preferido es la gestión integrada y preventiva en la que colaboren todos los organismos pertinentes.

preventivo y se debe tener en cuenta las características del sistema de abastecimiento de agua, desde la captación y la fuente hasta su uso por los consumidores. Debido a que muchos aspectos de la gestión de la calidad del agua de consumo humano no suelen ser responsabilidad directa del proveedor de agua, para garantizar su participación en la gestión de la calidad del agua es fundamental adoptar un abordaje de colaboración entre los múltiples organismos que tienen responsabilidades en aspectos específicos del ciclo del agua. Por ejemplo, la colaboración es importante cuando la captación y las fuentes de agua están fuera de la jurisdicción del proveedor del agua de consumo humano. Generalmente, será necesario consultar con otras autoridades los diversos aspectos de la gestión de la calidad del agua de consumo humano, como los requerimientos de programas de monitoreo y la notificación, los planes de respuesta a situaciones de emergencia y las estrategias de comunicación.

Se debe fomentar que las principales partes interesadas, que pudieran afectar o verse afectadas por las decisiones o actividades del proveedor de agua de consumo humano, coordinen sus actividades de planificación y gestión cuando sea pertinente. Entre los interesados pueden incluirse, por ejemplo, los organismos con competencia en materia de salud y de gestión de los recursos, los consumidores, las industrias y los gasfiteros. Para facilitar el compromiso y la participación de los interesados deben crearse los mecanismos y la documentación adecuados.

1.2.1 Vigilancia y control de la calidad

Se ha comprobado la eficacia 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 sistema de abastecimiento de agua de consumo humano”).

Por lo tanto, las disposiciones para el mantenimiento y mejora de los servicios de abastecimiento de agua de consumo humano deben tener en cuenta

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

los roles vitales y complementarios tanto del organismo responsable de la vigilancia como del proveedor de agua. Ambas funciones de vigilancia y control de la calidad se realizan mejor cuando son efectuados por entidades separadas e independientes, pues se evitan los conflictos de intereses que surgen cuando se combinan ambos roles. Así:

- los organismos nacionales deben proporcionar un marco de objetivos, normas y legislación adecuada que permita y exija a los proveedores el cumplimiento de obligaciones definidas.
- Se debe exigir a los organismos involucrados en el abastecimiento de agua de consumo humano que garanticen y comprueben que los sistemas que administran son capaces de abastecer de agua segura de forma permanente.
- el organismo de vigilancia es responsable de la vigilancia independiente (externa) mediante auditorías periódicas de todos los aspectos relativos a la seguridad y mediante pruebas de verificación, o ambas.

1. INTRODUCCIÓN

En la práctica, es posible que no siempre exista una división clara de las responsabilidades de los organismos proveedores de agua de consumo humano y de los de vigilancia. En algunos casos, puede haber una variedad de instituciones profesionales, gubernamentales, no gubernamentales y privadas más amplias y complejas que la descrita. Sea cual sea el marco existente, para implementar los planes de seguridad del agua, el control de la calidad y la vigilancia, obtener información y resumirla, notificar y difundir los hallazgos y adoptar medidas correctivas es importante elaborar estrategias y estructuras claras. Es fundamental que existan mecanismos transparentes de rendición de cuentas y comunicación.

La vigilancia es una actividad de investigación cuya finalidad es identificar y evaluar posibles riesgos para la salud asociados al agua de consumo humano. La vigilancia contribuye a proteger la salud pública mediante la promoción de la mejora de la calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura (poblaciones con acceso confiable), asequibilidad y continuidad del abastecimiento de agua de consumo humano (denominados “indicadores de servicio”). La autoridad responsable de la vigilancia debe tener competencia para determinar si un proveedor de agua está cumpliendo con sus obligaciones.

La vigilancia de la calidad del agua de consumo humano puede definirse como la "«evaluación continua y vigilante de la salud pública, y la revisión de la seguridad y aceptabilidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano» (OMS, 1976).

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

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

Uno de los objetivos del programa de vigilancia debe ser garantizar la acción oportuna para prevenir problemas y corregir las fallas que se presenten. En algunas ocasiones, puede ser necesario 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 y de apoyo con los proveedores y que se recurra a la aplicación de multas como último recurso.

Las leyes deben otorgar facultades al organismo de vigilancia que les permita obligar a los proveedores de agua a que cuando se detecte contaminación microbiana que pudiera poner en peligro la salud pública el proveedor recomiende que se hierva el agua o se apliquen otras medidas.

1.2.2 Autoridades de salud pública

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

- 1) *la vigilancia del estado de salud y las tendencias*, incluida la detección e investigación de brotes, generalmente de forma directa, pero en algunos casos por medio de un organismo descentralizado;
- 2) el establecimiento directo de *normas y estándares* relativos al agua de consumo humano. Las autoridades nacionales de salud pública tienen con frecuencia la responsabilidad primaria de establecer normas referidas al abastecimiento de agua de consumo humano, lo que puede incluir el establecimiento de metas de calidad del agua, metas de desempeño y de seguridad, y otros requisitos directamente especificados (por ejemplo, los referidos al tratamiento). 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 que se usan en la producción y distribución del agua de consumo humano (ver la sección 8.5.4) y el establecimiento de normas mínimas en aspectos como la gasfitería de las instalaciones domiciliarias (ver la sección 1.2.10). Tampoco es una actividad estática, porque conforme evolucionan las prácticas de abastecimiento del agua de consumo humano, en cuanto a tecnologías y materiales disponibles (por ejemplo, en los materiales de gasfitería y los procesos de tratamiento), también cambiarán las prioridades en materia de salud y las respuestas a estas prioridades.
- 3) la representación de las preocupaciones 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 (ver la sección 1.2.4). La preocupación por la salud a menudo impulsa el rol de apoyo para la asignación de recursos a quienes se ocupan de la ampliación y mejora del abastecimiento de agua de consumo humano; que con frecuencia, conllevará a ejercer presión política para dar prioridad al requerimiento de satisfacer las necesidades de agua de consumo humano por encima de otras prioridades y puede conllevar a la resolución de conflictos asociados.
- 4) la *acción directa*, generalmente por medio de organismos descentralizados y auxiliares (por ejemplo, administraciones de salud ambiental regionales y locales) o la provisión de orientación a otras entidades locales (por ejemplo, gobiernos locales) en la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. En gran medida estos roles varían dependiendo de las estructuras y responsabilidades nacionales y locales, y con frecuencia incluyen un rol de apoyo a los proveedores de agua en las comunidades, donde usualmente las autoridades locales intervienen directamente.

La vigilancia de la salud pública (es decir, la vigilancia del estado de salud y las tendencias) contribuye a la verificación de la seguridad del agua de consumo humano. Toma en consideración la incidencia de enfermedades en el conjunto de la población, que puede estar expuesta a microorganismos patógenos procedentes de diversas

1. INTRODUCCIÓN

fuentes, no solo del agua de consumo humano. Las autoridades nacionales de salud pública también pueden realizar o dirigir investigaciones para evaluar la importancia del agua como factor de riesgo de enfermedades, por ejemplo, mediante estudios de casos y controles, de cohortes o de intervención. Los equipos de vigilancia de la salud pública suelen operar en los ámbitos nacional, regional y local, así como en ciudades y en centros de salud rurales. La vigilancia de rutina incluye:

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

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

- investigaciones de brotes;
- estudios de intervención para evaluar las opciones de operación;
- estudios de casos y controles 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 oportuna para permitir la adopción de medidas operativas a corto plazo con el propósito de controlar enfermedades transmitidas por el agua, debido a que presenta las siguientes limitaciones:

- los brotes de enfermedades que no son de notificación obligatoria;
- el tiempo transcurrido desde que se produce la exposición hasta que se manifiesta la enfermedad;
- el tiempo transcurrido desde que aparece la enfermedad hasta que se notifica;
- las tasas bajas de notificación,
- las dificultades en la identificación de los agentes patógenos causantes de las enfermedades y sus orígenes.

En el contexto de la política general de la salud pública, la autoridad de salud pública en interacción con todas las partes interesadas opera de forma reactiva, así como de forma proactiva. En cuanto a la salud pública, por lo general se da prioridad a los grupos desfavorecidos. Esto implica usualmente equilibrar la gestión de la seguridad del agua de consumo humano y su mejora con la necesidad de garantizar el acceso al abastecimiento confiable de agua de consumo humano en cantidades suficientes.

Para comprender la situación del abastecimiento de agua de consumo humano en el ámbito nacional, la autoridad nacional de salud pública debe elaborar informes

periódicos que describan el estado de la calidad del agua a nivel nacional donde se señalen 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 efectivo de información entre los organismos locales, regionales y nacionales.

Las autoridades nacionales de salud deben liderar o participar en la formulación e implementación de políticas destinadas a garantizar el acceso a algún tipo de abastecimiento de agua de consumo humano seguro y confiable. Donde esto no se pueda conseguir, se deberá disponerse de instrumentos y de campañas de educación adecuadas para llevar a cabo el tratamiento y el almacenamiento seguro del agua a nivel individual o domiciliario.

1.2.3 Autoridades locales

Las autoridades locales de salud ambiental desempeñan con frecuencia un rol importante en la gestión de los recursos hídricos y los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. Esto puede cubrir la inspección de la captación y la facultad de autorizar en la captación actividades que pudieran afectar la calidad de la fuente de agua. También puede incluir la verificación y auditoría (vigilancia) de la gestión de sistemas formales de abastecimiento de agua de consumo humano. Las autoridades locales de salud ambiental proporcionarán, asimismo, orientación específica a comunidades o a personas sobre el diseño e implementación de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano comunitario y domiciliario, y la corrección de deficiencias; también pueden ser responsables de la vigilancia del abastecimiento comunitario y domiciliario del agua de consumo humano. Tienen una importante responsabilidad en la educación de los consumidores cuando se requiere el tratamiento domiciliario del agua.

La gestión de pequeños sistemas comunitarios o domiciliarios usualmente requiere programas educativos sobre el abastecimiento de agua de consumo humano y la calidad del agua. Generalmente, estos programas deberán incluir:

- la sensibilización con respecto al agua en la higiene;
- la capacitación básica sobre la técnica y la transferencia de tecnología para el abastecimiento y gestión del agua de consumo humano;
- la consideración de las barreras socioculturales y abordajes para superarlas, y aceptar las intervenciones relativas a la calidad del agua;
- actividades de motivación, movilización y *marketing* social;
- un sistema de apoyo permanente, de seguimiento y difusión del programa de calidad del agua para lograr y mantener su sostenibilidad.

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

1. INTRODUCCIÓN

En otros documentos de la OMS (ver Simpson-Hébert, Sawyer & Clarke, 1996; Sawyer, Simpson-Hébert & Wood, 1998; Brikké, 2000) se describen abordajes de programas participativos de capacitación y educación sobre saneamiento e higiene.

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 humano. Como preocupación de la salud pública, la prevención de la contaminación microbiana y química de la fuente de agua es la primera barrera contra la contaminación del agua de consumo humano.

La gestión de los recursos hídricos y las actividades humanas potencialmente contaminantes en la cuenca de captación influirán en la calidad aguas abajo del recurso hídrico y en los acuíferos. A su vez, esto influirá en los procesos de tratamiento requeridos para garantizar la seguridad del agua, por lo que puede ser preferible adoptar medidas preventivas en lugar de tener que mejorar el tratamiento.

Como parte de la gestión de los recursos hídricos se debe evaluar la influencia del efecto del uso del suelo en la calidad del agua. Pero normalmente esta evaluación no la realizan de forma independiente, ni las autoridades de salud ni los organismos proveedores de agua de consumo humano, y se debe tener en cuenta:

- la modificación de la cobertura vegetal;
- las actividades extractivas;
- la construcción o modificación de vías fluviales;
- la aplicación de fertilizantes, herbicidas, plaguicidas y otros productos químicos;
- la densidad ganadera y la aplicación de abono;
- la construcción, mantenimiento y uso de carreteras;
- diversas actividades recreativas;
- el desarrollo residencial, urbano o rural, con particular atención a la eliminación de excretas, al saneamiento, los vertederos y la disposición de residuos;
- presencia de otras actividades humanas potencialmente contaminantes, como las industrias, la minería y las zonas militares.

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

En la gestión de los recursos hídricos el nivel de responsabilidad del sector salud y/o los organismos abastecedores de agua de consumo humano varía mucho entre los diferentes países y las comunidades. Independientemente de las estructuras gubernamentales y responsabilidades del sector, es importante que las autoridades de salud coordinen y colaboren con los sectores encargados de la gestión de los recursos hídricos y con la regulación del uso del suelo en la cuenca.

La colaboración estrecha entre la autoridad de salud pública, el proveedor de agua y el organismo que gestiona los recursos hídricos facilita el reconocimiento

de los posibles peligros para la salud que se puedan presentar en el sistema. Dicha colaboración también es importante porque para garantizar la protección de los recursos hídricos destinados al abastecimiento de agua es importante se considere este tema en las decisiones relativas al uso del suelo o en los reglamentos de control de la contaminación de los recursos hídricos. En determinadas circunstancias, también puede conllevar a la participación de otros sectores, como agricultura, transporte, turismo o desarrollo urbano.

Para garantizar la protección adecuada de las fuentes de agua de consumo humano, las autoridades nacionales deberían mantener contacto permanente con otros sectores durante la formulación de la política nacional para la gestión integrada de los recursos hídricos. Para la implementación de la política se debe crear estructuras regionales y locales, y las autoridades nacionales deben orientar y proveer de herramientas a las autoridades regionales y locales.

Para garantizar la máxima calidad posible de la fuente de agua de consumo humano las autoridades regionales de ambiente o de salud pública tienen la importante responsabilidad de participar en la elaboración de planes de gestión integrada de los recursos hídricos. Para obtener información adicional en los documentos complementarios, ver *Protecting groundwater for health* y *Protecting Surface water for health* (vea Anexo 1).

1.2.5 Organismos proveedores de agua de consumo humano

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

Los organismos proveedores de agua de consumo humano son responsables del aseguramiento y control de la calidad (ver la sección 1.2.1). Sus responsabilidades claves son elaborar e implementar los planes de seguridad del agua (para más información, ver el capítulo 4).

En muchos casos, el proveedor del agua no es responsable de la gestión de la cuenca que constituye la fuente con la que abastece agua. Los proveedores de agua desempeñan las siguientes funciones con respecto a la captación: participan en actividades interinstitucionales de gestión de los recursos hídricos; comprenden los riesgos que producen las actividades e incidentes potencialmente contaminantes; utilizan esta información para evaluar los riesgos a los que se expone el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, y elaboran y aplican estrategias adecuadas de gestión. Aunque los proveedores de agua de consumo humano posiblemente no realicen estudios de captación y evaluaciones del riesgo de contaminación por su cuenta, les corresponde reconocer esa necesidad e iniciar la colaboración interinstitucional—por ejemplo con las autoridades de salud y del ambiente.

La experiencia ha demostrado que una asociación de partes interesadas en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano (por ejemplo, operadores, gestores y grupos especializados, como pequeños proveedores, científicos, sociólogos,

1. INTRODUCCIÓN

legisladores y políticos) puede constituir un foro valioso y no intimidatorio para compartir ideas.

Puede obtenerse más información en el documento complementario *Water safety plans* (ver el Anexo 1).

1.2.6 Gestión por las comunidades

En todo el mundo, tanto en países desarrollados como en desarrollo, son comunes los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano (con o sin tuberías) gestionados por comunidades. La definición precisa de un sistema comunitario de abastecimiento de agua es variable. Si bien una definición basada en el tamaño de la población o en el tipo de abastecimiento en muchas circunstancias podría ser adecuada, los abordajes de administración y gestión permite una distinción entre los sistemas de agua de consumo humano para comunidades pequeñas y pueblos y para ciudades de mayor tamaño. Esto incluye una mayor dependencia de los miembros de la comunidad que, con frecuencia, no cuentan con capacitación y que a veces no cobran por el servicio prestado en la administración y operación de los sistemas comunitarios de abastecimiento de agua de consumo humano. Las zonas periurbanas de los países en desarrollo—las comunidades de la periferia de las ciudades y pueblos grandes—también pueden tener características propias de los sistemas comunitarios.

Para que los programas de gestión de la calidad del agua de consumo humano a nivel comunitario sean eficaces y sostenibles, es preciso que cuenten con la participación y el apoyo activo de las comunidades locales. Estas deben involucrarse en todas las etapas de dichos programas, incluidos los estudios iniciales; las decisiones sobre la ubicación de pozos, la ubicación de los puntos de captación de agua o la delimitación de zonas de protección; el monitoreo y la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano; la notificación de averías, la ejecución del mantenimiento y la adopción de medidas correctivas; y las actividades de apoyo, incluidas las relativas a prácticas de saneamiento e higiene.

Puede haber comunidades que ya tengan un alto grado de organización y que ya tomen medidas relacionadas con la salud o el abastecimiento de agua de consumo humano. Al mismo tiempo, pueden carecer de un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano bien desarrollado; algunos sectores de la comunidad pueden estar insuficientemente representados, como las mujeres, y pueden existir desacuerdos o conflictos entre facciones de la población. En estas situaciones será más difícil y llevará más tiempo lograr la participación de la comunidad para reunir a las personas, resolver las diferencias, acordar objetivos comunes y tomar acción. Con frecuencia, será necesario realizar visitas, posiblemente durante varios años, para proporcionar apoyo y aliento, y para garantizar que las estructuras instaladas para el abastecimiento de agua de consumo humano segura continúen funcionando. Puede ser necesario establecer programas de educación en materia de higiene y salud para asegurar que la comunidad:

- conozca la importancia de la calidad del agua de consumo humano y su relación con la salud, así como la necesidad de disponer de agua de consumo humano en cantidades suficientes para beber, para cocinar y para la higiene;

- reconozca la importancia de la vigilancia y la necesidad de una respuesta por parte de la comunidad;
- comprenda el proceso de vigilancia y esté preparada para cumplir su rol que le corresponde;
- cuente con la capacidad necesaria para desempeñar ese rol;
- sea consciente de los requerimientos de protección para evitar la contaminación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano.

Para obtener información adicional, ver el volumen titulado *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997); el documento complementario *Water safety plans* (Anexo 1); Simpson-Hébert, Sawyer & Clarke (1996); Sawyer, Simpson-Hébert & Wood (1998); y Brikké (2000).

1.2.7 Vendedores ambulantes de agua

En muchos lugares del mundo en donde la escasez de agua, la ausencia de infraestructura o las averías limitan el acceso a cantidades suficientes de agua de consumo humano los vendedores ambulantes de agua, a domicilio o en puntos de recolección, son comunes. Los vendedores ambulantes de agua utilizan diversos medios para transportar el agua que venden directamente al consumidor, desde camiones cisterna hasta carretillas y carritos de compras. En el contexto de estas Guías, la venta ambulante de agua no incluye el agua embotellada o envasada (que se aborda en la sección 6.14) ni el agua que se vende por medio de máquinas expendedoras automáticas.

El agua que proporcionan los vendedores ambulantes a sus clientes genera diversas preocupaciones relacionadas con la salud. Estas incluyen el acceso insuficiente a volúmenes adecuados de agua y los problemas derivados su tratamiento inadecuado y transporte del agua en recipientes no adecuados, que pueden ocasionar la contaminación del producto.

En la sección 6.3 se incluye información más detallada sobre el tratamiento del agua de venta ambulante, la evaluación de riesgos del suministro de agua de este tipo de venta, el monitoreo operacional de las medidas de control, los planes de gestión y la vigilancia independiente.

1.2.8 Consumidores individuales

Todo el mundo consume agua de una u otra fuente y los consumidores desempeñan a menudo roles importantes en la recolección, tratamiento y almacenamiento del agua. Los consumidores pueden, por medio de sus acciones, ayudar a garantizar la seguridad del agua que consumen, así como contribuir a mejorar o a contaminar el agua que consumen otros. Tienen la responsabilidad de asegurarse de que sus acciones no tengan un impacto adverso en la calidad del agua. La instalación y el mantenimiento de las redes de gasfitería domiciliaria deben realizarlas preferiblemente gasfiteros calificados y autorizados (ver la sección 1.2.10) u otras personas que tengan la experiencia adecuada para garantizar que no se produzcan conexiones cruzadas ni reflujos que puedan contaminar los abastecimientos de agua locales.

En la mayoría de los países, hay personas que obtienen agua de fuentes domiciliarias, como pozos privados y agua de lluvia. En hogares que tienen abastecimientos de

1. INTRODUCCIÓN

agua sin tuberías, es preciso que se apliquen medidas adecuadas para garantizar que la recolección, el almacenamiento y, tal vez, el tratamiento del agua se realice en condiciones seguras. En algunas circunstancias, los hogares y las personas podrían tratar o acondicionar el agua para aumentar la confianza en su seguridad. Esto sería relevante donde no hay sistemas de abastecimiento comunitarios o también cuando se sabe que el abastecimiento de agua está contaminado o este es causa de la transmisión de enfermedades (ver el capítulo 7). Las autoridades encargadas de la vigilancia de la salud pública u otras autoridades locales pueden proporcionar orientación a los hogares y a los consumidores individuales para garantizar la seguridad del agua que consumen. 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 certificación se usa para verificar que los instrumentos y materiales que se usan en el abastecimiento de agua de consumo humano cumplen determinado nivel de calidad y seguridad. La certificación es el proceso por el cual una organización independiente valida las afirmaciones de los fabricantes respecto a 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 la responsabilidad de obtener información de los fabricantes, proporcionar resultados de análisis, realizar inspecciones y auditorías y, posiblemente, hacer recomendaciones acerca de la eficacia de los productos.

Se ha aplicado la certificación a tecnologías usadas por comunidades y hogares tales como a las bombas de mano; a los materiales utilizados por los proveedores de agua, a los productos químicos para el tratamiento; y a los instrumentos empleados en el hogar para la recolección, el tratamiento y el almacenamiento del agua.

La certificación de los productos o procesos utilizados en la recolección, 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 la realice.

La certificación también se puede aplicar a la implementación de planes de seguridad del agua. Esto lo puede efectuar una entidad independiente o una empresa auditora que verifique que los planes se hayan diseñado de manera adecuada, que se están implementando correctamente y que son eficaces.

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

- la certificación de productos para garantizar que su uso no pone en peligro al usuario ni a la población general, por ejemplo, que estos productos no ocasionen la contaminación del agua de consumo humano con sustancias tóxicas, sustancias que podrían afectar la aceptabilidad del agua por el consumidor o sustancias que favorezcan la proliferación de microorganismos;
- el análisis de productos, para evitar la necesidad de analizarlos nuevamente a nivel local o antes de cada compra;

- garantizar que el estado y la calidad de los productos sean uniformes;
- la certificación y acreditación de los laboratorios analíticos y de otro tipo;
- el control de los materiales y productos químicos empleados en el tratamiento del agua de consumo humano, incluido el desempeño de los instrumentos de uso doméstico;
- asegurar que los planes de seguridad del agua son eficaces.

Un paso importante de cualquier procedimiento de certificación es el establecimiento de normas en las que deberá basarse la evaluación de los productos. Estas normas deben especificar asimismo—en la medida de lo posible—los criterios de aprobación. En cuanto a los procedimientos de 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 sobre el control de materiales y sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo humano, ver la sección 8.5.4.

1.2.10 Instalaciones de gasfitería

En edificios públicos y privados, se han asociado efectos adversos significativos para la salud a instalaciones de gasfitería deficientes relacionados con su diseño, instalación incorrecta, alteraciones o mantenimiento inadecuado.

En la calidad del agua de una red de distribución por tuberías de un edificio influyen numerosos factores que pueden ocasionar la contaminación microbiana o química del agua de consumo humano. Por ejemplo, pueden producirse brotes de enfermedades gastrointestinales por la contaminación fecal del agua de consumo humano de los edificios como consecuencia de defectos de los tanques de almacenamiento en los techos y de conexiones cruzadas con tuberías de aguas residuales. Las instalaciones de gasfitería mal diseñadas pueden ocasionar el estancamiento del agua y propiciar un medio adecuado para la proliferación de *Legionella*. Los materiales, cañerías, accesorios y recubrimientos de gasfitería pueden dar lugar a concentraciones elevadas de metales pesados (por ejemplo, plomo) en el agua de consumo humano y el uso de materiales inadecuados puede facilitar la proliferación de bacterias. Los posibles efectos adversos para la salud pueden no limitarse a determinado edificio. La exposición de otros consumidores ajenos al edificio es posible debido a la contaminación del sistema local de distribución por contaminación cruzada y reflujos.

El suministro de agua en los edificios que cumplen las normas pertinentes generalmente depende de una instalación de gasfitería que no la gestiona directamente el proveedor de agua. Se confía, por consiguiente, en una instalación y mantenimiento correctos de la red de gasfitería y, en el caso de edificios de mayor tamaño, en planes de seguridad del agua específicos para el edificio (ver la sección 6.9).

Para garantizar la seguridad del agua de consumo humano distribuida en el edificio, deben utilizarse técnicas de gasfitería que eviten la entrada de elementos que supongan un peligro para la salud. Esto se puede lograr asegurando que:

1. INTRODUCCIÓN

- las tuberías, tanto las de agua de consumo humano como las de aguas residuales, sean herméticas y duraderas, que tengan una superficie interior suave y sin obstrucciones, y están protegidas contra posibles agresiones;
- no existan conexiones cruzadas entre el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano y el de eliminación de aguas residuales;
- los sistemas de almacenamiento de agua en los techos (tanques elevados) están intactos y no están expuestos a la entrada de contaminantes microbiológicos o químicos;
- las instalaciones de agua caliente y fría están diseñadas para minimizar la proliferación de *Legionella* (ver también las secciones 6.10 y 11.1);
- existan dispositivos adecuados que eviten el reflujo;
- el diseño de las instalaciones de los edificios de múltiples plantas minimiza al mínimo las variaciones de presión;
- los residuos se eliminan sin contaminar el agua de consumo humano;
- los sistemas de instalaciones de gasfitería funcionan eficazmente.

Es importante que los gasfiteros tengan la calificación apropiada, que estén capacitados para realizar servicios de instalación de redes de gasfitería que garanticen el cumplimiento de las normativas locales y que utilicen únicamente materiales aprobados como aptos para instalaciones de agua de consumo humano.

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

Para más información sobre los roles esenciales de un sistema adecuado de agua de consumo humano y de las instalaciones de gasfitería del sistema de residuos en la salud pública, consulte el documento complementario *Health aspects of plumbing* (Anexo 1).

1.3 Recursos complementarios de las Guías

1.3.1 Documentos publicados

Estas Guías se complementan con textos independientes que proporcionan información básica en las que se fundamentan estas Guías y proporcionan orientación sobre buenas prácticas que permiten su implementación eficaz. Están disponibles como publicaciones impresas, como publicaciones electrónicas que pueden descargarse del sitio web de la OMS y en CD-ROM. El Anexo 1 proporciona detalles de las referencias bibliográficas.

1.3.2 Redes para el fortalecimiento de capacidades

Se han establecido diversas redes internacionales para promover la rápida diseminación de la información, mejorar el intercambio de conocimientos, traducir la evidencia y asesorar en políticas de salud pública, y practicar y facilitar la aplicación de estas Guías. Estas redes internacionales reúnen a especialistas en calidad del agua de consumo humano, a gerentes de abastecimientos de agua de consumo humano, a

los reguladores del sector de la salud, a los dirigentes de comunidades y a otros grupos de interés. Las áreas de abordaje de estas redes son la planificación de la seguridad del agua para sistemas grandes, incluida la operación y el mantenimiento eficaces, la gestión segura de los sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades, el tratamiento de agua y el almacenamiento seguro en los hogares, y la optimización de la reglamentación del agua de consumo humano para proteger la salud pública.

Si desea consultar más información sobre estas redes, visite: http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/en/

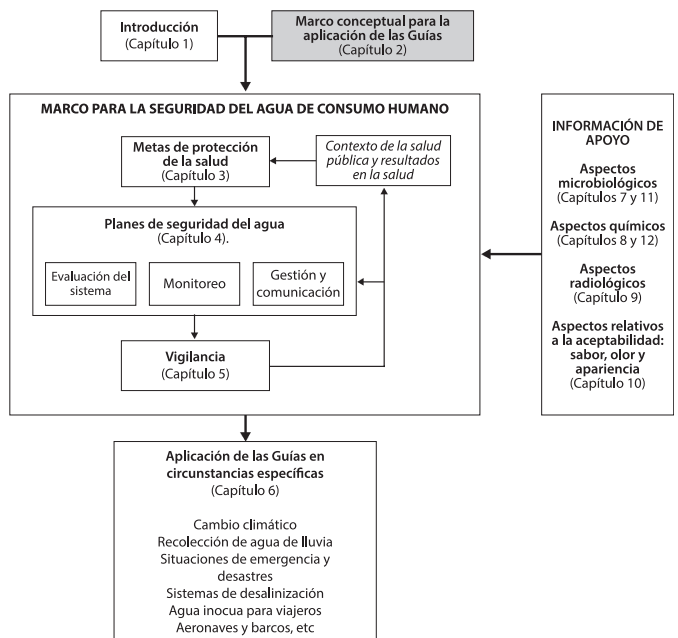
2

Marco conceptual para la aplicación de las Guías

El requisito básico y esencial para garantizar la seguridad del agua de consumo humano es la implementación de un "marco para el agua de consumo humano segura" basado en las Guías. Este marco brinda un abordaje preventivo, basado en el riesgo, para la gestión de la calidad del agua. El marco deberá estar compuesto de metas de protección de la salud establecidas por la

autoridad sanitaria competente que use las Guías como punto de partida, de sistemas adecuados y gestionados eficientemente (con infraestructura suficiente, monitoreo apropiado y planificación y gestión efectivas) y un sistema de vigilancia independiente. Generalmente, dicho marco cuenta con el respaldo de normas nacionales, reglamentos o directrices, así como de políticas y programas pertinentes (ver las secciones 2.6 y 2.7). Los reglamentos y políticas resultantes deben ser apropiados para las circunstancias locales y deben tener en cuenta las cuestiones ambientales, sociales, económicas y culturales, y el establecimiento de prioridades.

El marco para el agua de consumo humano segura es un abordaje de gestión preventiva compuesto de tres elementos claves:



- 1) metas de protección de la salud basadas en una evaluación de los riesgos para la salud (sección 2.1 y capítulo 3);
- 2) planes de seguridad del agua (PSA), que comprenden (sección 2.2 y capítulo 4):
 - una evaluación del sistema para determinar si el abastecimiento de agua (desde la fuente de agua, a través del tratamiento y hasta el punto de consumo) puede, en conjunto, suministrar agua que cumpla con las metas de protección de la salud (sección 4.1);
 - el monitoreo operacional de las medidas de control del abastecimiento de agua que son de importancia especial para garantizar su seguridad (sección 4.2);
 - planes de gestión que documentan los planes de evaluación y monitoreo del sistema, y que describan las medidas que deben adoptarse durante el funcionamiento normal y cuando se produzcan contingencias, incluidas las ampliaciones y mejoras, la documentación y la comunicación (secciones 4.4 al 4.6);
- 3) un sistema de vigilancia independiente que verifique el funcionamiento correcto de los componentes anteriores (sección 2.3 y capítulo 5).

La verificación para determinar si el desempeño del abastecimiento de agua de consumo humano cumple con los objetivos basados en la protección de la salud y si el propio PSA puede ser llevado en forma eficaz por parte del proveedor, los organismos de vigilancia o una combinación de ambos (ver la sección 4.3).

2.1 Objetivos para la protección de la salud

Los objetivos para la protección de la salud son un componente fundamental del marco para la seguridad del agua de consumo humano. Deberán ser establecidas por una autoridad de alto nivel responsable de la salud en consulta con otros interesados, como los proveedores de agua y las comunidades afectadas. Como parte de la política general de salud y del agua se deben tener en cuenta la situación general de la salud pública y la contribución de la calidad del agua de consumo humano a la transmisión de enfermedades causadas por microorganismos y sustancias químicas presentes en el agua. También deben tener en cuenta la importancia de garantizar que todos los consumidores tengan acceso al agua.

Las metas de protección de la salud proporcionan la base para la aplicación de las Guías a todos los tipos de abastecedores de agua de consumo humano. Algunos componentes del agua de consumo humano pueden ocasionar efectos adversos para la salud con una sola exposición (por ejemplo, los microbios patógenos) o por exposiciones prolongadas (por ejemplo, numerosas sustancias químicas). Debido a la variedad de componentes presentes en el agua, su modo de acción y la naturaleza de las fluctuaciones de sus concentraciones, hay cuatro tipos principales de metas asociadas a la protección de la salud que se usan como base para identificar los requerimientos de seguridad:

- 1) *Metas relacionadas con la salud.* Donde las enfermedades transmitidas por el agua contribuyen a una carga de morbilidad medible y significativa, la reducción de la exposición por medio del agua de consumo humano tiene el potencial de reducir de forma apreciable los riesgos y la incidencia de enfermedades. En

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

tales circunstancias, es posible establecer una meta de protección de la salud en términos de una reducción cuantificable de la morbilidad general. Esto se aplica sobre todo cuando los efectos adversos se presentan poco después de la exposición y cuando esos efectos, así como los cambios de la exposición, se pueden monitorear de manera rápida y confiable. Este tipo de meta relacionada con la salud puede aplicarse principalmente a algunos peligros microbiológicos en países en desarrollo y a los peligros derivados de contaminantes químicos con efectos sobre la salud claramente definidos y atribuibles en gran medida al agua (por ejemplo, el fluoruro, el nitrato/nitrito y el arsénico). En otras circunstancias, las metas relacionadas con la salud pueden servir de base para evaluar resultados mediante modelos de evaluación cuantitativa de riesgos. En estos casos, los resultados en la salud se estiman con la información sobre la exposición a dosis altas y las relaciones entre dosis-respuesta. Los resultados obtenidos se pueden emplear directamente para especificar metas relativas a la calidad del agua, o bien como fundamento para desarrollar otros tipos de metas de protección de la salud. Lo ideal sería disponer de metas basadas en información sobre el impacto en la salud que hayan tenido intervenciones probadas con poblaciones reales, pero es raro que esto ocurra. Son más frecuentes las metas relacionadas con la salud basadas en niveles definidos de riesgo tolerable, ya sea en términos absolutos o como fracción de la carga de morbilidad total, provenientes de estudios toxicológicos con animales y ocasionalmente con evidencia epidemiológica.

- 2) *Metas relacionadas con la calidad del agua.* Se establecen para determinados componentes del agua que representan un riesgo para la salud cuando se produce una exposición a largo plazo con poca variación en la concentración. Suelen expresarse como valores de referencia (concentraciones) de las sustancias o productos químicos en cuestión.
- 3) *Metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas.* Se emplean para componentes que constituyen un riesgo para la salud pública en caso de exposición a corto plazo o cuando pueden ocurrir grandes variaciones en número o concentración en periodos cortos con consecuencias significativas para la salud. Suele deberse al uso de determinada tecnología y se expresan en términos de reducción de la sustancia en cuestión o en la efectividad de las medidas de prevención de la contaminación.
- 4) *Metas relacionadas con tecnologías específicas.* Los organismos reguladores pueden establecer otras recomendaciones de acciones específicas para abastecimientos de agua de consumo humano municipales de menor tamaño, comunitarias o domiciliarios. Dichas metas pueden identificar dispositivos o procesos específicos para determinadas situaciones o para tipos generales de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

Es importante que las metas de protección de la salud sean realistas, acordes con las condiciones locales y que su finalidad sea proteger y mejorar la salud pública. Las metas de protección de la salud respaldan el desarrollo de los PSA, proporcionan información para evaluar la idoneidad de las instalaciones existentes y ayudan a identificar 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 abastecimiento y contaminantes. Para asegurar su importancia y utilidad, se deben desarrollar escenarios representativos, que incluyan la descripción de los supuestos, las opciones de gestión, las medidas de control y los sistemas de indicadores para hacer el seguimiento y la verificación del desempeño, en los casos pertinentes. Esto debe estar respaldado con orientación general que aborde las prioridades nacionales, regionales o locales, así como su aplicación progresiva, lo que contribuirá a garantizar el mejor uso posible de los recursos disponibles.

Las metas de protección de la salud se tratan con más detalle en el capítulo 3.

Para obtener orientación sobre cómo priorizar los componentes basados en el mayor riesgo para la salud pública, el lector puede consultar la sección 2.5 y el documento complementario *Chemical safety of drinking-water* (Anexo 1).

2.2 Planes de seguridad del agua

El control general de la calidad microbiológica y química del agua de consumo humano requiere el desarrollo de planes de gestión cuya implementación debe de proveer la base para la protección del sistema y el control de procesos que garanticen que el número de agentes patógenos y las concentraciones de los productos químicos que representan un riesgo insignificante para la salud pública y que el agua es aceptable para los consumidores. Los planes de gestión desarrollados por los proveedores de agua son los PSA. Un PSA comprende la evaluación del sistema y el diseño, planes de monitoreo operacional y de gestión, incluida la documentación y la comunicación. Los elementos de un PSA se basan en el principio de barreras múltiples, los principios del análisis de peligros, los puntos críticos de control y otros abordajes de gestión sistemática. Los planes deben abordar todos los aspectos del abastecimiento de agua de consumo humano y focalizarse en el control de la extracción, tratamiento y suministro de agua de consumo humano.

Muchos sistemas de abastecimiento de agua proporcionan agua de consumo humano segura sin tener PSA formalizados. Los principales beneficios de elaborar y aplicar un PSA para estos suministros incluyen la evaluación sistemática, detallada y priorizada de peligros, el monitoreo operacional de las barreras o medidas de control y la mejora de la documentación. Además, un PSA provee un sistema organizado y estructurado para minimizar la posibilidad de fallas por descuido o falta de gestión y contiene planes de contingencia para responder ante las fallas del sistema o acontecimientos imprevistos que pueden tener un impacto en la calidad del agua, como por el aumento de sequías graves, fuertes precipitaciones o inundaciones.

2.2.1 Evaluación y diseño del sistema

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano se aplica con las modificaciones pertinentes, a grandes proveedores con sistemas de distribución por tuberías, a sistemas comunitarios con o sin tuberías, incluidas las bombas manuales, y a sistemas domiciliarios con captación de agua de lluvia. La complejidad de los PSA varía de acuerdo con las circunstancias. Se pueden evaluar infraestructuras, planes de nuevos abastecimientos o la ampliación de los existentes. Dado que la calidad del agua de consumo humano varía a lo largo del sistema, el objetivo de la evaluación debe ser determinar si la calidad final del agua que se provee al consumidor cumplirá de forma

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

permanente las metas de protección de la salud establecidas. Para comprender sobre la calidad de la fuente y los cambios en todo el sistema se requiere de la participación de expertos. La evaluación de los sistemas se debe revisar periódicamente.

En la evaluación del sistema es necesario tener en cuenta el comportamiento de un determinado componente o de grupos de ellos que podrían influenciar en la calidad del agua. Una vez que se hayan identificado y documentado los peligros reales y potenciales, incluidos los sucesos y situaciones que puedan afectar la calidad del agua, se puede estimar el nivel de riesgo de cada peligro y clasificarlo en función de su probabilidad y gravedad de sus consecuencias.

La validación es un componente de la evaluación del sistema. Su finalidad es garantizar que la información que respalda el plan sea correcta y que la información científica y técnica en la que se basa el PSA es la adecuada. La información que respalda el PSA puede proceder de muy diversas fuentes, incluidas las publicaciones científicas, organismos reguladores y legislativos, datos históricos, entidades profesionales y conocimientos del proveedor.

El PSA es la herramienta de gestión que se debe usar para facilitar el cumplimiento efectivo de las metas de protección de la salud y su elaboración debe seguir los pasos indicados en el capítulo 4. Si no es probable que el sistema sea capaz de cumplir las metas de protección de la salud, debe iniciarse un programa de mejora (que puede incluir la inversión de capital o la capacitación) para garantizar que el sistema pueda cumplirlas. El PSA es un instrumento importante para identificar deficiencias y dónde se necesitan mejoras urgentes. Mientras tanto, debe ponerse el máximo empeño en suministrar agua de la máxima calidad posible. Cuando exista un riesgo significativo para la salud pública, puede ser oportuno aplicar medidas adicionales, incluida la notificación e información sobre opciones compensatorias (por ejemplo, hervir o desinfectar en el punto de consumo) y dar a conocer abastecimientos alternativos y de emergencia cuando sea necesario.

La evaluación y el diseño se explican de forma más detallada en la sección 4.1 (ver también el documento complementario *Upgrading water treatment plants*; Anexo 1).

2.2.2 Monitoreo operacional

El monitoreo operacional consiste en la realización de observaciones o mediciones planificadas para evaluar si las medidas de control en un sistema de agua de consumo humano están funcionando correctamente. Es posible establecer límites para las medidas de control, monitorearlos y tomar acciones correctivas en respuesta a una desviación detectada para evitar que el agua se vuelva insegura. Ejemplos del monitoreo operacional serían la evaluación rápida y periódica de la estructura que rodea una bomba de mano para comprobar si está completa y sin deterioro, verificar que la turbiedad del agua luego de la filtración esté por debajo de determinado valor o que el cloro residual al salir de las plantas de desinfección o en el punto más alejado del sistema de distribución sea superior al valor establecido.

El monitoreo operacional suele llevarse a cabo a través de observaciones y pruebas sencillas, con el fin de confirmar rápidamente que el control de medidas continúa funcionando. Las medidas de control son las acciones que se implementan en el sistema de agua de consumo humano para prevenir, reducir o eliminar la contaminación y

están identificadas en la evaluación del sistema. Incluyen, por ejemplo, las acciones de gestión relacionadas con la captación, el área inmediata alrededor de un pozo, la infraestructura de filtros y desinfección, y los sistemas de distribución por tuberías. Si en conjunto funcionan adecuadamente, podrían garantizar el cumplimiento de las metas de protección de la salud.

La frecuencia del monitoreo operacional varía en función de la naturaleza de la medida de control—por ejemplo, la integridad de la estructura se comprueba mensual o anualmente, mientras que la turbiedad se controla en línea o con mucha frecuencia, y el desinfectante residual se monitorea en diversos puntos diariamente o en línea. La comprobación de que un límite no se ajusta a la especificación establecida indica que el agua podría ser insegura o que podría llegar a ese estado. El objetivo es el monitoreo oportuno de las medidas de control mediante un plan lógico de toma de muestras con el fin de evitar el suministro de agua potencialmente insalubre.

El monitoreo operacional incluye la observación o hacer pruebas de parámetros como la turbiedad, el cloro residual o comprobar la integridad estructural de las instalaciones. Los análisis microbiológicos o químicos más complejos y costosos generalmente forman parte de actividades de validación y verificación (descritas en las secciones 4.1.7 y 4.3, respectivamente) y no suelen ser parte del monitoreo operacional.

La verificación es necesaria, según se explica en la sección 4.3, no solo para garantizar el funcionamiento correcto de la cadena de procesos del sistema de abastecimiento, sino también para confirmar que se logra y mantiene la calidad deseada del agua.

En el documento complementario *Assessing microbial safety of drinking water* (ver el Anexo 1), se describe el uso de organismos indicadores en el monitoreo de la calidad del agua y la sección 4.2 trata con mayor profundidad el monitoreo operacional.

2.2.3 Planes de gestión, documentación y comunicación

Un plan de gestión documenta la evaluación del sistema y los planes de monitoreo operacional y de verificación, y describe las medidas que hay que adoptar durante el funcionamiento normal y cuando se producen “incidentes” que pudieran ocasionar la pérdida de control del sistema. 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 humano.

Dado que la responsabilidad de la gestión de ciertos aspectos del sistema de abastecimiento de agua con frecuencia no recae en un solo organismo, es fundamental definir los roles, la redición de cuentas 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 las partes interesadas. Esto podría incluir 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 (ver también la sección 1.2).

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

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

- la evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano (incluidos los diagramas de flujo y los peligros potenciales);
- las medidas de control y los planes del monitoreo operacional de la verificación, y la consistencia del desempeño;
- los procedimientos rutinarios de operación y gestión;
- los planes de respuesta ante contingencias y situaciones de emergencia;
- las medidas complementarias, que incluyen:
 - programas de capacitación y entrenamiento;
 - investigación y desarrollo;
 - procedimientos para evaluar resultados y la presentación de informes;
 - evaluaciones del desempeño, auditorías y revisiones;
 - protocolos de comunicación;
- consulta a las comunidades.

Los sistemas de documentación y registro se deben mantener de la manera más sencilla y específica que sea posible. El nivel de detalle en la documentación de los procedimientos debe ser suficiente para garantizar el control operacional que efectuarán los operadores debidamente calificados y competentes.

Se deben establecer mecanismos para revisar periódicamente los documentos y, en caso necesario, actualizarlos para que se reflejen los cambios de acuerdo a las circunstancias. Los documentos deben encuadernarse de tal modo que pueda realizarse cualquier modificación necesaria con facilidad. Debe desarrollarse un sistema de control de los documentos para garantizar que se utilicen las versiones actualizadas y que se desechen los documentos obsoletos.

Asimismo, deben documentarse y notificarse adecuadamente los incidentes o situaciones de emergencia. La organización debe conocer todo lo posible acerca de los incidentes, con el fin de mejorar la planificación y la preparación ante acontecimientos futuros. La revisión 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 humano 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 humano o las restricciones relacionadas con los usos del suelo que se aplican 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 las secciones 4.4, 4.5 y 4.6.

2.3 Vigilancia

Los organismos encargados de la vigilancia son responsables de efectuar la revisión independiente (externa) y periódica de todos los aspectos relativos a la seguridad y deben tener la facultad de investigar e generar una acción para responder y rectificar incidentes de contaminación que producen brotes de enfermedades transmitidas por

el agua u otras amenazas para la salud pública. La vigilancia incluye la identificación de la posibilidad de contaminación del agua de consumo humano y casos de enfermedades de origen hídrico y, de manera específica, evalúa la conformidad de los PSA y promueve 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 humano.

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

Dada la importancia de la mejora progresiva y del establecimiento de prioridades de los sistemas que presentan el máximo riesgo total para la salud pública, resulta ventajoso adoptar un sistema de clasificación de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano basado en su seguridad relativa (ver el capítulo 4). La aplicación de sistemas de clasificación más detallados puede ser especialmente útil en abastecimientos comunitarios en los que se realizan pruebas con poca frecuencia y es particularmente inadecuado basarse únicamente en los resultados de los análisis. Tales sistemas usualmente tomarán en cuenta tanto los resultados analíticos como las inspecciones sanitarias, mediante abordajes similares a los expuestos en la sección 4.1.2.

El rol de la vigilancia se explica en la sección 1.2.1 y en el capítulo 5.

2.4 Verificación de la calidad del agua de consumo humano

La seguridad del agua de consumo humano se garantiza mediante la aplicación de un PSA, que incluye el monitoreo del desempeño de las medidas de control mediante indicadores seleccionados de forma adecuada. Además de este monitoreo operacional, 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 operacional, para determinar si el desempeño del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano cumple los objetivos estipulados en las metas de protección de la salud o si es necesario modificar y volver a validar el PSA.

La verificación de la seguridad del agua de consumo humano la puede realizar el proveedor, los organismos de vigilancia o una combinación de ambos (ver la sección 4.3). Aunque el organismo de vigilancia suele llevar a cabo la verificación, un programa de verificación conducido por el proveedor puede proporcionar un nivel adicional de confianza, que complementa a los reglamentos que especifican los parámetros de monitoreo y sus frecuencias.

2.4.1 Calidad microbiológica del agua

La verificación de la calidad microbiológica del agua por lo general se basa en el análisis de microorganismos indicadores de contaminación fecal y usualmente se elige *Escherichia coli* o, alternativamente, coliformes termotolerantes (ver las secciones

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

4.3.1, 7.4 y 11.6). El monitoreo de agentes patógenos específicos se puede incluir en ocasiones muy limitadas para verificar que un brote fue transmitido a través del agua o que un PSA ha sido eficaz. *Escherichia coli* proporciona pruebas concluyentes de reciente contaminación fecal y no debe estar presente en el agua de consumo humano. En ciertas circunstancias, se pueden utilizar indicadores adicionales, como bacteriófagos o esporas bacterianas.

Sin embargo, la calidad del agua puede variar rápidamente y todos los sistemas presentan fallas ocasionales. Por ejemplo, la lluvia puede aumentar en gran medida los niveles de contaminación microbiana en las fuentes de agua y los brotes de enfermedades transmitidas por el agua son frecuentes después de periodos de lluvias. Esta circunstancia debe tenerse en cuenta cuando se interpretan resultados de los análisis.

2.4.2 Calidad química del agua

La evaluación de la idoneidad de la calidad química del agua de consumo humano se basa en la comparación de los resultados de los análisis con los valores de referencia. Estas Guías proporcionan valores de referencia para muchos más contaminantes químicos que en realidad pudieran afectar a cualquier suministro de agua en particular, por lo que antes de iniciar una evaluación química analítica se deben elegir opciones apropiadas para el seguimiento y la vigilancia.

Para los componentes adicionados (es decir, para las sustancias químicas que se derivan principalmente de materiales y productos químicos empleados en la producción y distribución del agua de consumo humano), se hace hincapié en el control directo de la calidad de estos productos comerciales empleados. En el control de los componentes adicionados del agua de consumo humano, los procedimientos de prueba suelen evaluar si el producto cumple con las especificaciones requeridas (ver la sección 8.5.4).

Como se indicó en el capítulo 1, la mayoría de los productos químicos que pueden estar presentes en el agua de consumo humano solo constituyen un peligro si se produce una exposición prolongada; sin embargo, algunas sustancias peligrosas generan preocupación debido a los efectos derivados de múltiples exposiciones en un periodo corto. Si la concentración del producto químico en cuestión tiene grandes fluctuaciones, (por ejemplo, nitratos/nitritos, que se asocian con la metahemoglobinemia en lactantes alimentados con biberón), incluso una serie de resultados analíticos no permitiría determinar ni describir completamente el riesgo que supone para la salud pública. Para controlar estos peligros, es preciso conocer los factores causantes, como el uso de fertilizantes en la agricultura y las tendencias 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 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 establecen de modo que protejan a subgrupos vulnerables de la

población. Estos valores protegen también a la población general que consume el agua durante toda la vida.

Es importante que los valores de referencia recomendados estén justificados y respaldados desde el punto de vista científico, que su implementación sea práctica y factible, y que protejan la salud pública. No suelen establecerse valores de referencia en concentraciones inferiores a los límites de detección que logran los métodos analíticos de los laboratorios. Más aún, algunos valores de referencia se establecen teniendo 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 cuyos valores basados en la salud no son alcanzables en la práctica.

2.5 Identificación de los aspectos de interés prioritarios

Estas Guías abarcan un gran número de componentes potenciales en el agua de consumo humano con el fin de satisfacer las diversas necesidades de los países en todo el mundo. Sin embargo, lo usual es que solo unos pocos componentes serán de preocupación para la salud pública en determinadas circunstancias. Es esencial que el organismo regulador nacional y las autoridades locales del agua identifiquen y respondan a los componentes de interés para las circunstancias locales. Esto asegurará que los esfuerzos y las inversiones se puedan dirigir a aquellos componentes que representan el mayor riesgo o son de importancia significativa para la salud pública.

Muchos componentes microbiológicos y químicos del agua de consumo humano pueden causar potencialmente efectos adversos en la salud humana. La detección de estos componentes, tanto en el agua cruda como en el agua que se provee a los consumidores es a menudo lenta, compleja y costosa, lo que limita la capacidad de alerta temprana y la asequibilidad. La confianza en la determinación de la calidad del agua por sí sola no es suficiente para proteger la salud pública. Además, no es factible, en términos prácticos y económicos, analizar todos los parámetros de calidad del agua de consumo humano, por lo que el uso de los esfuerzos de monitoreo y de los recursos se debe planificar cuidadosamente y dirigir a las características claves o significativas.

Las metas de protección de la salud se establecen para los componentes del agua potencialmente peligrosos y representan la base para evaluar la calidad del agua de consumo humano. A fin de mejorar y proteger la salud pública, la gestión de los diferentes parámetros pueden tener diferentes prioridades. En general, las prioridades, en orden decreciente, son:

- garantizar un suministro adecuado de agua segura desde el punto de vista microbiológico y mantener su aceptabilidad para disuadir a los consumidores de usar agua que pudiera ser potencialmente menos segura en términos microbiológicos;
- gestionar los peligros químicos clave que causan efectos adversos en la salud;

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

- abordar otros peligros químicos, en particular los que afectan la aceptabilidad del agua de consumo humano en cuanto a su sabor, olor y apariencia;
- aplicar tecnologías apropiadas para reducir las concentraciones de contaminantes en la fuente por debajo de los valores de referencia o reglamentados.

Las dos características determinantes en la elección de los peligros para los cuales es deseable establecer un estándar por razones de salud son los impactos en la salud (gravedad) asociados a la sustancia y la probabilidad de ocurrencia significativa (exposición). Combinados, estos elementos determinan el riesgo asociado a un peligro particular. Para los peligros microbiológicos, el establecimiento de metas se verá influido por la ocurrencia y concentraciones en las fuentes de agua y la contribución relativa de los organismos transportados por el agua a las enfermedades. Para los peligros químicos, los factores que deben considerarse son la gravedad de los efectos para la salud y la frecuencia de la exposición de la población en conjunto con la concentración a la que estará expuesta. La probabilidad de los efectos en la salud depende claramente de la toxicidad y de la concentración, pero también depende del periodo de exposición. Para la mayoría de los productos químicos, los impactos en la salud se asocian con la exposición a largo plazo. Por lo tanto, en el caso de una exposición ocasional, el riesgo de un efecto adverso en la salud es probable que sea bajo, a menos que la concentración sea extremadamente alta. Es por ello que las sustancias de más alta prioridad serán las que tienen amplia ocurrencia y están presentes en las fuentes de agua o en el agua de consumo humano siempre o la mayor parte del tiempo, y en concentraciones que constituyen una preocupación para la salud.

En el documento complementario *Chemical safety of drinking-water* (Anexo 1) se ofrece orientación para determinar los productos químicos de importancia en una situación particular.

Si bien la OMS no establece valores de referencia formales para las sustancias en función de la aceptabilidad del consumidor (es decir, para las sustancias que afectan la apariencia, sabor u olor del agua de consumo humano), es frecuente que se establezcan normas para sustancias y parámetros relacionados con la aceptabilidad de los consumidores. Aunque exceder dichas normas no representa un problema directo para la salud, pueden tener gran importancia en la percepción del consumidor respecto a su confianza en el agua y ocasionar que los consumidores obtengan agua de una fuente alternativa menos segura. Estas normas se basan generalmente en consideraciones locales de aceptabilidad.

El establecimiento de prioridades debe llevarse a cabo sobre la base de una evaluación sistemática basada en el esfuerzo colaborativo entre todos los organismos involucrados y se puede aplicar a nivel nacional y de forma específica a cada sistema. A nivel nacional, se deben establecer prioridades con el fin de identificar los peligros relevantes mediante una evaluación de riesgos—es decir, teniendo en cuenta la gravedad y la exposición. En el nivel de los suministros individuales, también puede ser necesario priorizar los constituyentes para una gestión eficaz del sistema. Estos procesos pueden requerir el aporte de diversas partes interesadas, incluidas las autoridades de salud, recursos hídricos, abastecimiento de agua de consumo humano, ambiente, agricultura, servicios geológicos y minería para establecer un mecanismo de

intercambio de información y llegar a consensos en los problemas de calidad del agua de consumo humano.

2.5.1 Realización de la evaluación de la calidad del agua de consumo humano

Será necesario llevar a cabo una evaluación de la calidad del agua de consumo humano para determinar los componentes que realmente son una preocupación para la salud pública. Es importante identificar los tipos de sistemas de agua de consumo humano que operan en el país (por ejemplo, los abastecimientos por tubería, los suministros de agua no entubada, la venta ambulante de agua) y la calidad de las fuentes y de los suministros de agua de consumo humano.

La información adicional que debe ser considerada en la evaluación incluye el tipo de captación (protegida o sin protección), las descargas de aguas residuales, la geología, la topografía, el uso del suelo agrícola, las actividades industriales, las encuestas sanitarias, los registros de monitoreos anteriores, las inspecciones y los conocimientos locales y de la comunidad. Cuanto más amplia sea la gama de fuentes de datos que se utilicen, más útiles serán los resultados del proceso.

En muchas situaciones, las autoridades o los consumidores pueden haber identificado con anterioridad diversos problemas de calidad del agua de consumo humano, sobre todo si ocasionan efectos sobre la salud o problemas de aceptabilidad evidentes. Normalmente, a estos problemas se les asignará una prioridad alta.

Se debe identificar a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que representan los riesgos más grandes para la salud pública y, consecuentemente, se les debe asignar los recursos que necesiten.

2.5.2 Evaluación de las prioridades microbiológicas

El riesgo para la salud más común y extendido asociado al agua de consumo humano es la contaminación microbiana, y sus consecuencias son de tal magnitud que su control debe ser siempre un objetivo de importancia primordial. Se debe dar prioridad a la mejora y desarrollo de los sistemas de abastecimiento de agua que planteen mayor riesgo para la salud pública.

El riesgo para la salud más común y extendido asociado al agua de consumo humano es la contaminación microbiana, y sus consecuencias son de tal magnitud que su control debe ser siempre de suma importancia..

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

2.5.3 Evaluación de las prioridades químicas

No todas las sustancias químicas para las cuales se han establecido valores de referencia estarán presentes en todos los sistemas de abastecimiento de agua, de hecho, tampoco estarán en todos los países. En muchos casos si lo están, es posible que sus concentraciones no sean preocupantes. A la inversa, algunas sustancias aunque que no

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

tienen valores de referencia o que no se aborden en las Guías pueden, constituir una preocupación local legítima 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 la aceptabilidad del agua.

Son pocas las sustancias químicas con efectos generalizados comprobados sobre la salud de las personas como consecuencia de la exposición cuando están presentes en cantidades excesivas en el agua de consumo humano. 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 sanitarias domiciliarias) y en algunas zonas existe preocupación por la extensión potencial de la exposición al selenio y uranio en concentraciones significativas para la salud humana. El hierro y el manganeso generan preocupación generalizada debido a sus efectos en la aceptabilidad del agua. Estos componentes se deben considerar en cualquier procedimiento para el establecimiento de prioridades. En algunos casos, la evaluación indicará que no existe riesgo de exposición significativa en los ámbitos nacional o regional, o en sistemas de abastecimiento específicos.

La contribución del agua de consumo humano a la ingesta de determinada sustancia química puede ser poco importante con respecto a la exposición general y, en algunos casos, el control de los niveles en el agua de consumo humano puede suponer un gasto considerable con escaso efecto en la exposición general. Por lo tanto, las estrategias de gestión de riesgos del agua de consumo humano se deben considerar conjuntamente con otras posibles fuentes potenciales de exposición de las personas.

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

En el documento complementario *Chemical safety of drinking-water* (Anexo 1) se proporciona orientación para el establecimiento de prioridades respecto de las sustancias químicas presentes en el agua. En él se abordan los aspectos siguientes:

- 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 (ver también la sección 8.5);
- la constatación de que los efectos sobre la salud o la exposición se deben al agua de consumo humano y no a otras fuentes, así como la facilidad relativa del control de las diferentes fuentes de exposición.

En diversas fuentes, hay información adicional sobre los peligros y los riesgos ocasionados por muchas sustancias químicas no incluidas en estas Guías, como la serie de monografías de los Criterios de Salud Ambiental 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 Componentes adicionados Alimentarios (JECFA), e información de autoridades nacionales competentes. Estas fuentes han sido revisadas por expertos y proporcionan información fácilmente accesible sobre toxicología, los peligros y los riesgos de contaminantes menos habituales. Pueden ayudar a los proveedores de agua y a los funcionarios de salud a tomar decisiones sobre la importancia (si fuera el caso) de una sustancia química detectada y la respuesta pertinente.

2.6 Desarrollo de normas de calidad del agua de consumo humano

Las metas de protección de la salud, incluidos los valores de referencia y otras metas descritas en las *Guías para la calidad del agua de consumo humano*, no pretenden ser límites obligatorios, pero se proporcionan como punto de partida científico para el desarrollo de valores numéricos de las normas de calidad del agua de consumo humano nacionales o regionales. Ningún abordaje tiene aplicación universal y la naturaleza y forma de las normas del agua de consumo humano pueden variar entre países y regiones.

En el desarrollo de las normas nacionales sobre el agua de consumo humano basadas en estas Guías, será preciso tener en cuenta la variedad de circunstancias medioambientales, sociales, culturales, económicas y dietéticas, así como otros factores que afectan la exposición potencial. Esto puede dar lugar a normas nacionales que difieren apreciablemente de estas Guías, tanto en el alcance como en las metas de los riesgos. Un programa basado en metas modestas pero realistas—que incluya pocos 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 enfermedades o del riesgo de que la población las contraiga—puede resultar más eficaz que un programa demasiado ambicioso, sobre todo si las metas se amplían periódicamente.

Para garantizar que las normas sean aceptables para los consumidores, en su elaboración deben participar las comunidades atendidas y los principales usuarios del agua. Los organismos de salud pública pueden tener una relación más cercana con la comunidad que los responsables del abastecimiento de agua. En el ámbito local, también interactúan con otros sectores (por ejemplo, con el de educación) y la combinación de su accionar es fundamental para garantizar la participación activa de la comunidad.

2.6.1 Adaptación de los valores de referencia a las normas locales relevantes

En el establecimiento de valores de referencia para muchos productos químicos, con el fin de dar cuenta de las variaciones en la exposición a diferentes fuentes (por ejemplo, agua, alimentos), en diferentes partes del mundo se consideran diversas proporciones de la ingesta diaria tolerable asignada al agua de consumo humano. Donde se disponga de datos de exposición pertinentes, se alienta a que las autoridades desarrollen valores de referencia específicos que se adapten a las circunstancias y condiciones locales. Por ejemplo, en áreas donde se sabe que la ingesta de determinado contaminante en

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

el agua de consumo humano es mucho mayor que la de otras fuentes (por ejemplo, aire y alimentos), puede ser apropiado asignar una mayor proporción de la ingesta diaria tolerable al agua de consumo humano para calcular un valor de referencia más adecuado al contexto local.

La ingesta de agua diaria puede variar significativamente en diferentes partes del mundo, según la estación y en particular donde los consumidores realizan trabajos manuales en climas cálidos. En el establecimiento de normas locales, puede ser necesario hacer ajustes locales al valor del consumo diario de agua, como ocurre por ejemplo, en el caso de fluoruro.

Las sustancias volátiles del agua pueden ser liberadas al aire durante la ducha y por medio de otras actividades del hogar. En tales circunstancias, la inhalación puede convertirse en una ruta importante de exposición. Donde se muestre que esa exposición es importante para determinada sustancia (es decir, tiene alta volatilidad, suele haber poca ventilación y alta frecuencia de duchas/baños), puede ser apropiado ajustar el valor de referencia. Para aquellas sustancias que son particularmente volátiles, como el cloroformo, el factor de corrección sería equivalente aproximadamente a duplicar la exposición. Para más detalles, el lector debe consultar la sección 8.2.9.

2.6.2 Revisión y evaluación periódica de las normas

A medida que aumenta el conocimiento, puede haber cambios en determinados valores de referencia o considerar nuevos peligros para la seguridad del agua de consumo humano. También habrá cambios en la tecnología de tratamiento del agua de consumo humano y en los métodos analíticos referidos a contaminantes. Por lo tanto, las normas nacionales o subnacionales deben ser sometidas a revisión periódica y deben estructurarse de tal manera que los cambios se puedan hacer fácilmente. La necesidad de cambios se puede deber a la modificación de normas, a la eliminación o adición de parámetros, pero no se deben realizar cambios sin la debida justificación a través de la evaluación de riesgos y la priorización de los recursos para la protección de la salud pública. Cuando los cambios estén justificados, es importante que todas las partes interesadas estén informadas sobre ellos.

2.7 Reglamentos del agua de consumo humano, políticas y programas de soporte

La incorporación de la gestión preventiva de riesgos y el abordaje para la priorización en los reglamentos, políticas y programas de calidad del agua de consumo humano deberán:

- asegurar que los reglamentos apoyen la priorización de los parámetros de calidad del agua de consumo humano que se deben analizar, en lugar de hacer obligatorio el análisis de cada parámetro de estas Guías;
- asegurar la aplicación de medidas sanitarias apropiadas en la comunidad y en los hogares, y fomentar medidas que eviten o mitiguen la contaminación de la fuente;
- identificar los suministros de agua de consumo humano que representen los mayores riesgos para la salud pública y determinar, en consecuencia, la asignación adecuada de recursos.

2.7.1 Reglamentos

La alineación de los reglamentos nacionales de calidad del agua de consumo humano con los principios expuestos en estas Guías asegurará que:

- haya un vínculo explícito entre los reglamentos de calidad del agua de consumo humano y la protección de la salud pública;
- los reglamentos se diseñen para asegurar el agua de consumo humano desde la fuente hasta el consumidor, mediante el uso de barreras múltiples;
- los reglamentos estén basados en buenas prácticas que hayan demostrado ser adecuadas y eficaces a lo largo del tiempo;
- haya una variedad de herramientas para alentar y asegurar el cumplimiento de los reglamentos, incluidos los programas de educación y formación, los incentivos para fomentar buenas prácticas y sanciones, cuando estas se requieran;
- los reglamentos serán realistas y apropiados a los contextos nacionales, subnacionales y locales, incluidas las disposiciones específicas o abordajes para ciertos contextos o tipos de abastecimiento, como los pequeños suministros de agua comunitarios;
- los roles y responsabilidades de las partes interesadas, incluida la forma como deben trabajar conjuntamente, estén definidos claramente;
- se defina con claridad "qué, cuándo y cómo" se comparte información entre las partes interesadas—incluidos los consumidores— y se requiera acción para las operaciones normales y en respuesta a incidentes o situaciones de emergencias;
- los reglamentos se adapten para reflejar cambios en los contextos, en el conocimiento y en la innovación tecnológica, y se revisen y actualicen periódicamente;
- los reglamentos cuenten con el apoyo de las políticas y programas pertinentes.

El objetivo de los reglamentos de calidad del agua de consumo humano debe ser garantizar que el consumidor tenga acceso al agua de consumo humano segura de forma sostenible y suficiente. La legislación pertinente debe otorgar amplios poderes y alcance a los reglamentos relacionados e incluir objetivos de protección de la salud pública, como la prevención de enfermedades transmitidas por el agua y la provisión de un abastecimiento adecuado de agua de consumo humano. Los reglamentos de agua de consumo humano deben centrarse en la mejora de la prestación y la seguridad del agua de consumo humano a través de una variedad de requisitos, herramientas y estrategias de cumplimiento. Aunque se necesitan sanciones dentro de los reglamentos, el objetivo principal es que no se cierren los abastecimientos de agua deficientes.

Los reglamentos de calidad del agua de consumo humano no son el único mecanismo por el cual se pueda proteger la salud pública. Otros mecanismos de regulación incluyen los relacionados con la protección de las fuentes de agua, el tratamiento y distribución del agua, la vigilancia y la respuesta ante eventos potenciales de contaminación y enfermedades transmitidas por el agua.

Los reglamentos de calidad del agua de consumo humano también podrán establecer normas provisionales y permitir desviaciones y exoneraciones como parte de una política nacional o regional, más que como resultado de iniciativas locales. Esto puede tomar la forma de exoneraciones temporales para determinadas comunidades

2. MARCO CONCEPTUAL PARA LA APLICACIÓN DE LA GUÍAS

o zonas durante cierto periodo de tiempo. Se deberán establecer objetivos a corto y mediano plazos de manera que se dé prioridad a la gestión de los riesgos más importantes para la salud humana. Los marcos regulatorios deben apoyar mejoras progresivas a largo plazo.

2.7.2 Políticas y programas de apoyo

El desarrollo y la promulgación de reglamentos por sí solo no garantizan que la salud pública esté protegida. Los reglamentos deben estar respaldados por políticas y programas adecuados. Esto incluye asegurar que las autoridades reguladoras, como los organismos encargados de verificar su cumplimiento, tengan los recursos suficientes para cumplir con sus responsabilidades y que las políticas y programas adecuados funcionen con eficacia para ayudar a quienes deben cumplir con los reglamentos. En otras palabras, debe existir el apoyo apropiado para que los que estén siendo regulados y los que son responsables de regular no estén destinados al fracaso.

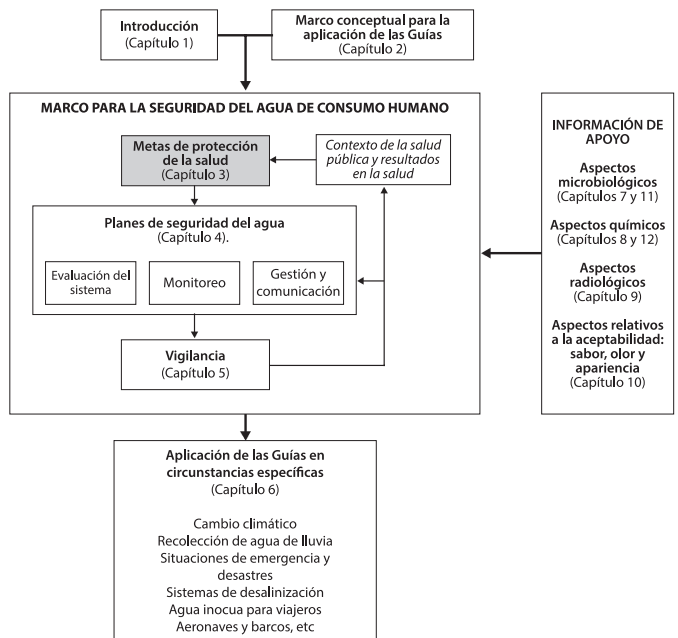
La implementación o modificación de las políticas y programas para suministrar agua de consumo humano segura no deben retrasarse debido a la falta de una reglamentación adecuada. Aun cuando no existan todavía regulaciones de agua de consumo humano, puede ser posible alentar e incluso obligar el suministro de agua de consumo humano segura a través de, por ejemplo, esfuerzos educativos o acuerdos comerciales o contractuales entre el consumidor y el proveedor (es decir, basados en la ley civil).

En los países donde no se ha logrado el acceso universal al agua de consumo humano con un nivel de servicio aceptable, las políticas deben considerar metas explícitas para aumentar el acceso sostenible al agua de consumo humano segura. Estas declaraciones de objetivos políticos deben ser coherentes para alcanzar 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 la Observación General N.º 15: 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.

3

Metas de protección de la salud

Las metas para la protección de la salud son objetivos medibles referentes a la salud, la calidad del agua o al desempeño de las medidas adoptadas, que se establecen teniendo como base un criterio de seguridad y evaluaciones del riesgo de peligros transmitidos por el agua. Estas Guías describen cuatro tipos diferentes de metas de protección de la salud que se aplican a todo tipo de peligros y abastecimientos de agua:



- 1) metas relacionadas con la salud (por ejemplo, las cargas de morbilidad tolerable);
- 2) metas relacionadas con la calidad del agua (por ejemplo, valores de referencia para peligros químicos);
- 3) metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas (por ejemplo, la reducción logarítmica de determinados organismos patógenos);
- 4) metas relacionadas con tecnologías específicas (por ejemplo, la aplicación de determinados procesos de tratamiento).

Las metas relacionadas con la salud se pueden usar para apoyar la mejora progresiva mediante el establecimiento de hitos que guían el avance hacia las metas de seguridad del agua y de salud pública.

Estas metas son componentes comunes de las directrices o normas que se utilizan para proteger y mejorar la calidad del agua de consumo humano y, en consecuencia, la salud humana. Ofrecen puntos de referencia a los proveedores de agua y reguladores para confirmar la idoneidad de los sistemas existentes o la necesidad de mejorarlos. Respaldan el desarrollo de planes de seguridad del agua y la verificación de una implementación exitosa. Donde se requieran, las metas de protección de la salud se pueden usar para apoyar la mejora progresiva mediante el establecimiento de hitos que guían el avance hacia las metas de seguridad del agua y de salud pública. Normalmente, esto demanda la revisión y actualización periódica de prioridades y objetivos. A su vez, las normas y estándares también deben actualizarse periódicamente (vea la sección 2.6.2).

Las metas de protección de la salud deben ayudar a determinar intervenciones específicas necesarias para el suministro de agua de consumo humano segura, incluidas las medidas de control, tales como la protección de las fuentes y los procesos de tratamiento.

3.1 Establecimiento de metas de protección de la salud

Las metas relacionadas con la salud se aplican en los países, cualquiera sea su nivel de desarrollo. Para garantizar la protección eficaz de la salud y su mejora, las metas deben ser realistas, medibles, basadas en datos científicos y pertinentes a las condiciones locales (incluidas las condiciones económicas, ambientales, sociales y culturales) y a los recursos financieros, técnicos e institucionales. Las metas relacionadas con la salud deben formar parte de la política general de salud pública y deben tener en cuenta la situación y las tendencias de la salud pública y la contribución del agua de consumo humano a la transmisión de enfermedades infecciosas y a la exposición general a productos químicos peligrosos, tanto en entornos individuales como en el contexto de la gestión global de la salud.

Aunque el agua puede ser fuente de peligros microbiológicos, químicos o radiológicos, de ninguna manera es la única fuente. En el establecimiento de metas, se deben considerar otras fuentes, incluidos los alimentos, el aire, el contacto de persona a persona y los productos de consumo, así como la falta de saneamiento y de higiene personal. Donde la carga global de morbilidad por múltiples vías de exposición sea muy alta, el establecimiento de metas estrictas para el agua de consumo humano tendrá un valor limitado. Por ejemplo, fijar una meta estricta para un peligro químico tendrá un valor limitado si el agua de consumo humano representa solo una pequeña proporción de la exposición total a esa sustancia química. El costo del cumplimiento de dichas metas pudiera innecesariamente desviar fondos de otras intervenciones de salud más apremiantes lo que no es coherente con la meta de salud pública de reducir los niveles generales de riesgo en todas las fuentes de exposición a los peligros ambientales (Prüss et al, 2002; Prüss y Corvalan, 2006).

También es importante tomar en cuenta el impacto de la intervención propuesta en las tasas globales de morbilidad. Para algunos agentes patógenos y sus enfermedades asociadas, las intervenciones en la calidad del agua pueden ser ineficaces y, por tanto, no se justifica su aplicación. Este puede ser el caso cuando predominan otras vías de exposición. En otros casos, la experiencia ha demostrado la eficacia que tiene la mejora

3. METAS DE PROTECCIÓN DE LA SALUD

del abastecimiento de agua de consumo humano y la gestión de la calidad en el control de enfermedades transmitidas por el agua, como la fiebre tifoidea y la disentería.

El cumplimiento de las metas de protección de la salud debe considerarse en el contexto más amplio de la política general de salud pública, incluidas las iniciativas para mejorar el saneamiento, eliminación de residuos, la higiene personal y la educación pública como formas de reducir tanto la exposición personal a los peligros como los impactos de la actividad personal en los recursos hídricos. La mejora de la salud pública, la reducción de la carga de agentes patógenos y la disminución de los impactos humanos sobre los recursos hídricos contribuyen a la seguridad del agua de consumo humano (Howard et al., 2002).

La percepción de lo que es la seguridad—o lo que se considera una carga de morbilidad tolerable en determinadas circunstancias—es un asunto que concierne al conjunto de la sociedad. En último término, es responsabilidad de cada país decidir si el beneficio de adoptar cualquiera de las metas de protección de la salud justifica su costo.

Generalmente, la priorización de intervenciones en la salud pública debe indicar cuales son los principales contribuyentes a la morbilidad se deben gestionar preferentemente teniendo en cuenta los costos y los impactos de las intervenciones potenciales. Sin embargo, esto no significa ignorar metas menores si se pueden alcanzar fácilmente con poco costo, siempre y cuando esto no desvíe la atención de las metas principales.

Un concepto importante en la asignación de recursos para mejorar la seguridad del agua de consumo humano es la posibilidad de establecer metas transitorias menos estrictas basadas en sistemas eficaces de gestión de riesgos con el fin de promover la mejora progresiva de la calidad del agua de consumo humano. En este sentido, las metas de protección de la salud se pueden emplear como base para apoyar y medir el avance progresivo de la mejora de la calidad del agua. Las mejoras se pueden relacionar con los avances a través de metas cada vez más estrictas o a través de tipos de metas que reflejen con mayor precisión las metas de protección de la salud (por ejemplo, desde las metas relacionadas con tecnologías específicas hasta las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas).

Los procesos de formular, implementar, comunicar y evaluar las metas de protección de la salud proporcionan beneficios a la gestión preventiva general de la calidad del agua de consumo humano. Estos beneficios se señalan en el cuadro 3.1.

Cuadro 3.1 Beneficios de las metas relacionadas con la salud

| Etapa de desarrollo de la meta | Beneficios |
|---------------------------------------|--|
| Formulación | Brinda una visión general del estado de salud de la población Muestra brechas en el conocimiento Contribuye al establecimiento de prioridades Aumenta la transparencia de la política de salud Fomenta la coherencia entre los programas de salud nacionales Estimula el debate |
| Implementación | Inspira y promueve la acción entre las autoridades colaboradoras Aumenta el compromiso Alienta la rendición de cuentas Orienta la asignación racional de recursos |
| Evaluación | Establece hitos para la realización de mejoras progresivas Provee la oportunidad de tomar medidas para subsanar deficiencias o desviaciones Señala necesidades y discrepancias de los datos |

3.2 Años de vida ajustados en función de la discapacidad, carga de morbilidad tolerable y nivel de riesgo de referencia

A nivel nacional, las decisiones sobre la aceptación de riesgos y las cargas de morbilidad tolerable son complejas y deben tener en cuenta la probabilidad y gravedad del impacto, además de las dimensiones ambientales, sociales, culturales, económicas y políticas que juegan un papel importante en la toma de decisiones. Las negociaciones son una parte importante de estos procesos y bien puede haber un único resultado en cada situación. No obstante la complejidad de estas decisiones, se requieren definiciones de las cargas tolerables de morbilidad y de los niveles de riesgo de referencia a

La “carga de morbilidad tolerable” representa un límite superior de la carga de efectos sobre la salud asociados con la enfermedad, que es establecido por los responsables de formular políticas nacionales. El “nivel de riesgo de referencia” es un término equivalente que se emplea en el contexto de las evaluaciones de riesgos cuantitativos.

fin de contar con una línea de base para desarrollar metas de protección de la salud y como punto de partida para la toma de decisiones en situaciones específicas.

Las descripciones de cargas de morbilidad tolerable relacionadas con el agua se expresan normalmente en términos de resultados específicos de salud, tales como las frecuencias máximas de enfermedades diarreicas o la incidencia de cáncer. Sin embargo, estas descripciones no consideran la gravedad de los resultados. Los diversos peligros que pueden estar presentes en el agua se asocian con muy diversos resultados de salud que tienen impactos que van desde la diarrea leve hasta resultados potencialmente graves, como la fiebre tifoidea, el cáncer o la fluorosis ósea.

Se necesita un "indicador" común que se pueda utilizar para cuantificar y comparar la carga de morbilidad asociada a diferentes peligros relacionados con el agua, teniendo

3. METAS DE PROTECCIÓN DE LA SALUD

en cuenta diversas probabilidades, la gravedad y la duración de los efectos. Tal indicador debiera ser aplicable sin tener en cuenta el tipo de peligro (microbiológico, químico o radiológico) para permitir el uso de un abordaje consistente para cada peligro. El indicador que se usa en estas Guías son los años de vida ajustados en función de la discapacidad o AVAD (Recuadro 3.1). La Organización Mundial de la Salud ha utilizado el AVAD muy ampliamente para evaluar las prioridades de salud pública y la carga de morbilidad asociada a las exposiciones ambientales, en particular para los peligros microbiológicos.

Recuadro 3.1 Años de vida ajustados en función de la discapacidad

Los diversos peligros que pueden estar presentes en el agua pueden tener diferentes efectos en la salud. Algunos efectos son leves (por ejemplo, la diarrea), mientras que otros pueden ser graves (por ejemplo, el cólera, el síndrome hemolítico urémico asociado con *Escherichia coli* O157 o el cáncer). Algunos son agudos (por ejemplo, la diarrea), mientras que otros se presentan a largo plazo (por ejemplo, la hepatitis infecciosa o el cáncer). Algunos se relacionan especialmente con ciertos rangos de edad y grupos (por ejemplo, la fluorosis ósea en adultos mayores a menudo surge por la exposición prolongada a altos niveles de fluoruro en la infancia; la infección por el virus de la hepatitis E tiene una tasa de mortalidad muy alta entre las mujeres embarazadas). Además, un peligro puede causar efectos múltiples (por ejemplo, gastroenteritis, el síndrome de Guillain-Barré, artritis reactiva y mortalidad asociada a *Campylobacter*).

Con el fin de apoyar el establecimiento de prioridades de salud pública, se requiere de un indicador o “métrica” común que se pueda aplicar a todo tipo de peligros y que tome en cuenta los diferentes efectos en la salud, incluidas las probabilidades, la gravedad y la duración de los efectos. El indicador (AVAD) señala los años de vida ajustados en función de la discapacidad.

El AVAD se basa en el principio de la ponderación de cada impacto en la salud en términos de gravedad dentro del rango de 0 para una buena salud a 1 para la muerte. Luego, el dato de la ponderación se multiplica por la duración del efecto y el número de personas afectadas. En el caso de muerte, la duración se considera como los años perdidos en relación con la esperanza de vida normal. Con este abordaje, una diarrea leve con una ponderación de gravedad de 0.1 y una duración de 7 días resulta en un AVAD de 0.002, mientras que la muerte con una pérdida de 30 años de vida equivale a un AVAD de 30.

Así, AVAD = AVP (años de vida perdidos) + AVD (años vividos con una discapacidad o enfermedad). En este contexto, la discapacidad se refiere a un estado que resta valor a la buena salud.

Por ejemplo, la infección por rotavirus (en los países desarrollados) causa:

- diarrea leve (nivel de gravedad 0.1) que dura 7 días en el 97.5% de los casos;
- diarrea grave (gravedad clasificada en 0.23) que dura 7 días en el 2.5% de los casos;
- muerte rara de niños muy pequeños en el 0.015% de los casos.

Luego, el AVAD por caso se calcula de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} \text{AVAD} &= (0.1 \times 7/365 \times 0.975) + (0.23 \times 7/365 \times 0.025) + (1 \times 70 \times 0.00015) \\ &= 0.0019 + 0.0001 + 0.0105 \\ &= 0.0125 \end{aligned}$$

La infección por *Cryptosporidium* puede causar diarrea acuosa (ponderación de la gravedad de 0.067) con una duración de 7 días y muertes extremadamente raras en el 0.0001% de los casos. Esto equivale a un AVAD por caso de 0.0015.

Para más información sobre el uso de los AVAD en el establecimiento de metas de protección de la salud, ver el documento complementario *Quantifying public health risk in the WHO guidelines for drinking-water quality* (Anexo 1).

Una ventaja clave de utilizar el AVAD es que combina diferentes impactos en la calidad y cantidad de años de vida y su focalización en resultados reales en lugar de riesgos potenciales; por ello, apoya el establecimiento racional de prioridades de salud pública. Los AVAD se pueden utilizar para definir la carga de morbilidad tolerable y el nivel de riesgo de referencia.

En estas Guías, la carga de morbilidad tolerable se define como un límite superior de 10^{-6} AVAD por persona por año. Este límite superior de AVAD equivale a un riesgo de cáncer en exceso a lo largo de la vida de aproximadamente de 10^{-5} (es decir, 1 caso en exceso de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren diariamente agua de consumo humano que cumple la meta de calidad durante un período de 70 años), que es el nivel de riesgo utilizado en estas Guías con el fin de determinar los valores de referencia para los carcinógenos genotóxicos.

Expresar en AVAD las metas de protección de la salud para los riesgos químicos tiene la ventaja de permitir la comparación con los riesgos microbiológicos. Sin embargo, el uso del abordaje AVAD para las sustancias químicas ha sido limitado en la práctica debido a vacíos en el conocimiento.

En el corto plazo la meta de carga de morbilidad tolerable de 10^{-6} AVAD puede no ser factible ni realista en algunos lugares y circunstancias. Cuando la carga global de morbilidad por múltiples vías de exposición (agua, alimentos, aire, contacto personal directo, etc.) es muy alta, el establecimiento de 10^{-6} AVAD por persona por nivel de carga de morbilidad anual solo por la exposición al agua tendrá poco impacto en la carga de morbilidad global. Establecer un nivel menos riguroso del riesgo aceptable, como 10^{-5} o 10^{-4} AVAD por persona por año debido a la exposición al agua puede ser más realista y sigue siendo consistente con las metas de proporcionar agua segura de alta calidad.

3.3 Tipos de metas basadas en la protección de la salud

La naturaleza y la aplicación usual de las metas de protección de la salud se presentan en el cuadro 3.2. Las metas de protección de la salud difieren considerablemente con respecto a la cantidad de recursos que requieren su desarrollo e implementación, y la precisión con la que se pueden definir los beneficios de las acciones de gestión de riesgos para la salud pública. Las metas más precisas son las relacionadas con la salud, de las cuales se derivan las metas restantes, como se muestra en la figura 3.1. Cada tipo de meta se basa en la meta anterior que aparece en el cuadro 3.2; los supuestos con valores predeterminados se presentan entre los distintos tipos de metas. Las metas situadas en la parte superior del cuadro requieren un respaldo científico y técnico considerablemente mayor y están, por tanto, más estrechamente relacionadas con el nivel de protección de la salud. Las metas de la parte inferior del cuadro 3.2

3. METAS DE PROTECCIÓN DE LA SALUD

requieren menos interpretación para su implementación por parte de los profesionales, pero dependen de una serie de supuestos (por ejemplo, el establecimiento de metas relacionadas con tecnologías específicas en ausencia de datos suficientes sobre la calidad del agua de la fuente para aplicar metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas para la disminución de agentes patógenos microbiológicos). En la siguiente etapa del establecimiento de metas cuando no se disponga de datos críticos se deben hacer esfuerzos para recopilar información adicional. Esta mejora progresiva asegurará que las metas de protección de la salud sean tan pertinentes como sea posible a las circunstancias locales.

Cuadro 3.2 Naturaleza y aplicación de las metas de protección de la salud

| Tipo de meta | Naturaleza de la meta | Aplicaciones típicas | Notas |
|--|--|--|---|
| Meta relacionada con la salud | Carga de morbilidad tolerable definida | Meta de política de alto nivel establecida a nivel nacional, que se utiliza para informar el cálculo de metas del desempeño de las medidas adoptadas, de calidad del agua y relacionadas con tecnologías específicas | Estas Guías definen una carga de morbilidad tolerable de 10^{-6} AVAD por persona al año |
| | Sin efecto adverso o riesgo insignificante | Peligros químicos o radiológicos | Derivada de evaluaciones internacionales de riesgos químicos o de radionúclidos |
| Meta relacionada con la calidad del agua | Valores de referencia | Peligros químicos Generalmente, no se aplican metas relacionadas con la calidad microbiana del agua Generalmente, no se aplican metas relacionadas con la calidad radiológica del agua | Basada en evaluaciones individuales de riesgos químicos Se usa <i>Escherichia coli</i> como indicador de contaminación fecal y para verificar la calidad del agua Se aplican niveles de detección radiológica |
| Meta relacionada con el desempeño de las medidas adoptadas | Remoción de peligros específicos | Peligros microbianos (expresados como reducción logarítmica) Peligros químicos (expresados como porcentaje de remoción) | Metas específicas establecidas por el proveedor de agua basadas en la evaluación cuantitativa del riesgo microbiológicos y metas relacionadas con la salud o metas generales establecidas a nivel nacional Metas específicas establecidas por el proveedor de agua basadas en valores de referencia para sustancias químicas o metas generales establecidas a nivel nacional |
| Meta relacionada con tecnologías específicas | Tecnologías definidas | Control de peligros microbianos y químicos | Establecida a nivel nacional; basada en evaluaciones de la calidad del agua de la fuente, con frecuencia sustentada por el desempeño de las medidas adoptadas establecida o validada de la tecnología específica (por ejemplo, el requisito de filtración de las aguas superficiales) |

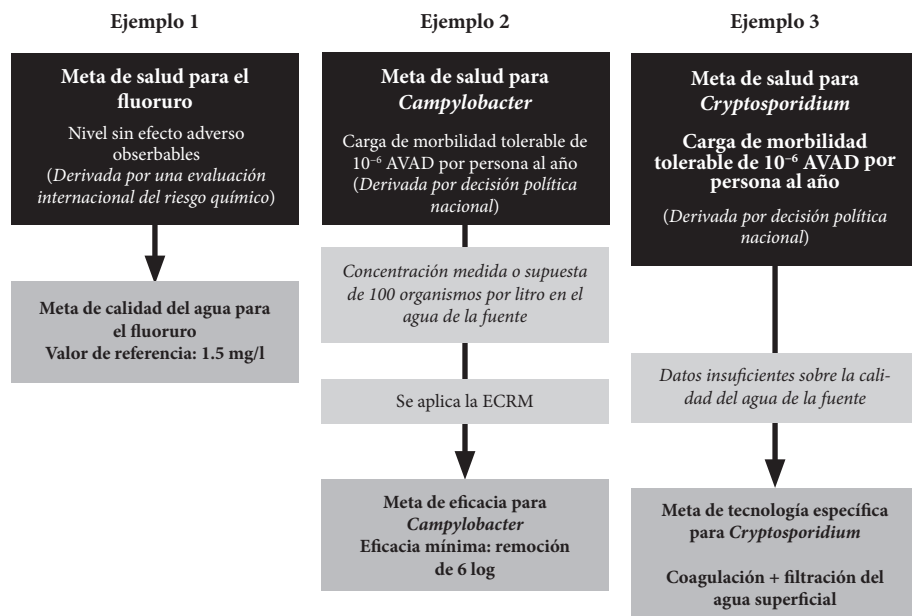


Figura 3.1 Ejemplos de cómo se establecen metas de protección de la salud para diversos peligros

Cuando se establecen metas de protección de la salud, se debe tener cuidado de tomar en cuenta los eventos de corto plazo y las fluctuaciones en la calidad del agua, junto con las condiciones "estables". Esto es particularmente importante cuando se elaboran metas del desempeño de las medidas adoptadas y metas relacionadas con tecnologías específicas. La calidad del agua se puede deteriorar en un corto plazo de manera significativa, por ejemplo, después de fuertes lluvias y durante el mantenimiento del sistema. Los eventos ligados a catástrofes y emergencias pueden dar lugar a periodos en los que la calidad del agua de la fuente está muy degradada y puede disminuir en gran medida la eficiencia de muchos procesos, o producir incluso una falla del sistema, lo que aumenta considerablemente la probabilidad de un brote de enfermedad. Eventos como estos proporcionan una justificación adicional del "principio de barreras múltiples" que tiene larga data en la provisión de agua de consumo humano segura.

Para los riesgos químicos, las metas de protección de la salud más comunes son las relacionadas con la calidad del agua, que utilizan los valores de referencia indicados en la sección 8.5. Las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas, expresadas en porcentaje de remoción, o las metas relacionadas con tecnologías específicas también se pueden aplicar a los peligros químicos.

Para los peligros microbiológicos, las metas de protección de la salud suelen ser las metas del desempeño de las medidas adoptadas o las relacionadas con tecnologías específicas. La elección de la meta se verá influenciada por el número de datos disponibles sobre la calidad del agua de la fuente; hay que tener en cuenta que las metas relacionadas con la eficacia requieren más información. Las metas

3. METAS DE PROTECCIÓN DE LA SALUD

relacionadas con la calidad del agua por lo general no se elaboran para organismos patógenos, ya que el monitoreo de los agentes patógenos en el agua de consumo final no se considera una opción viable ni eficaz en función de los costos. Las concentraciones de organismos patógenos equivalentes a una meta relacionada con la salud de 10^{-6} AVAD por persona al año suelen especificar menos de 1 organismo por 10^4 – 10^5 litros. Por lo tanto, es más factible y eficaz en función de los costos monitorear organismos indicadores como *E. coli*.

En la práctica, los riesgos para la salud pública provenientes del agua de consumo humano suelen atribuirse a un solo peligro por vez; por consiguiente, cuando se establecen metas, el nivel de riesgo de referencia se aplica independientemente a cada peligro.

3.3.1 Metas resultados relacionadas con la salud

Las descripciones más directas de la seguridad del agua de consumo humano son las metas relacionadas con la salud, como los límites superiores de la frecuencia de enfermedades diarreicas o la incidencia de cáncer. Estos límites superiores representan cargas de morbilidad tolerable y se establecen normalmente en el ámbito nacional. Ellos sustentan la derivación de metas de calidad del agua, del desempeño de las medidas adoptadas y las relacionadas con tecnologías específicas (Figura 3.1). Estas Guías definen una carga de morbilidad tolerable de 10^{-6} AVAD por persona al año. Para el umbral de productos químicos, la meta de salud se basa en niveles sin efecto adverso observable (vea la sección 8.2).

Las metas relacionadas con la salud se deben convertir en metas relacionadas con la calidad del agua, con las del desempeño de las medidas adoptadas o con tecnologías específicas para que puedan ser usadas por el proveedor de agua como parte del plan de seguridad del agua.

3.3.2 Metas relacionadas con la calidad del agua

Las metas relacionadas con la calidad del agua son la forma más común de meta de protección de la salud que se aplica a las sustancias químicas que se pueden encontrar en el agua de consumo humano. Los valores de referencia para sustancias químicas específicas descritas en la sección 8.5 proporcionan las metas relacionadas con la calidad del agua que se pueden utilizar para verificar que los planes de seguridad del agua han sido eficaces para gestionar los riesgos derivados de sustancias químicas en el agua de consumo humano.

Los valores de referencia se establecen sobre la base de evaluaciones internacionales de riesgos de efectos sobre la salud asociados con la exposición a sustancias químicas en el agua. En el desarrollo de normas nacionales de agua de consumo humano (o metas de protección de la salud) basadas en estos valores de referencia, será necesario tener en cuenta una variedad de condiciones ambientales, sociales, culturales, económicas, dietéticas y otras que afectan la exposición potencial, así como los supuestos predeterminados que se utilizan para calcular los valores de referencia. La exposición a sustancias químicas en el agua de consumo humano suele ser menor en comparación con otras fuentes (por ejemplo, alimentos, productos de consumo y aire), con algunas excepciones importantes (como el arsénico y el fluoruro). Esto puede conducir a metas

nacionales que difieren apreciablemente de los valores de referencia. En algunos casos, puede ser apropiado tomar medidas para evitar la exposición a una sustancia química de fuentes distintas del agua de consumo humano (por ejemplo, el plomo de las latas soldadas y de la gasolina).

Un ejemplo es la meta de protección de la salud para el fluoruro en el agua de consumo humano. En el cuadro A3.3 del Anexo 3 se recomienda un valor de referencia de 1.5 mg/l, con el comentario de que "Al establecer las normas nacionales se debe considerar el volumen de agua consumida y la ingesta de este elemento de otras fuentes". Por lo tanto, en un país con un clima cálido durante todo el año y donde el agua entubada es la fuente preferida de agua de consumo humano, las autoridades podrán seleccionar una meta de protección de la salud para el fluoruro con un valor de referencia inferior al recomendado, ya que se espera que el consumo de agua sea mayor. Asimismo, se debe revisar la meta de protección de la salud en términos de su impacto en el sector más vulnerable de la población.

Donde se hayan aplicado procesos de tratamiento de agua para eliminar o reducir sustancias químicas específicas (vea la sección 8.4 y el Anexo 5), para determinar los requisitos apropiados del tratamiento se deben utilizar las metas relacionadas con la calidad del agua.

Es importante que las metas relacionadas con la calidad del agua se establezcan solo para aquellas sustancias químicas que, luego de una evaluación rigurosa, se haya determinado que son un problema de salud o una preocupación para la aceptabilidad del agua de consumo humano por parte de los consumidores. No tiene valor práctico realizar mediciones de sustancias químicas que probablemente no se encuentren en el sistema, que estarán presentes solo en concentraciones mucho más bajas que el valor de referencia o que no tienen efectos en la salud humana ni en la aceptabilidad del agua de consumo humano. Un ejemplo son los radionúclidos en el agua de consumo humano, que pueden estar presentes en cantidades tan mínimas que su contribución a los riesgos generales para la salud provenientes del agua de consumo humano será insignificante. El análisis de los distintos radionúclidos requiere procedimientos sofisticados y costosos; por lo tanto, en estos casos, se puede adoptar la medición de alfa total y beta total para detectar la presencia de radionúclidos en el agua de consumo humano, como se discute en la sección 9.3.

Las metas relacionadas con la calidad del agua también se usan en el proceso de certificación de sustancias químicas que se encuentran en el agua como resultado de los procesos de tratamiento o de los materiales que entran en contacto con el agua. En estos casos, para su certificación se hacen suposiciones para establecer normas para productos químicos y materiales que pueden ser empleados. En general, se debe hacer aumentos progresivos respecto a los niveles que se encuentran en las fuentes de agua. Para algunos materiales (por ejemplo, de la gasfitería domiciliaria), los supuestos también deben tener en cuenta la liberación relativamente alta de algunas sustancias por un período corto después de la instalación.

Escherichia coli sigue siendo un importante indicador de contaminación fecal para verificar la calidad del agua, pero las mediciones de *E. coli* no representan una meta de la calidad de agua basada en el riesgo. El uso de *E. coli* como organismo indicador se discute con más detalle en el capítulo 7.

3.3.3 Metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas

Aunque las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas se pueden aplicar a los peligros químicos, su aplicación más común se da en el control de peligros microbiológicos en el abastecimiento por tuberías. Las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas ayudan en la selección y el uso de medidas de control capaces de prevenir que los organismos patógenos sobrepasen las barreras de protección de las fuentes y de los sistemas de tratamiento y distribución, y el crecimiento dentro del sistema de distribución.

Las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas definen los requisitos de la calidad del agua de la fuente. Idealmente, esto se debe basar en datos específicos del sistema; sin embargo, es frecuente que las metas se especifiquen en relación con categorías amplias de la calidad y tipo del agua de la fuente (vea la sección 7.2). El desarrollo de metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas requiere la integración de factores tales como la carga de morbilidad tolerable (riesgo aceptable), incluida la gravedad de las enfermedades, y, para los agentes patógenos, la evaluación cuantitativa de riesgos microbiológicos (vea la sección 7.2). No hay datos suficientes, y no es realista derivar metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas para todos los organismos patógenos que potencialmente se transmiten por el agua. Un abordaje práctico es desarrollar metas para agentes patógenos de referencia que representan a grupos de organismos patógenos (por ejemplo, bacterias, virus y protozoos). En la selección de los organismos patógenos de referencia se debe tener en cuenta las variaciones en la efectividad y confiabilidad del tratamiento, así como las condiciones locales, incluidas la prevalencia de enfermedades transmitidas por el agua y las características del agua de la fuente.

La aplicación más común de las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas es en la identificación de combinaciones adecuadas de procesos de tratamiento que permita reducir las concentraciones de organismos patógenos presentes en el agua de la fuente a un nivel que cumpla con las metas relacionadas con la salud y que, por lo tanto, sea segura. Esto normalmente se expresa en términos de reducción logarítmica. La selección de los procesos requiere de pruebas de que estos cumplirán las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas (es decir, la validación; vea las secciones 2.2.2 y 4.1.7). En la sección 7.3 se presentan ejemplos de los procesos de tratamiento y de reducción de organismos patógenos.

Se pueden aplicar las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas al control en la captación con el fin de reducir las concentraciones de agentes patógenos a través de medidas preventivas y evitar la entrada de contaminantes a través de los sistemas de distribución. Las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas también son importantes para certificar dispositivos en los puntos de uso y tecnologías específicas utilizadas en el tratamiento del agua de consumo humano. La certificación de dispositivos se discute en otra sección (vea la sección 1.2.9).

Las metas relacionadas con el desempeño de las medidas adoptadas se pueden aplicar a los peligros químicos. En comparación con las metas para los peligros microbiológicos, en este caso normalmente se aplican a sustancias químicas específicas y su desempeño o eficacia se mide en términos de porcentaje de reducción (vea la sección 8.4).

3.3.4 Metas relacionadas con tecnologías específicas

Las metas relacionadas con tecnologías específicas normalmente adoptan la forma de recomendaciones relativas a tecnologías aplicables en determinadas circunstancias (por ejemplo, la filtración y desinfección de aguas superficiales). La selección de tecnologías se suele basar en evaluaciones cualitativas del tipo y calidad del agua de la fuente (por ejemplo, agua superficial contaminada, agua subterránea protegida). Las metas relacionadas con tecnologías específicas se aplican con mayor frecuencia a pequeños abastecimientos comunitarios y a dispositivos utilizados en los hogares. Se pueden aplicar tanto a los peligros microbiológicos como químicos.

Los proveedores de pequeños sistemas de abastecimiento comunitario y municipal a menudo tienen capacidad y recursos limitados para desarrollar evaluaciones y metas de protección de la salud. Por lo tanto, los organismos reguladores nacionales deberían especificar directamente requisitos tecnológicos u opciones aprobadas. Estos pueden incluir, por ejemplo:

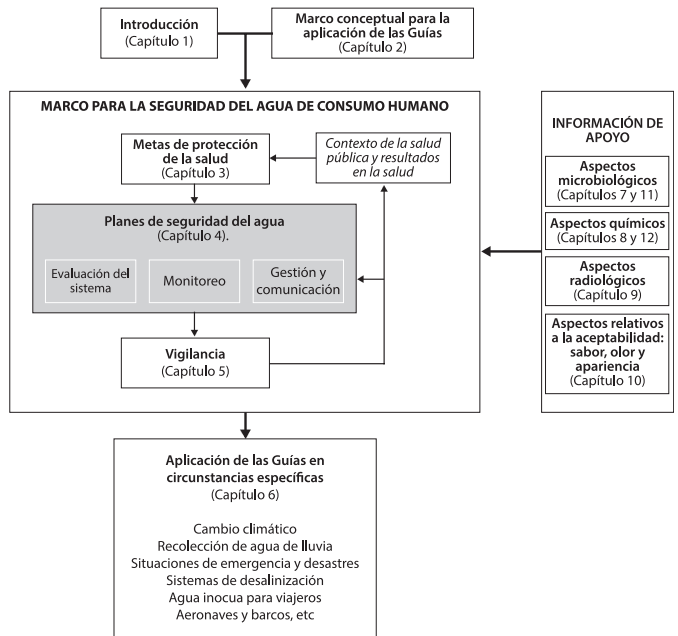
- procesos de tratamiento específicos y aprobados en relación con los tipos y características de las fuentes;
- proveer orientación sobre los requisitos para proteger las bocas de los pozos;
- requisitos para la protección de la calidad del agua de consumo humano en los sistemas de distribución.

Es importante revisar periódicamente las metas específicas para asegurar su actualización respecto a los conocimientos científicos prevalentes sobre la tecnología empleada y su aplicación.

4

Planes de seguridad del agua

El medio más efectivo de garantizar sistemáticamente la seguridad de un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano es aplicando un abordaje integral de evaluación y gestión de los riesgos que abarque todas las etapas del sistema de abastecimiento de agua, desde la captación hasta que llega al consumidor. En el presente documento, estos abordajes se denominan planes de seguridad del agua (PSA). El abordaje basado en los PSA ha sido desarrollado



para organizar y sistematizar una larga trayectoria de prácticas de gestión aplicadas al agua de consumo humano y garantizar que dichas prácticas sean aptas para gestionar la calidad del agua de consumo humano. Los PSA representan una evolución del concepto de encuestas sanitarias y evaluaciones de la vulnerabilidad que incluyen y abarcan todo el sistema de abastecimiento de agua y su operación. El abordaje de los PSA se basa en muchos de los principios y conceptos aplicados en otros sistemas de gestión de riesgos, en particular en el abordaje de barreras múltiples y en el análisis de peligros y puntos críticos de control (como se usa en la industria alimentaria).

Este capítulo se centra en los principios clave de los PSA, pero no constituye una guía exhaustiva sobre su aplicación. La información práctica sobre cómo desarrollar e implementar un PSA está disponible en los documentos complementarios *Water safety plan manual* y *Water safety planning for small community water supplies* (Anexo 1).

Los PSA varían en cuanto a su complejidad, de acuerdo con la situación. En

muchos casos, serán bastante sencillos y se centrarán en los factores de peligro fundamentales identificados para el sistema específico de abastecimiento de agua de consumo humano. La amplia variedad de ejemplos de medidas de control provistas en el siguiente texto no implica que todos estos sean apropiados en todos los casos.

De preferencia, deben diseñarse PSA para cada sistema específico de abastecimiento de agua de consumo humano. Para sistemas más pequeños, puede que una entidad con personería jurídica o una organización externa acreditada sea quien se encargue de la elaboración de PSA genéricos. 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 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 tiene tres componentes, alineados a las metas de protección de la salud (ver el capítulo 3) y supervisados a través de la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua (ver el capítulo 5). Estos son:

- 1) *evaluación del sistema* para determinar si la cadena de operaciones y procesos para el abastecimiento de agua de consumo humano (hasta el punto de consumo) puede suministrar agua cuya calidad cumpla con las metas identificadas. Esto también incluye la evaluación de los criterios de diseño de los sistemas nuevos;
- 2) *identificación de las medidas* que, en su conjunto, controlarán los riesgos identificados en un sistema de abastecimiento de agua y garantizarán el cumplimiento de las metas de protección de la salud. Para cada medida de control identificada, se debe definir un indicador apropiado para el monitoreo operacional que garantice la detección rápida y oportuna de cualquier desviación con respecto al funcionamiento requerido;
- 3) *planes de gestión y comunicación* que describan las medidas que deben adoptarse durante el funcionamiento en condiciones normales o cuando se produzcan incidentes, y que documenten los planes de evaluación del sistema, incluidos los relativos a las mejoras y ampliaciones, monitoreo y comunicación del sistema, así como los programas complementarios.

Los principales objetivos de un PSA para garantizar la aplicación de buenas prácticas de abastecimiento de agua de consumo humano son la prevención o minimización de la contaminación en las fuentes de agua, la reducción o eliminación de la contaminación a través de procesos de tratamiento y la prevención de la contaminación durante el almacenamiento, la distribución y la gestión del agua de consumo humano. Estos objetivos son aplicables tanto a los grandes sistemas de abastecimiento de agua por tuberías, como a los sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades (ver la sección 1.2.6) y a los sistemas domiciliarios, y pueden alcanzarse por medio de:

- el conocimiento del sistema específico y de su capacidad de suministrar agua que cumpla con las metas de calidad del agua;
- la identificación de las posibles fuentes de contaminación y la manera de cómo

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

- pueden controlarse;
- la validación de las medidas de control empleadas para controlar los factores de peligro;
 - la implementación de un sistema de monitoreo operacional de las medidas de control adoptadas en el sistema de abastecimiento de agua;
 - la adopción oportuna de medidas correctivas para garantizar el suministro continuo de agua segura; y
 - la verificación de la calidad del agua de consumo humano con el fin de comprobar la correcta ejecución del PSA y que su eficacia sea la necesaria para cumplir con las normas u objetivos de calidad del agua pertinentes a nivel nacional, regional y local.

Los PSA son una herramienta poderosa que permite al proveedor de agua de consumo humano gestionar el suministro de forma segura. También facilita la vigilancia por parte de las autoridades de salud pública. Los principales beneficios para los proveedores de agua que aplican los PSA incluyen:

- demostración de la “agilidad y rapidez debida”;
- mejora en el nivel de cumplimiento;
- racionalización y documentación de los procedimientos operativos existentes, que puede conducir a logros en términos de eficiencia, mejora del desempeño y respuesta más rápida a incidentes;
- inversiones de capital de largo plazo mejor enfocadas y debidamente justificadas en base a la evaluación de riesgos;
- mejora en la gestión de los conocimientos del personal actual e identificación de las brechas críticas en las habilidades del personal;
- mejora en las relaciones con las partes interesadas.

Uno de los desafíos y responsabilidades de los proveedores y reguladores del agua es anticipar, planificar y tomar en cuenta las variaciones climáticas y fenómenos meteorológicos extremos. Los PSA son una herramienta efectiva para gestionar dichas variaciones y los eventos climáticos extremos (ver también la sección 6.1).

Cuando una entidad definida es responsable de un sistema de abastecimiento de agua, su responsabilidad debería incluir la preparación e implementación de un PSA. Este plan normalmente debe ser revisado y concordado con la autoridad responsable de la protección de la salud pública para garantizar que se suministre agua de una calidad consistente con las metas definidas.

Cuando no existe un proveedor formal del servicio, la autoridad nacional o regional competente debe actuar como fuente de información y orientación sobre la forma adecuada de gestionar los sistemas de abastecimiento de agua individuales y comunitarios. Esto incluirá definir los requisitos para el monitoreo operacional y la gestión. En dichas circunstancias, los abordajes para la verificación dependerán de la capacidad de las autoridades y comunidades locales, y deberán ser parte de la política nacional.

Muchos proveedores de agua pueden enfrentar retos prácticos al iniciar, desarrollar

e implementar un PSA. Estos incluyen percepciones erradas respecto a que se debe seguir una metodología prescrita; que se deben tomar los pasos del PSA gestionando los riesgos desde la fuente hasta el consumidor en un orden definido; que el desarrollo de un PSA siempre requiere experiencia externa; que los PSA reemplazan y no tanto dependen de las buenas prácticas existentes; y que los PSA son necesariamente complicados y no son apropiados para sistemas de abastecimiento en pequeñas comunidades.

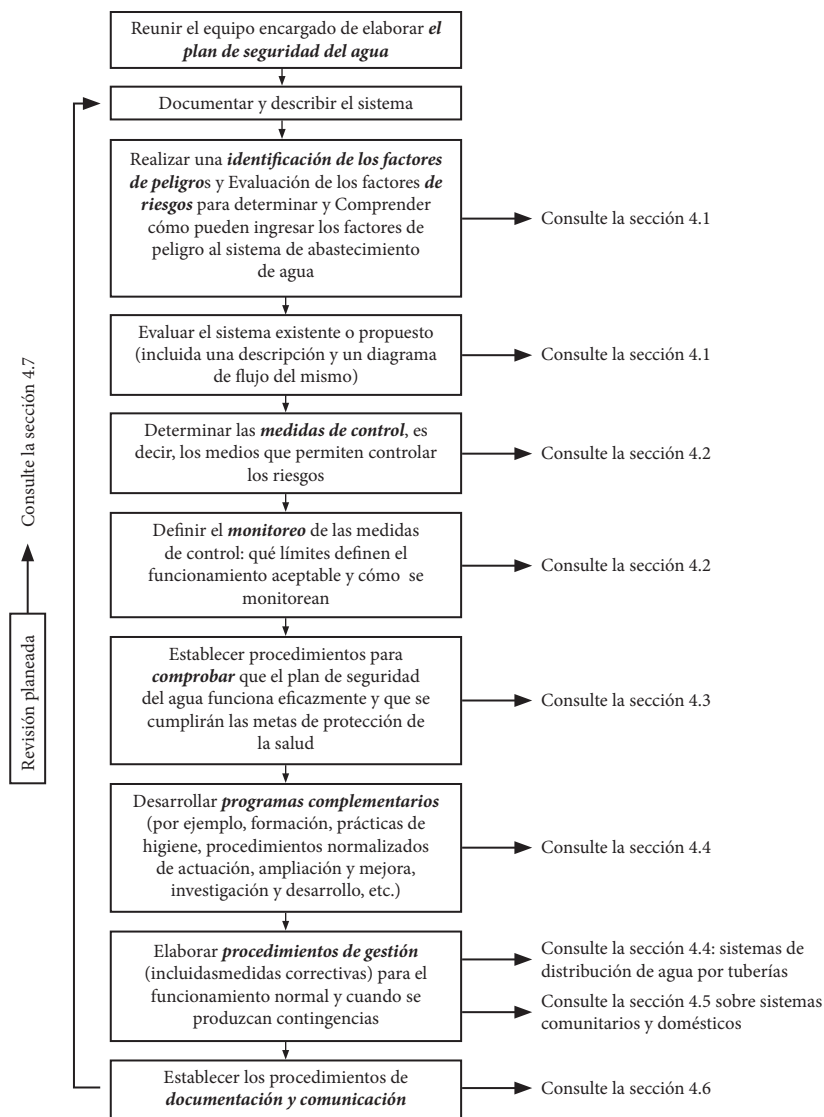


Figura 4.1 Visión general de los pasos para elaborar un plan de seguridad del agua

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

Si bien la implementación del PSA requiere un cierto estándar mínimo en términos de los pasos involucrados (figura 4.1), es un abordaje flexible que debe basarse en las prácticas existentes del proveedor de agua y adaptarse a la forma en que se organiza un proveedor.

El PSA es un paso esencial en la identificación de los factores de peligro y los riesgos asociados a la cuenca de origen donde está ubicada la captación del agua, particularmente cuando el proveedor de agua no gestiona la cuenca, o a sistemas de tratamiento y distribución ya establecidos. Un componente esencial es iniciar con el tratamiento actual para garantizar que esté operando a un nivel óptimo todo el tiempo, puesto que con frecuencia esta es la barrera clave que evita que los factores de peligro ingresen al agua de consumo humano. Se debe reconocer que incluso si se identifican otros factores de peligro en la cuenca de captación, la remediación puede tomar tiempo, y no por ello se debería demorar la preparación e implementación del PSA. De manera similar, iniciar el proceso para garantizar que el sistema de distribución permanezca intacto (no ha sufrido alteración o daño) y se gestione apropiadamente es un paso esencial que debe ser controlado por el proveedor de agua.

Muchos de los procedimientos inherentes al PSA, tales como documentar el sistema y garantizar que se establezcan procedimientos operativos estándar para cada uno de los procesos de tratamiento y la operación del sistema de distribución, son parte de las buenas prácticas de abastecimiento de agua de consumo humano. Por lo tanto, el PSA debe basarse en la práctica actual y debe incluso mejorarla.

Los PSA tampoco deben ser vistos como una iniciativa que compite con los actuales programas que se están implementando. Por ejemplo, un programa que se centra en el agua no facturada (p. ej., fugas), si bien está tratando ante todo un problema con la cantidad de agua, también es parte de un PSA. Un programa de agua no facturada abordaría temas como el abastecimiento intermitente y la baja presión de agua, los cuales son factores que contribuyen a la contaminación del agua de consumo humano en el sistema de distribución.

Se reconoce que no será posible establecer plenamente un PSA de una sola vez, sino que el mapeo del sistema, la identificación de los factores de peligro y la evaluación de los riesgos brindarán un marco para priorizar las medidas e identificar los requerimientos para continuar con las mejoras a medida que se disponga de los recursos. También identificarán y ayudarán a justificar la asignación de recursos y la inversión de forma que puedan ser priorizadas las intervenciones para que brinden el máximo beneficio y se pueda así optimizar los recursos y la inversión.

En algunos países, el sistema regulatorio es relativamente complejo. Un componente esencial de los PSA y la provisión de agua de consumo humano segura es la comunicación apropiada y el intercambio de información entre reguladores, incluidas las autoridades ambientales, y entre los reguladores o autoridades y los proveedores de agua. Esto es particularmente importante si se desea optimizar los recursos, donde la información compartida puede permitir el ahorro en todos los niveles, a la vez que se garantiza la mejora de los sistemas de abastecimiento de agua.

Los pequeños sistemas de abastecimiento siguen siendo un reto importante para muchos países, en parte debido a la limitación de recursos humanos, técnicos y financieros. La introducción de PSA ayuda a identificar pasos simples y costo-efectivos

que pueden tomarse para proteger y mejorar dichos sistemas. Es importante que las autoridades de salud enfatizen la importancia del agua de consumo humano segura entre los miembros de la comunidad local y revaloricen la función del operador en la comunidad. También resultaría útil para las autoridades relevantes brindar un recurso o punto de contacto donde los operadores puedan recibir asesoría y ayuda para la implementación del PSA.

4.1 Evaluación y diseño del sistema

La primera etapa en el desarrollo de un PSA es formar un equipo multidisciplinario de expertos con un conocimiento profundo del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano en cuestión. El equipo debe estar liderado por el proveedor de agua de consumo humano y contar con suficiente experiencia en la captación, tratamiento y distribución del agua de consumo humano. Por lo general, dicho equipo debería incluir personas con conocimientos sobre cada etapa del abastecimiento de agua de consumo humano y en muchos casos, representantes de un grupo más amplio de partes interesadas con una responsabilidad colectiva por el sistema de abastecimiento de agua desde la captación hasta el consumidor. Los equipos podrían incluir ingenieros, gestores de cuencas de captación y de sistemas de abastecimiento, especialistas en calidad del agua, profesionales especializados en ambiente o salud pública o higiene, personal operativo y representantes de los consumidores o de la comunidad. En la mayoría de los casos, el equipo incluirá a miembros de organismos externos, incluido el organismo regulador relevante. En el caso de sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades, puede ser útil contar con expertos externos además del personal operativo.

La gestión eficaz del sistema de agua de consumo humano exige un profundo conocimiento del sistema, de la diversidad y magnitud de los factores de peligro y los eventos peligrosos que pueden afectar al sistema, y de la capacidad de los procesos e infraestructura existentes para gestionar los riesgos reales o potenciales (también conocido como *encuesta sanitaria*). También requiere una evaluación de las capacidades para cumplir con las metas. Cuando se tiene planeado implementar un sistema nuevo o la ampliación de uno ya existente, el primer paso en el desarrollo de un PSA es la recolección y evaluación de toda la información relevante disponible y la consideración de qué riesgos pueden surgir durante el suministro de agua a los consumidores.

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano es la base de las etapas subsiguientes en la elaboración del

La gestión eficaz de riesgos requiere de la identificación de los factores de peligro y eventos peligrosos potenciales y una evaluación del nivel de riesgo que presenta cada uno. En este contexto

- un *factor de peligro* es un agente biológico, físico o radiológico que tiene el potencial de causar daños;
- un *evento peligroso* es un incidente o situación que puede conducir a la presencia de un peligro (lo que puede ocurrir y cómo);
- *riesgo* es la probabilidad de que los factores de peligro identificados causen daños a las poblaciones expuestas en un marco de tiempo específico, incluida la magnitud del daño y/o sus consecuencias.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

PSA en las que se planifican e implementan estrategias eficaces para el control de los factores de peligro.

Una descripción precisa del sistema, incluido un diagrama de flujo, facilita la revisión y evaluación de un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. La descripción del sistema debe brindar una visión general del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, incluida la caracterización de la fuente, la identificación de las posibles fuentes de contaminación en la cuenca de captación, las medidas de protección de los recursos hídricos y la fuente, los procesos de tratamiento, y las infraestructuras de almacenamiento y distribución (incluidos los sistemas con y sin tuberías). Es esencial que la descripción y el diagrama de flujo del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano sean conceptualmente precisos. Si la descripción no es correcta, pueden pasarse por alto factores de peligro potenciales que podrían ser significativos. Para garantizar su precisión, la descripción del sistema debe validarse cotejándolo visualmente con las características del sistema observadas en el terreno.

Los datos sobre la presencia de agentes patógenos y sustancias químicas en el agua de la fuente de origen y en el agua de consumo humano, junto con información respecto a la efectividad de los controles existentes, permiten evaluar si se pueden cumplir con las metas de protección de la salud en base a la infraestructura existente. También ayudan a identificar las medidas de gestión de la cuenca de captación, los procesos de tratamiento y las condiciones de funcionamiento del sistema de distribución que, dentro de lo razonable, se esperaría que cumplan con dichas metas de protección de la salud en caso de requerirse mejoras.

Con frecuencia puede resultar más eficaz invertir en medidas de prevención en la cuenca de captación que en grandes proyectos de infraestructura para controlar un factor de peligro.

Para garantizar la exactitud de la evaluación, incluido un estimado general del riesgo, es fundamental considerar de forma simultánea todos los elementos del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano (captación, tratamiento y distribución), así como tener en cuenta las interacciones entre dichos elementos y su efecto global.

4.1.1 Sistemas nuevos

Cuando se investigan o desarrollan fuentes de abastecimiento de agua de consumo humano, resulta prudente llevar a cabo una amplia gama de análisis para determinar la seguridad en general y las fuentes potenciales de contaminación de la fuente de abastecimiento de agua de consumo humano. Dichos análisis normalmente incluirían análisis hidrológicos, evaluaciones geológicas e inventarios de los usos del suelo para determinar los potenciales contaminantes químicos y radiológicos.

Cuando se diseñan sistemas nuevos, se deben tomar en cuenta todos los factores de la calidad del agua en la selección de tecnologías para la captación y tratamiento de nuevos recursos hídricos. Se deben tener en cuenta las variaciones, posiblemente significativas, en la turbiedad y otros parámetros de las aguas superficiales no tratadas.

Las plantas de tratamiento no deben diseñarse teniendo en cuenta los parámetros promedio de calidad del agua sino los ciclos de las variaciones conocidas o que puedan producirse en forma previsible con una frecuencia significativa; en caso contrario, los filtros pueden saturarse rápidamente o pueden sobrecargarse los depósitos de sedimentación. La agresividad química de algunas aguas subterráneas puede afectar la integridad de las bombas y de los revestimientos o cobertura de los pozos, causando altos niveles de hierro en el agua que son inaceptables, y ocasionando posibles averías y reparaciones costosas. Tanto la calidad como la disponibilidad del agua de consumo humano podrían verse afectadas y hacer peligrar la salud pública.

4.1.2 Recopilación y evaluación de datos disponibles

Las áreas que deben ser tomadas en consideración en la evaluación de un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano incluyen todos los factores de peligro reales o potenciales y los eventos peligrosos asociados a cada etapa del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano que podrían causar contaminación o la interrupción del sistema. En la mayoría de los casos, para analizar una cuenca donde se ubica la captación, será necesario consultar con la autoridad de salud pública y con otros sectores, incluidos los usuarios del suelo y el agua, y todos aquellos que regulan las actividades en la cuenca de captación. Es importante contar con un abordaje estructurado para garantizar que no se pasen por alto aspectos significativos y que se identifiquen las áreas de mayor riesgo.

La evaluación general del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano debe tomar en cuenta los datos históricos sobre la calidad del agua que puedan ayudar a comprender las características de la fuente de agua y el funcionamiento del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano tanto a lo largo del tiempo como luego de determinados eventos (p. ej. lluvias torrenciales). Para más ejemplos de aspectos que deben considerarse en la evaluación de los componentes del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, ver el Módulo 3 en el documento complementario *Water safety plan manual* y *Water safety planning for small community water supplies* (Anexo 1).

Priorización de los factores de peligro para su control

Una vez identificados los factores de peligro potenciales y sus fuentes, se debe comparar el riesgo asociado con cada factor de peligro o evento peligroso, de forma que se puedan establecer y documentar las prioridades para la gestión de riesgos. Si bien existen numerosos contaminantes que pueden comprometer la calidad del agua de consumo humano, no todos los factores de peligro o eventos peligrosos requerirán el mismo grado de atención.

Se puede describir el riesgo asociado a cada factor de peligro o evento peligroso al identificar la probabilidad de ocurrencia (p. ej., cierta, posible, excepcional) y evaluar la gravedad de las consecuencias en caso de producirse (p. ej., insignificantes, graves o catastróficas). El objetivo debe ser distinguir entre los factores de peligro o eventos peligrosos importantes y los que son menos importantes. El abordaje empleado generalmente requiere de una matriz semicuantitativa.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

Las matrices de puntuación simples generalmente aplican información técnica obtenida de las directrices, publicaciones científicas y prácticas de la industria junto con juicios de “expertos” bien informados en base al conocimiento y experiencia de los miembros del equipo del PSA, y corroborados por expertos externos o comparación con sistemas de referencia. La puntuación es específica a cada sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, puesto que cada sistema es único. Cuando se elaboran PSA genéricos para las tecnologías usadas por los sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades, la puntuación será específica para la tecnología en cuestión y no para el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano individual.

Al usar la clasificación de riesgos, las medidas de control se priorizarán con respecto a su importancia. Se puede aplicar una variedad de abordajes semicuantitativos y cualitativos a la clasificación de riesgos, y el Módulo 3 del documento complementario *Water safety plan manual* y *Water safety planning for small community water supplies* (Anexo 1) brinda una serie de ejemplos basados en la práctica. En el cuadro 4.1 se brinda un ejemplo de un abordaje semicuantitativo. La aplicación de esta matriz se basa en gran medida en juicios de expertos acerca de los riesgos para la salud pública que ocasionan los factores de peligro o eventos peligrosos.

Cuadro 4.1 Ejemplo de matriz de puntuación simple para la clasificación de riesgos

| Probabilidad | Gravedad de las consecuencias | | | | |
|------------------------|-------------------------------|------|----------|-------|--------------|
| | Insignificante | Leve | Moderada | Grave | Catastrófica |
| Casi cierta | 5 | 10 | 15 | 20 | 25 |
| Probable | 4 | 8 | 12 | 16 | 20 |
| Moderadamente probable | 3 | 6 | 9 | 12 | 15 |
| Improbable | 2 | 4 | 6 | 8 | 10 |
| Excepcional | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |

| | | | | |
|------------------------------|------|-------|-------|----------|
| Puntuación de los riesgos | < 6 | 6–9 | 10–15 | > 15 |
| Clasificación de los riesgos | Baja | Media | Alta | Muy alta |

En el cuadro 4.2 se brinda un ejemplo de descriptores que pueden usarse para clasificar la probabilidad de ocurrencia y la gravedad de las consecuencias. Debe determinarse un umbral por encima del cual todos los peligros requerirán atención inmediata. No sirve de mucho destinar grandes esfuerzos a considerar riesgos muy bajos.

Cuadro 4.2 Ejemplos de definiciones de categorías de probabilidad y gravedad que pueden usarse en la puntuación de los riesgos

| Elemento | Clasificación | Definición |
|-----------------------------------|---------------|---------------------|
| <i>Categorías de probabilidad</i> | | |
| Casi cierta | 5 | Una vez al día |
| Probable | 4 | Una vez a la semana |
| Moderadamente probable | 3 | Una vez al mes |

Cuadro 4.2 (continuación)

| Elemento | Clasificación | Definición |
|-------------------------------|----------------------|-------------------------------------|
| Improbable | 2 | Una vez al año |
| Excepcional | 1 | Una vez cada 5 años |
| <i>Categorías de gravedad</i> | | |
| Catastrófica | 5 | Impacto en la salud pública |
| Grave | 4 | Impacto regulatorio |
| Moderada | 3 | Impacto estético |
| Leve | 2 | Impacto en el cumplimiento |
| Insignificante | 1 | No tiene impacto o no es detectable |

Medidas de control

La evaluación y planificación de las medidas de control deben permitir garantizar el cumplimiento de las metas de protección de la salud y deben basarse en la identificación de los factores de peligro y la evaluación de riesgos. El nivel de control aplicado a un factor de peligro debe ser proporcional a la clasificación de riesgos asociada. La evaluación de las medidas de control incluye:

- identificar las medidas de control existentes para cada factor de peligro o evento peligroso desde la cuenca de captación hasta el consumidor;
- evaluar si las medidas de control, tomadas en su conjunto, son efectivas en la reducción del riesgo a niveles aceptables;
- de requerirse una mejora, evaluar las medidas de control alternativas y adicionales que podrían aplicarse.

La identificación e implementación de las medidas de control deben basarse en el principio de las barreras múltiples. La ventaja de este sistema es que si falla una barrera puede ser compensada por la operación efectiva de las barreras restantes, minimizando así la probabilidad de que los contaminantes lleguen a atravesar el sistema completo y alcancen concentraciones suficientes para causar daño a los consumidores. Muchas medidas de control pueden ayudar a controlar 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 las siguientes secciones se brindan ejemplos de diversas medidas de control.

Todas las medidas de control son importantes y se les debe prestar atención constante. Deben estar sujetas al monitoreo operacional y control, siendo el monitoreo y la frecuencia de la recolección de datos función del tipo de medida de control y de la rapidez con la que puede producirse el cambio (ver la sección 4.2).

4.1.3 Protección de los recursos y de las fuentes

La gestión efectiva de la cuenca donde está ubicada la captación tiene muchos beneficios. Al disminuir la contaminación de la fuente de agua, se reduce el nivel y complejidad de tratamiento requerido, lo que permite disminuir la generación de subproductos del tratamiento y minimizar los costos operativos.

Identificación de los factores de peligro

Es importante comprender las razones de las variaciones de la calidad del agua no tratada, puesto que influirá en las necesidades de tratamiento, en la eficiencia del mismo y en el riesgo para la salud asociado al agua tratada. En general, la calidad del agua no tratada está influenciada por factores tanto naturales como derivados del uso humano. Los factores naturales importantes incluyen la vida silvestre, el clima, la topografía, la geología y la vegetación. Los factores derivados del uso humano incluyen fuentes puntuales (p. ej., descargas de aguas residuales) y fuentes no puntuales (p. ej., escorrentía superficial). Por ejemplo, las descargas de aguas residuales municipales pueden ser una fuente importante de agentes patógenos; el agua de la escorrentía urbana y el ganado pueden contribuir considerablemente a la carga microbiológica; las actividades recreativas donde hay contacto corporal pueden ser una fuente de contaminación fecal; y el agua de la escorrentía agrícola, incluidos los agroquímicos y el estiércol, puede dificultar las operaciones de tratamiento.

Las medidas de control son actividades o procesos que se realizan en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano y se usan para eliminar o reducir considerablemente la ocurrencia de un peligro para la seguridad del agua. Estas medidas se aplican en su conjunto para garantizar que el agua de consumo humano cumpla de modo sistemático con las metas de protección de la salud.

Ya sea que el agua se obtenga de fuentes superficiales o subterráneas, es importante conocer las características de la cuenca de captación o acuífero local, e identificar y gestionar los escenarios que podrían dar lugar a la contaminación del agua. Puede parecer que la competencia por el uso del agua y la presión por el incremento de 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, a menudo es posible introducir buenas prácticas en el uso del suelo y la contención de peligros sin restringir considerablemente las actividades, y la colaboración entre las partes interesadas puede ser una herramienta poderosa para reducir la contaminación sin tener que disminuir los beneficios que las actividades traen para el desarrollo.

La protección de los recursos y de la fuente constituye la primera barrera de protección de la calidad del agua de consumo humano. Si la gestión de la cuenca de captación no es competencia del proveedor de agua de consumo humano, la planificación e implementación de las medidas de control deberán coordinarse con otros organismos. Estos pueden incluir autoridades de planificación, juntas de gestión de cuencas de captación, reguladores de recursos hídricos y medioambientales, autoridades viales, servicios de emergencia y entidades agropecuarias, industriales u otras cuyas actividades afectan la calidad del agua. Inicialmente, puede no ser posible aplicar todas las medidas de protección de los recursos y de la fuente; no obstante, se debe dar prioridad a la gestión de la cuenca de captación. Esto permitirá generar un sentido de pertenencia y responsabilidad conjunta por los recursos de agua de consumo humano a través de los organismos que representan a múltiples partes interesadas y

que evalúan los riesgos de contaminación y desarrollan planes para reducir dichos riesgos mediante la mejora de las prácticas de gestión.

Las aguas subterráneas de acuíferos profundos y confinados generalmente son microbiológicamente seguras 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 agrícolas (p. ej., de agentes patógenos, nitratos y plaguicidas), las redes de saneamiento y alcantarillado locales (p. ej., de agentes patógenos y nitratos) y los residuos industriales. Para más ejemplos de factores de peligro y eventos peligrosos que deben tenerse en cuenta en un análisis de factores de peligro y evaluación de riesgos, ver el Módulo 4 en el documento complementario *Water safety plan manual* y el documento complementario *Protecting groundwater for health* y *Protecting Surface water for health* (Anexo 1).

Medidas de control

La protección efectiva de los recursos hídricos y fuentes de agua incluye los siguientes elementos:

- desarrollar e implementar un plan de gestión de la cuenca de captación, que incluya medidas de control para proteger las fuentes de aguas superficiales y subterráneas;
- garantizar que las regulaciones de planificación protejan los recursos hídricos (planificación de los usos del suelo y gestión de la cuenca) de actividades potencialmente contaminantes, y que se vigile su aplicación;
- sensibilizar a la comunidad sobre el impacto de las actividades humanas en la calidad del agua.

Cuando se dispone de varias fuentes de agua, puede haber flexibilidad en la selección del agua destinada a tratamiento y abastecimiento. Puede ser posible evitar tomar agua de los ríos y arroyos cuando la calidad del agua es deficiente (p. ej., luego de una lluvia torrencial) a fin de reducir el riesgo y prevenir problemas potenciales en los procesos de tratamiento subsiguientes.

La retención del agua en embalses puede reducir el número de microorganismos fecales a través de la sedimentación y la inactivación, incluida la desinfección por efecto de la radiación solar (ultravioleta), pero posibilita también la introducción de otros contaminantes. La mayoría de los microorganismos patógenos de origen fecal (agentes patógenos entéricos) no sobreviven indefinidamente en el ambiente. Una proporción considerable de las bacterias entéricas morirá al cabo de unas semanas. Los virus y protozoos entéricos suelen sobrevivir durante más tiempo (semanas a meses) pero a menudo se eliminan por medio de la sedimentación y la competencia de los microorganismos autóctonos. La retención también permite que el material suspendido se sedimente, haciendo que la desinfección posterior sea más efectiva y reduciendo la formación de subproductos de la desinfección (SPD).

Las medidas de control para fuentes de aguas subterráneas deben incluir proteger de la contaminación el acuífero y la zona próxima a la boca del pozo y garantizar la integridad física de la perforación (superficie sellada, revestimiento intacto, etc.);

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

se puede encontrar más información en el documento complementario *Protecting groundwater for health* (Anexo 1).

Para más ejemplos de medidas de control para la protección eficaz de las fuentes de agua y las cuencas de captación, y los sistemas de extracción y almacenamiento de agua, ver el Módulo 4 en el documento complementario *Water safety plan manual* y el documento complementario *Protecting Surface water for health* (Anexo 1). También se puede encontrar información adicional sobre el uso de los organismos indicadores en la caracterización de la cuenca de captación en el capítulo 4 del documento complementario *Assessing microbial safety of drinking water* (Anexo 1).

4.1.4 Tratamiento

Después de la protección de la fuente de agua, las siguientes barreras contra la contaminación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano son los procesos de tratamiento de agua, incluidas la desinfección y la eliminación de contaminantes por medios físicos.

Identificación de los factores de peligro

Se pueden introducir factores de peligro durante el tratamiento, o los eventos peligrosos pueden permitir que los contaminantes ingresen al proceso de tratamiento en concentraciones significativas. En el proceso de tratamiento pueden introducirse en el agua de consumo humano componentes como las sustancias o derivados de los productos químicos utilizados o materiales en contacto con el agua. La alta turbiedad esporádica de la fuente de agua puede saturar los procesos de tratamiento, permitiendo el ingreso de agentes patógenos entéricos en el agua tratada y en el sistema de distribución. De manera similar, la filtración deficiente luego del retrolavado de los filtros puede ocasionar la introducción de agentes patógenos en el sistema de distribución.

Para ejemplos de factores de peligro y eventos peligrosos que pueden afectar la eficacia del tratamiento del agua de consumo humano, ver el Módulo 3 en el documento complementario *Water safety plan manual* y *Water safety planning for small community water supplies* (Anexo 1).

Medidas de control

Las medidas de control pueden incluir el tratamiento previo, la coagulación, la floculación o sedimentación, la filtración y la desinfección.

El pretratamiento incluye procesos tales como el uso de prefiltros o microtamices, el almacenamiento independiente del flujo de agua y la filtración de ribera. Las opciones de tratamiento previo pueden ser compatibles con una variedad de procesos de tratamiento que varían en complejidad, desde la desinfección simple hasta los procesos de membrana. El tratamiento previo puede reducir o estabilizar la carga microbiológica, de materia orgánica natural y de partículas.

Las operaciones de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración eliminan partículas, incluidos los microorganismos (bacterias, virus y protozoos). Es importante optimizar y controlar los procesos para lograr un desempeño consistente y confiable. La coagulación química es el paso más importante

para determinar la eficiencia de eliminación de la turbiedad durante los procesos de coagulación, floculación y clarificación. También afecta directamente a la eficiencia de eliminación de partículas en las unidades de filtración en medio granular y afecta indirectamente a la eficiencia de la desinfección. Si bien es improbable que la propia coagulación introduzca algún peligro microbiológico nuevo al agua tratada, cualquier avería o funcionamiento ineficiente podría incrementar la carga microbiológica que ingresa al sistema de distribución del agua de consumo humano.

En el tratamiento del agua de consumo humano se utilizan varios 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). Con un diseño y operación apropiados, la filtración puede actuar como una barrera consistente y efectiva contra los microorganismos patógenos y en algunos casos, puede ser la única barrera de tratamiento (p. ej., para eliminar ooquistes de *Cryptosporidium* mediante filtración directa cuando se utiliza el cloro como único desinfectante).

La aplicación de una concentración adecuada de desinfectante es un elemento esencial para que la mayoría de sistemas de tratamiento logren la reducción necesaria del riesgo microbiológico. La aplicación del concepto Ct (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 usa la desinfección, deben considerarse medidas para minimizar la formación de SPD.

El proceso de desinfección más comúnmente usado es la cloración, aunque también se utilizan la ozonización, la radiación ultravioleta, la cloraminación y la aplicación de dióxido de cloro. Estos métodos son muy eficaces para destruir las bacterias y pueden ser razonablemente eficaces en la inactivación de virus (dependiendo del tipo), y algunos pueden incluso inactivar 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 la coagulación o floculación (para reducir la concentración de partículas y la turbiedad), y seguida de la desinfección (mediante un desinfectante o combinación de desinfectantes).

El almacenamiento del agua, después de su desinfección y antes de su suministro a los consumidores, puede mejorar la desinfección al incrementar los tiempos de contacto con el desinfectante. Esto puede ser particularmente importante para microorganismos más resistentes, tales como *Giardia* y algunos virus.

Para ejemplos de medidas de control del tratamiento, ver el Módulo 4 en el documento complementario *Water safety plan manual* y *Water safety planning for small community water supplies* (Anexo 1). Se puede encontrar más información en el documento complementario *Water treatment and pathogen control* (Anexo 1).

4.1.5 Sistemas de distribución de agua por tuberías

El tratamiento de agua debe optimizarse para prevenir la proliferación microbiológica, la corrosión de los materiales de las tuberías y la formación de depósitos.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

El mantenimiento de una buena calidad del agua en el sistema de distribución dependerá del diseño y operación del sistema, y de los procedimientos de mantenimiento e inspección aplicados para prevenir la contaminación, y para evitar y eliminar la acumulación de depósitos en el interior del sistema.

Identificación de los factores de peligro

La protección del sistema de distribución es esencial para brindar agua de consumo humano segura. Debido a la naturaleza del sistema de distribución, que puede incluir muchos kilómetros de tuberías, tanques de almacenamiento e interconexiones con usuarios industriales, y el potencial de manipulación y vandalismo, es posible la contaminación microbiológica y química del sistema. Para más ejemplos de factores de peligro y eventos peligrosos en sistemas de distribución por tuberías, ver el Módulo 3 en el documento complementario *Water safety plan manual* (Anexo 1).

Cuando se produce la contaminación por agentes patógenos entéricos o sustancias químicas peligrosas en el sistema de distribución, es probable que los consumidores terminen expuestos. En el caso del ingreso de agentes patógenos, incluso cuando se emplean desinfectantes residuales para limitar la presencia microbiológica, estos pueden ser inadecuados para reducir la contaminación o pueden ser ineficaces contra algunos o todos los tipos de agentes patógenos introducidos. Como resultado, los agentes patógenos pueden estar presentes en concentraciones que podrían producir infección y enfermedad.

Cuando el suministro de agua es intermitente, la consiguiente presión baja del agua permitirá el ingreso de agua contaminada al sistema a través de roturas, grietas, juntas y pequeños agujeros. El suministro intermitente no es deseable pero es muy común en muchos países y con frecuencia está asociado a la contaminación del agua. El control de la calidad del agua en sistemas de suministro intermitente representa un reto significativo, puesto que aumentan significativamente los riesgos de infiltración y reflujo. Los riesgos pueden elevarse de acuerdo con la estación puesto que cuando el suelo está húmedo aumenta la probabilidad de que se produzca un gradiente de presión desde el suelo hacia la tubería. Cuando los contaminantes ingresan a las tuberías de un sistema de suministro intermitente, la recarga del sistema cuando se restaura el suministro puede incrementar los riesgos para los consumidores, ya que se podría esperar que un “golpe” concentrado de agua contaminada recorra el sistema. Cuando se utiliza el almacenamiento domiciliario para contener el suministro intermitente, para reducir la proliferación microbiológica puede ser necesario el uso localizado de desinfectantes.

El agua de consumo humano que ingresa al sistema de distribución puede contener amebas de vida libre y cepas ambientales de diversas especies de bacterias heterotróficas y hongos. Bajo condiciones favorables, las amebas y heterótrofos, incluidas las cepas de *Citrobacter*, *Enterobacter* y *Klebsiella*, pueden colonizar los sistemas de distribución 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 humano con efectos adversos para la salud de la población general,

con la posible excepción de las personas con inmunodeficiencia grave (ver el documento complementario *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*; Anexo 1).

Las temperaturas y las concentraciones de nutrientes del agua de los sistemas de distribución generalmente no son lo suficientemente elevadas para inducir la proliferación de *E. coli* (ni de otras bacterias patógenas entéricas) con la formación de biopelículas. Por lo tanto, debe considerarse que la presencia de *E. coli* es indicadora de contaminación fecal reciente.

Los desastres naturales, incluidas las inundaciones, las sequías y los terremotos, pueden afectar considerablemente los sistemas de distribución de agua por tuberías.

Medidas de control

El agua que ingresa al sistema de distribución debe ser microbiológicamente segura e, idóneamente, debe también ser biológicamente estable. El propio sistema de distribución debe brindar una barrera segura contra la contaminación del agua durante su transporte al usuario. El mantenimiento de un desinfectante residual en todo el sistema de distribución puede proteger en cierta medida contra la recontaminación y limitar los problemas de proliferación microbiana. La cloraminación ha resultado exitosa en el control de *Naegleria fowleri* en el agua y los sedimentos contenidos en tuberías de gran longitud, y puede reducir la repropagación de *Legionella* en edificios previamente contaminados.

El desinfectante residual brindará protección parcial contra la contaminación microbiana, pero también hay que considerar el uso de bacterias indicadoras de contaminación fecal convencionales, tales como *E. coli* porque el desinfectante residual puede enmascarar la detección de contaminación, particularmente por organismos resistentes. Cuando se utiliza un desinfectante residual en un sistema de distribución, se deben tomar en cuenta medidas para minimizar la producción de SPD.

Los sistemas de distribución de agua deben estar completamente protegidos, y los tanques y depósitos de almacenamiento deben contar con una cobertura de protección 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, contribuyen a evitar la proliferación microbiana. Se puede adoptar una serie de estrategias para mantener la calidad del agua en el sistema de distribución, incluido el uso de válvulas de reflujo, el mantenimiento de un gradiente de presión positiva a lo largo del sistema y la implementación de procedimientos de mantenimiento eficaces. También es importante aplicar medidas de seguridad apropiadas para prevenir el acceso no autorizado y la manipulación de las instalaciones de abastecimiento de agua de consumo humano.

Las medidas de control pueden incluir el uso de un desinfectante químico secundario más estable (p. ej., cloraminas en lugar de cloro libre), la ejecución de un programa de renovación y purgado de las tuberías y de renovación de su recubrimiento, y el mantenimiento de un gradiente de presión positiva en el sistema de distribución. La reducción del tiempo de permanencia del agua en el sistema, al evitar su estancamiento en los depósitos de almacenamiento, corto circuitos y puntos ciegos, también contribuirá a mantener la calidad del agua de consumo humano. Para otros ejemplos de medidas de control del sistema de distribución, ver el Módulo 4 en el documento

complementario *Water safety plan manual* (Anexo 1). También se puede encontrar más información en el documento complementario *Safe piped water* (Anexo 1).

4.1.6 Sistemas comunitarios y domiciliarios sin distribución por tuberías

Identificación de los factores de peligro

Para sistemas de agua de consumo humano comunitario y domiciliario sin distribución por tuberías, lo ideal sería realizar la identificación de los factores de peligro según el caso. Sin embargo, en la práctica, generalmente se basa en supuestos generales relativos a las situaciones de peligro asociadas a los diferentes tipos de sistemas o tecnologías, que pueden definirse a nivel nacional o regional.

Para ejemplos de factores de peligro y situaciones peligrosas potencialmente asociadas a varias fuentes de agua sin distribución por tuberías, ver el Módulo 3 en el documento complementario *Water safety plan manual* (Anexo 1). También se brinda mayor orientación en el documento complementario *Water safety plans* (Anexo 1) y en el volumen de 1997 titulado *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

Medidas de control

Idealmente, las medidas de control requeridas dependen de las características de la fuente de agua y de la cuenca de captación asociada; en la práctica, se pueden aplicar abordajes estándar para cada tipo de agua o cuenca, en lugar de evaluar cada sistema de forma independiente.

Para ejemplos de medidas de control para diversos tipos de fuentes sin distribución por tuberías, ver el Módulo 4 en el documento complementario *Water safety plan manual* (Anexo 1) y el informe de 1997 titulado *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997).

En la mayoría de los casos, la contaminación de las aguas subterráneas puede ser controlada mediante una combinación de medidas sencillas. En ausencia de fracturas o fisuras, que pueden producir el paso rápido de contaminantes a la fuente, el agua subterránea en acuíferos confinados o profundos generalmente estará libre de microorganismos patógenos. Los pozos sondeo (que son profundos) deben estar revestidos hasta una profundidad razonable, y sus bocas deben estar impermeabilizadas para prevenir el ingreso de agua superficial o agua subterránea poco profunda.

Los sistemas de recolección de agua de lluvia, particularmente aquellos que almacenan el agua en depósitos situados sobre el terreno, pueden ser una fuente de agua relativamente segura (ver la sección 6.2). Las principales fuentes de contaminación son las aves, los pequeños mamíferos y los escombros acumulados en los techos. El impacto de estas fuentes se puede minimizar mediante medidas simples: los canalones deben limpiarse con regularidad, en lo posible deben eliminarse las ramas que cuelgan sobre el tejado (puesto que pueden ser una fuente de escombros y favorecer el acceso de aves y pequeños mamíferos a las áreas de captación del tejado) y las tuberías de entrada a los depósitos deben incluir tamices que eviten la entrada de hojas. Se recomienda el uso de dispositivos de desviación del agua de la purga inicial, para que impidan la entrada de la primera fracción de agua (de 20 a 25 litros) que lava el tejado

a los depósitos. Si no se cuenta con este tipo de dispositivos, se puede obtener el mismo resultado con una bajante desmontable que se conecta o desconecta manualmente.

En general, para garantizar la seguridad microbiológica, las aguas superficiales deberán, al menos desinfectarse y en general también filtrarse. La primera barrera se basa en minimizar la contaminación en la fuente de abastecimiento causada por residuos humanos, el ganado y otros factores de peligros.

Mientras más protegida esté la fuente de abastecimiento de agua, menor será la necesidad de recurrir a su tratamiento o desinfección. El agua debe protegerse durante su almacenamiento y suministro a los consumidores, garantizando que los sistemas de distribución y almacenamiento estén protegidos. Esto se aplica tanto a sistemas comunitarios por tuberías como al agua suministrada por vendedores ambulantes (sección 6.3). Para proteger de la contaminación el agua que se almacena en el hogar, pueden usarse recipientes de almacenamiento cerrados o con otro tipo de diseño que eviten la introducción de manos, cucharones u otras fuentes de contaminación externas.

Para el control de los peligros químicos, se puede recurrir primero a la caracterización inicial de las fuentes y luego asegurar la calidad y el comportamiento adecuado de los productos químicos, materiales y dispositivos utilizados en el tratamiento de agua, incluidos los sistemas de almacenamiento de agua.

Se pueden desarrollar genéricamente modelos de PSA para los siguientes tipos de sistemas de abastecimiento de agua:

- aguas subterráneas de pozos sondeo protegidos o pozos con bombeo mecanizado;
- tratamiento convencional del agua;
- filtración en múltiples etapas;
- almacenamiento y distribución a través de sistemas de abastecimiento por tuberías gestionados por el proveedor;
- vendedores ambulantes de agua;
- agua suministrada en medios de transporte (aviones, barcos y trenes);
- pozos entubados con extracción manual del agua;
- manantiales con extracción manual del agua;
- pozos excavados protegidos simples;
- sistemas de captación de agua de lluvia.

También se brinda orientación sobre cómo garantizar la seguridad del agua durante su recolección, transporte y almacenamiento a nivel domiciliario (ver el documento complementario *Managing water in the home*; Anexo 1). Dicha orientación debe complementarse con programas de educación sanitaria para apoyar la promoción de la salud y reducir la incidencia de enfermedades relacionadas con el agua.

4.1.7 Validación

El PSA debe estar respaldado por información técnica que sea precisa y confiable a fin de que se pueda utilizar para prever y gestionar los factores de peligro y eventos peligrosos para los que se estableció. La validación consiste en obtener información sobre la eficacia de las medidas de control. Dependiendo del tipo de control, la

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

validación se puede hacer mediante una inspección en el sitio, usando datos o publicaciones existentes o programas de monitoreo focalizados a fin de demostrar su eficacia en circunstancias normales y excepcionales.

Es necesario validar los procesos de tratamiento para comprobar que dichos procesos pueden operar según lo requerido y reducir los factores de peligro a los niveles requeridos. En el caso de peligros microbiológicos, estos niveles requeridos comúnmente adoptan la forma de metas relacionadas con la eficacia y se basan en el uso de agentes patógenos de referencia (ver la sección 7.2). La validación se puede llevar a cabo durante los estudios de la fase piloto o durante la implementación inicial de un sistema de tratamiento de agua nuevo o modificado. También es una herramienta útil para la optimización de los procesos de tratamiento existentes.

La primera etapa de la validación consiste en evaluar la información ya existente, que incluirá la obtenida de publicaciones científicas, organismos de la industria relevantes, asociación y evaluación comparativa con autoridades de más alto nivel, especificaciones de los fabricantes y datos históricos. Esta etapa determinará que pruebas es necesario realizar. Es importante que los datos usados en la validación sean de importancia para las condiciones específicas del sistema, puesto que las variaciones en la composición y la calidad del agua, por ejemplo, pueden tener un impacto significativo en la eficacia de las medidas de control.

La validación no se aplica a la gestión cotidiana de los suministros de agua de consumo humano; por ello, pueden aplicarse parámetros microbiológicos que serían inapropiados para el monitoreo operacional, y a menudo se puede tolerar tanto el retraso en la entrega de los resultados como los costos adicionales de la medición de agentes patógenos. Se deben elegir los parámetros de forma que reflejen los microorganismos que están siendo seleccionados para su remoción (ver la sección 7.2). En la validación cada vez más se usan los parámetros indicadores. Por ejemplo, el colifago se puede usar para evaluar la efectividad de la eliminación de virus mediante procesos de filtración o para medir la efectividad de los procesos de desinfección, mientras que *Clostridium perfringens* se puede usar para medir la efectividad de la eliminación de protozoos mediante procesos de filtración.

La validación no debe confundirse con el monitoreo operacional de rutina, que está diseñado para mostrar que las medidas de control validadas siguen funcionando de forma eficaz (ver la sección 4.2). El proceso de validación a menudo conduce a mejoras en la eficacia de las operaciones puesto que permite identificar los modos de operación más eficaces y robustos. Los beneficios adicionales del proceso de validación pueden incluir la identificación de los parámetros de monitoreo operacional más adecuados para el control y para que la unidad funcione adecuadamente.

4.1.8 Modernización y mejoras

La evaluación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano puede indicar que las prácticas y medidas de control existentes pueden no garantizar la seguridad del agua de consumo humano. En algunos casos, puede bastar con revisar, documentar y formalizar estas prácticas y realizar las mejoras pertinentes; en otros, pueden ser necesarios cambios en la infraestructura. La evaluación del sistema debe

usarse como base para desarrollar un plan que aborde las necesidades identificadas para la plena aplicación de un PSA.

La mejora del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano puede abarcar una amplia variedad de temas, tales como:

- obras de gran envergadura;
- capacitación;
- mejora de los procedimientos operativos;
- programas de consulta comunitaria;
- investigación y desarrollo;
- elaboración de protocolos para contingencias;
- comunicación y reporte.

Los planes de ampliación y mejora pueden incluir programas de corto plazo (p. ej. un año) o largo plazo. Las mejoras de corto plazo podrían incluir, por ejemplo, mejoras en los servicios de consulta a las comunidades y el desarrollo de programas de sensibilización comunitaria. Los proyectos de obras de gran envergadura y de largo plazo podrían consistir en el techado de los depósitos de almacenamiento de agua o en mejoras de la coagulación y filtración.

La implementación de planes de mejora puede tener implicaciones presupuestarias significativas y por lo tanto, requerir un análisis detallado y una priorización cuidadosa que tenga en cuenta los resultados de la evaluación de riesgos. Para confirmar que se hayan realizado las mejoras y que estas están siendo eficaces debe monitorearse la implementación de los planes. Las medidas de control con frecuencia son costosas, y no pueden tomarse decisiones sobre la mejora de la calidad del agua sin tener en cuenta otros aspectos del abastecimiento de agua de consumo humano que compiten por recursos financieros limitados. Se deberán establecer prioridades, y puede que se tenga que dilatar la realización de mejoras durante cierto periodo de tiempo.

4.2 Monitoreo operacional y medidas de control

El monitoreo operacional es un conjunto de actividades planificadas y rutinarias que se usan para evaluar la eficacia de las medidas de control. En el monitoreo operacional, el proveedor de agua de consumo humano monitorea oportunamente cada medida de control para permitir una gestión eficaz del sistema y garantizar que se alcancen las metas de protección de la salud.

4.2.1 Determinación de las medidas de control del sistema

La identidad y el número de medidas de control son específicos al sistema y estarán determinados por el número y la naturaleza de los factores de peligro y eventos peligrosos, 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 deben de contar entre otros con los siguientes requisitos operativos:

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

- parámetros de monitoreo operacional que pueden medirse y para los que se pueden establecer límites para definir la eficacia operativa de la actividad;
- parámetros de monitoreo operacional que pueden monitorearse con suficiente frecuencia para la detección oportuna de averías;
- procedimientos de adopción de medidas correctivas que pueden implementarse cuando se produzcan desviaciones con respecto a los límites establecidos.

4.2.2 Selección de parámetros para el monitoreo operacional

El monitoreo operacional puede incluir mediciones de los parámetros u observación del cumplimiento de actividades propuestas. Los parámetros seleccionados para el monitoreo operacional deben reflejar la eficacia de cada medida de control, brindar una indicación oportuna del funcionamiento, ser fácilmente mensurables y permitir que pueda darse una respuesta apropiada. Los ejemplos incluyen variables mensurables, tales como el cloro residual, el pH y la turbiedad, o factores observables, tales como la integridad de las rejillas que impiden el ingreso de animales.

El monitoreo operacional evalúa el desempeño de las medidas de control en intervalos de tiempo apropiados. Los intervalos pueden variar ampliamente – por ejemplo, desde el control en línea del cloro residual hasta la verificación trimestral de la integridad del plinto que rodea un pozo.

La utilidad de agentes patógenos entéricos o los organismos indicadores para el monitoreo operacional con frecuencia es limitada puesto que el tiempo que toma procesar y analizar las muestras de agua no permite realizar ajustes en las operaciones antes de que se produzca el abastecimiento.

Se puede usar una variedad de parámetros en el monitoreo operacional:

- Para las fuentes de agua, estos incluyen la turbiedad, la absorbancia de la luz ultravioleta, la proliferación de algas, el caudal y tiempo de retención, el color, la conductividad, los eventos meteorológicos locales y la integridad de las infraestructuras de protección (p. ej. cercas) o de extracción (p. ej., impermeabilización de los pozos) (ver el documento complementario *Protecting groundwater for health* y *Protecting Surface water for health*; Anexo 1).
- Para el tratamiento, pueden usarse la concentración y tiempo de contacto del desinfectante, la intensidad de la radiación ultravioleta, el pH, la absorbancia de la luz, la integridad de la membrana, la turbiedad y el color (ver el documento complementario *Water treatment and pathogen control*; Anexo 1).
- En los sistemas de distribución de agua por tuberías, los parámetros de monitoreo operacional pueden incluir los siguientes:
 - El *monitoreo del cloro residual* brinda un rápido indicador de los problemas que afectarán la medición de los parámetros microbiológicos. Una desaparición repentina del cloro residual por lo demás estable puede indicar el ingreso de contaminación. Por el contrario, las dificultades para mantener las concentraciones residuales en determinados puntos de un sistema de

distribución o su desaparición gradual pueden indicar la existencia de una elevada demanda de oxidantes en el agua o las tuberías debido a la proliferación de bacterias.

- La medición del *potencial de oxidación-reducción* (o potencial redox) también se puede usar en el monitoreo operacional de la eficacia de la desinfección. Es posible definir un potencial de oxidación-reducción mínimo necesario para garantizar la desinfección efectiva. Este valor tiene que determinarse de acuerdo con el caso; no se pueden recomendar valores universales. Es muy deseable realizar una investigación y evaluación adicionales del potencial de oxidación-reducción como una técnica de monitoreo operacional.
- La presencia de *bacterias heterotróficas* en el sistema pueden ser un indicador útil de cambios como el aumento del potencial de la proliferación microbológica, aumento de la formación de biopelículas, extensión de los tiempos de retención o estancamiento e interrupción de la integridad del sistema. Los elevados números de bacterias heterotróficas presentes en un sistema de abastecimiento pueden reflejar la presencia de grandes superficies de contacto en el sistema de tratamiento, tales como filtros en línea, y pueden no ser un indicador directo de la condición del sistema de distribución (ver el documento complementario *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*; Anexo 1).
- La *medición de la presión y la turbidez* son también parámetros de monitoreo operacionales útiles en los sistemas de distribución por tubería (vea el documento complementario *Turbidity: information for regulators and operators of water supplies* (Anexo 1).

Existe un documento que orienta sobre la gestión de la operación y el mantenimiento de sistemas de distribución (ver el documento complementario *Safe piped water*; Anexo 1) que incluye el desarrollo de un programa de monitoreo de la calidad del agua y de otros parámetros como la presión.

En el cuadro 4.3 se brindan ejemplos de parámetros de monitoreo operacional.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

Cuadro 4.3 Ejemplos de parámetros de monitoreo operativo que pueden usarse para monitorear las medidas de control

| Parámetro operativo | Agua no tratada | Coagulación | Sedimentación | Filtración | Desinfección | Sistema de distribución |
|--|-----------------|-------------|---------------|------------|--------------|-------------------------|
| pH | | ✓ | ✓ | | ✓ | ✓ |
| Turbidez (o bajo recuento de partículas) | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ |
| Oxígeno disuelto | ✓ | | | | | |
| Caudal de ríos/arroyos | ✓ | | | | | |
| Lluvias | ✓ | | | | | |
| Color | ✓ | | | | | |
| Conductividad (sólidos disueltos totales) | ✓ | | | | | |
| Carbono orgánico | ✓ | | ✓ | | | |
| Algas, toxinas y metabolitos de algas | ✓ | | | | | ✓ |
| Dosificación química | | ✓ | | | ✓ | |
| Caudal | | ✓ | ✓ | ✓ | ✓ | |
| Carga neta | | ✓ | | | | |
| Corriente circulante | | ✓ | | | | |
| Pérdida de carga | | | | ✓ | | |
| Ct (concentración de desinfectante × tiempo de contacto) | | | | | ✓ | |
| Desinfectante residual | | | | | ✓ | ✓ |
| Potencial de oxidación-reducción | | | | | ✓ | |
| SPD | | | | | ✓ | ✓ |
| Bacterias heterotróficas | | | | | ✓ | ✓ |
| Presión hidráulica | | | | | | ✓ |

4.2.3 Establecimiento de límites operativos y críticos

Las medidas de control necesitan tener límites definidos de aceptabilidad de la eficacia de las operaciones – denominados límites operativos – que pueden aplicarse a los parámetros de monitoreo operacional. Los límites operativos deben definirse para los parámetros que se aplican a cada medida de control. Si el monitoreo muestra que se ha excedido un límite operativo, se tienen que aplicar medidas correctivas predeterminadas (ver la sección 4.4). La detección de la desviación y la aplicación de la

medida correctiva deben ser posibles en un plazo suficiente para mantener la eficacia del sistema y la seguridad del agua.

Para algunas medidas de control, también se puede definir una segunda serie de “límites críticos” que, en caso de excederse, se perdería la confianza en la seguridad del agua. Las desviaciones de los límites críticos generalmente requerirán la adopción de medidas urgentes, incluida la notificación inmediata a la autoridad de salud apropiada.

Los límites operativos y críticos pueden ser límites superiores, límites inferiores, un rango o un conjunto de medidas de la eficacia.

4.2.4 Sistemas comunitarios y domiciliarios sin distribución por tuberías

Por lo general, las aguas superficiales o las aguas subterráneas poco profundas no deben usarse como una fuente de agua de consumo humano sin protección o un tratamiento que garantice su seguridad.

El monitoreo de las fuentes de agua (incluidos los depósitos de agua de lluvia) por los operadores comunitarios o los hogares generalmente involucrará la realización de inspecciones sanitarias periódicas (para mayores detalles, ver el volumen de 1997 titulado *Surveillance and control of community supplies*; OMS, 1997). Los formularios de inspección sanitaria usados deben ser comprensibles y fáciles de usar; por ejemplo, pueden ser representaciones pictóricas. Los factores de riesgo incluidos de preferencia deben estar relacionados con actividades que están bajo el control del operador y que pueden afectar la calidad del agua. Las recomendaciones de adopción de medidas ligadas a los resultados obtenidos en el monitoreo operacional debe ser claras, y deberá proporcionarse la capacitación precisa.

Los operadores también deben llevar a cabo evaluaciones físicas regulares del agua, especialmente después de fuertes lluvias, para monitorear si ocurre algún cambio evidente en la calidad del agua (p. ej., cambios de color, olor, sabor o turbiedad).

El mantenimiento de la calidad del agua durante la recolección y su transporte manual es responsabilidad de los hogares. Se requieren buenas prácticas de higiene y éstas deben ser apoyadas por programas de educación sanitaria. Mediante estos programas de educación sanitaria se debe brindar a los hogares y a las comunidades la capacitación necesaria para monitorear y gestionar la calidad sanitaria del agua.

Si el tratamiento se aplica al agua de fuentes comunitarias (tales como pozos sondeo, pozos y manantiales), así como a la recolección domiciliar de agua de lluvia, entonces se aconseja el monitoreo operacional. Cuando se introduce el tratamiento domiciliar, es esencial brindar información (y, cuando corresponda, capacitación) a los usuarios para garantizar que comprendan los requisitos básicos del monitoreo operacional.

4.3 Verificación

La verificación brinda una revisión final del funcionamiento y seguridad general de la cadena de procesos y acciones que se han efectuado durante el abastecimiento de agua de consumo humano. Puede ser llevada a cabo por el organismo encargado de la vigilancia o bien puede que los proveedores también lleven a cabo programas de verificación interna.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

Para la verificación de la calidad microbiológica, generalmente se realizan análisis para determinar la presencia de organismos indicadores de contaminación fecal en el agua tratada y en agua del sistema de distribución. Para verificar la seguridad del agua desde el punto de vista químico, puede analizarse la presencia de sustancias peligrosas al finalizar el tratamiento, en el sistema de distribución o en el punto de consumo (dependiendo de la probabilidad de que las concentraciones varíen en el sistema de distribución). Los trihalometanos y los ácidos haloacéticos son los SPD más comunes y cuyas concentraciones son mayores en el agua de consumo humano. En muchas circunstancias, pueden servir como un indicador adecuado de la concentración de una amplia variedad de subproductos clorados de la desinfección relacionados.

Además del monitoreo operacional del funcionamiento de los componentes individuales de un sistema de agua de consumo humano, es necesario realizar una verificación final para comprobar que el sistema en general está operando de forma segura. La verificación puede ser llevada a cabo por el proveedor o una autoridad independiente, o por ambos, dependiendo del régimen administrativo del país en cuestión. Por lo general, incluye el análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal y de sustancias químicas peligrosas, así como auditorías para garantizar que los PSA están siendo debidamente implementados y funcionan de forma eficaz.

Las frecuencias de muestreo deben reflejar la necesidad de equilibrar los beneficios y los costos de obtener información adicional. Las frecuencias de muestreo generalmente se basan en la población atendida o el volumen de agua suministrado, para reflejar el mayor riesgo que conlleva suministrar agua a una población. La frecuencia de análisis de las características individuales también dependerá de la variabilidad; la frecuencia de muestreo y análisis debe ser mayor para los componentes microbiológicos y menor para los componentes químicos. Esto se debe a que incluso episodios breves de contaminación microbiológica pueden ocasionar directamente enfermedades en los consumidores, mientras que los episodios de contaminación química que pudieran constituir un problema de salud aguda, salvo si están asociados a eventos específicos (p. ej., sobredosificación química en una planta de tratamiento), son poco comunes. La frecuencia de muestro para el agua recién tratada depende de la calidad de la fuente de agua y del tipo de tratamiento.

Se deben elaborar planes para abordar aquellos resultados que no cumplan con las metas de calidad del agua. Estos deben incluir investigación de la causa de incumplimiento y, cuando sea necesario, medidas correctivas, tales como recomendaciones de hervir el agua. El incumplimiento reiterado de las metas debe conducir a la revisión de los PSA y al desarrollo de planes de mejora.

4.3.1 Verificación de la calidad microbiológica

Por lo general, la verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo humano incluye pruebas para determinar la presencia de *Escherichia coli* como un

indicador de contaminación fecal. En la práctica, las pruebas para bacterias coliformes termotolerantes pueden ser una alternativa aceptable en muchas circunstancias. Si bien el *E. coli* es de utilidad, tiene limitaciones. Los virus y protozoos entéricos son más resistentes a la desinfección; en consecuencia, la ausencia de *E. coli* no necesariamente indicará que se está libre de estos organismos. Bajo ciertas circunstancias, se debe considerar la inclusión de indicadores más resistentes, tales como bacteriófagos y/o esporas bacterianas (ver la sección 7.4).

La verificación de la calidad microbiológica del agua en el sistema de abastecimiento debe diseñarse de modo que garantice la máxima probabilidad de detectar la contaminación. Por lo tanto, el muestreo debe tomar en cuenta posibles variaciones de la calidad del agua en el sistema de distribución. Esto implicará normalmente tomar en cuenta en qué lugares y momentos la contaminación es más probable.

La contaminación fecal no se distribuirá uniformemente en un sistema de distribución por tuberías. En los sistemas con una buena calidad del agua, esto reduce considerablemente la probabilidad de detectar bacterias indicadoras de contaminación fecal, dado el número relativamente bajo de muestras recolectadas.

En los sistemas cuyos resultados de análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal son predominantemente negativos, se puede incrementar la probabilidad de detectar contaminación usando análisis de presencia/ausencia más frecuentes. Los análisis de presencia/ausencia pueden ser más simples, rápidos y menos costosos que los métodos cuantitativos. Los estudios comparativos de la presencia/ausencia y los métodos cuantitativos demuestran que los métodos de presencia/ausencia pueden maximizar la detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal. Sin embargo, las pruebas de presencia/ausencia son apropiadas solo en un sistema donde la mayoría de pruebas para organismos indicadores brindan resultados negativos.

Mientras mayor sea la frecuencia de análisis de indicadores de contaminación fecal en el agua, mayor será la probabilidad de que se detecte contaminación. Es preferible realizar exámenes frecuentes usando un método sencillo que realizar exámenes menos frecuentes usando un análisis o serie de análisis más complejos.

El tipo de contaminación y su probabilidad pueden variar estacionalmente con las lluvias y otras condiciones locales. El muestro normalmente debe ser aleatorio pero se debe incrementar su frecuencia cuando se producen epidemias, inundaciones o situaciones de emergencia, o luego de interrupciones del suministro o la ejecución de obras de reparación.

El cuadro 4.4 presenta números de muestras mínimos recomendados para la verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo humano.

Cuadro 4.4 Números de muestras mínimos recomendados para análisis de indicadores de contaminación fecal en sistemas de distribución^a

| Tipo de abastecimiento de agua y población | Número total de muestras por año |
|--|--|
| Fuentes puntuales | Muestreo progresivo de todas las fuentes durante ciclos de |
| Sistemas de abastecimiento por tuberías | 3 a 5 años (máximo) |
| < 5000 | 12 |
| 5000–100 000 | 12 por 5000 habitantes |
| > 100 000–500 000 | 12 por 10 000 habitantes más un adicional de 120 muestras |
| > 500 000 | 12 por 50 000 habitantes más un adicional de 600 muestras |

^a Los parámetros tales como cloro, turbidez y pH deben analizarse con más frecuencia como parte del monitoreo operativo y de verificación.

4.3.2 Verificación de la calidad química

Para desarrollar una verificación de la calidad química deben tenerse en cuenta los siguientes aspectos: la disponibilidad de instalaciones analíticas apropiadas, el costo de los análisis, el posible deterioro de las muestras, la estabilidad del contaminante, la posible presencia del contaminante en varios suministros, el lugar óptimo para el monitoreo y la frecuencia del muestreo.

Para una sustancia química determinada, la ubicación y frecuencia de muestreo estarán determinadas por sus fuentes de origen principales (ver el capítulo 8) y su variabilidad en cuanto a su concentración. Las sustancias cuya concentración no cambia de forma significativa a lo largo del tiempo requieren un muestro menos frecuente que aquellas cuya concentración podría variar considerablemente.

En muchos casos, puede resultar adecuado analizar la calidad de la fuente de agua una vez al año, o incluso menos, especialmente si el agua procede de acuíferos subterráneos estables, donde las concentraciones de sustancias peligrosas variarán muy lentamente a lo largo del tiempo. Es probable que las concentraciones de sustancias naturales sean más variables en aguas superficiales, por lo que es necesario tomar un mayor número de muestras, en función del contaminante y de su importancia.

Los lugares de muestreo dependerán de la característica de la calidad del agua que está siendo analizada. El muestreo en la planta de tratamiento o en la cabecera del sistema de distribución puede ser suficiente para componentes cuyas concentraciones no variarán durante el suministro. Sin embargo, para aquellos componentes cuyas concentraciones pueden variar durante la distribución, el muestreo debe ser llevado a cabo tomando en consideración el comportamiento o la fuente de origen de la sustancia específica. Deben tomarse muestras de puntos cercanos a los extremos del sistema de distribución y de grifos conectados directamente a la red de suministro en los hogares y grandes edificios multifamiliares. Por ejemplo, en el caso del plomo, deben tomarse muestras en los grifos de los consumidores, puesto que el plomo procede generalmente de conexiones de servicio o instalaciones de gasfitería de los edificios.

Para más información, ver el documento complementario *Chemical safety of drinking-water* (Anexo 1).

4.3.3 Fuentes de agua

Los análisis de verificación de las fuentes de agua son particularmente importantes cuando el agua no se somete a tratamiento. También resultarán útiles luego de 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 de los objetivos por el que se realiza el muestreo. La frecuencia de análisis puede ser:

- periódica (la frecuencia de los análisis de verificación dependerá de varios factores, como el tamaño de la comunidad abastecida, la confiabilidad de la calidad del agua de consumo humano o su grado de tratamiento, y la presencia de factores de riesgo locales);
- ocasional (p. ej., aleatoria o durante inspecciones a sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades);
- mayor de la habitual, luego del deterioro de la calidad de la fuente de agua por incidentes previsible, situaciones de emergencia o eventos imprevistos que tienen probabilidad de incrementar el potencial de que se produzca contaminación (p. ej., luego de una inundación o de realizarse vertidos aguas arriba).

Antes de la puesta en servicio de un nuevo sistema de abastecimiento de agua, se debe realizar una mayor variedad de análisis, incluida la identificación de parámetros que tienen potencial de estar presentes tras revisar la información de sistemas de abastecimiento similares, o de realizar una evaluación de riesgos de la fuente.

4.3.4 Sistemas de distribución de agua por tuberías

La elección de los lugares de muestreo dependerá de 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 recolección de muestras para el análisis microbiológico (y de parámetros asociados, tales como cloro residual, pH y turbiedad) generalmente se hará de forma frecuente y en lugares de muestreo dispersos. Es necesario elegir cuidadosamente los lugares y frecuencia de muestreo para los componentes químicos provenientes de las tuberías y los materiales de gasfitería que no están sujetos a un control directo, así como para los componentes cuyas concentraciones cambian durante la distribución, como los trihalometanos. El uso del muestro aleatorio estratificado en los sistemas de distribución ha demostrado ser eficaz.

4.3.5 Verificación en sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades

Si se desea evaluar en forma apropiada el funcionamiento de un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano para pequeñas comunidades, se debe considerar una serie de factores. Algunos países que han desarrollado estrategias nacionales para la vigilancia y el control de calidad de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano han adoptado *indicadores de servicio cuantitativos* (es decir, de calidad, cantidad, accesibilidad, cobertura, asequibilidad y continuidad) para su aplicación a nivel comunitario, regional y nacional. La práctica común sería

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

incluir los parámetros críticos para la calidad microbiológica (normalmente *E. coli*, cloro, turbiedad y pH) y realizar una inspección sanitaria. Los métodos utilizados para estos análisis deben ser estandarizados y aprobados. Se recomienda validar el funcionamiento correcto de los equipos de análisis de campo con respecto a métodos estándar o de referencia y aprobarlos para su uso en pruebas de verificación.

Los indicadores de servicio brindan conjuntamente una base para fijar metas relativas a los sistemas de abastecimiento de agua para pequeñas comunidades. Proveen orientación cuantitativa sobre la idoneidad de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano y brindan a los consumidores una medida objetiva de la calidad del servicio en general y, por ende, del grado de protección de la salud pública proporcionado.

El organismo encargado de la vigilancia generalmente deberá realizar análisis e inspecciones sanitarias periódicos de los sistemas de abastecimiento de agua para pequeñas comunidades y evaluar los peligros microbiológicos y las sustancias químicas conocidas que ocasionan problemas (ver también el capítulo 5). Como no es probable que se pueda realizar el muestreo frecuente, uno de los abordajes sería el desarrollo de un programa continuado de inspecciones que contemple la visita a cada sistema de abastecimiento una vez cada 3 a 5 años. El propósito principal es informar los planes y políticas estratégicos, más que evaluar el cumplimiento de las normas por cada uno de los sistemas de abastecimiento agua de consumo humano. Se recomienda realizar un análisis exhaustivo de la calidad química de todas las fuentes como mínimo, antes de su puesta en servicio y de ahí en adelante de preferencia cada 3 a 5 años.

En el volumen de 1997 de *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997) se brinda orientación sobre el diseño de programas de muestreo y la frecuencia de muestreo para sistemas de abastecimiento para pequeñas comunidades.

4.3.6 Aseguramiento y control de la calidad

Se deben implementar procedimientos apropiados de aseguramiento y control de la calidad analítica para todas las actividades vinculadas con la obtención de datos sobre la calidad del agua de consumo humano. Estos procedimientos garantizarán que los datos sean adecuados para el fin previsto – en otras palabras, que la exactitud de los resultados obtenidos sean los requeridos. La adecuación para el fin previsto o la exactitud suficiente, se definirán en el programa de monitoreo de la calidad del agua, que incluirá un enunciado relativo a la exactitud y la precisión de los datos. Debido a la amplia variedad de sustancias, métodos, equipos y requerimientos de exactitud que probablemente intervengan en el monitoreo del agua de consumo humano, se deben considerar muchos aspectos prácticos y pormenorizados del control de la calidad analítica. Estos van más allá del alcance de esta publicación.

El diseño y la implementación de un programa de aseguramiento de la calidad para laboratorios analíticos se describen en detalle en *Water quality monitoring: A practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes* (Bartram & Ballance, 1996). El capítulo relevante está relacionado con la norma ISO/IEC 17025:2005, *Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y de calibración*, que brinda un marco para la gestión de la calidad en laboratorios analíticos.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

En las normas de la Organización Internacional de Normalización (ISO) listadas en el cuadro 4.5, se brinda mayor orientación sobre el muestreo.

Cuadro 4.5 Normas sobre calidad del agua de la Organización Internacional de Normalización (ISO) que proporcionan orientación sobre el muestreo^a

| Norma ISO no. | Título (calidad del agua) |
|----------------------|---|
| 5667-1:2006 | Muestreo-Parte 1: Guía para el diseño de los programas de muestreo y técnicas de muestreo |
| 5667-3:2003 | Muestreo-Parte 3: Guía para la conservación y manipulación de las muestras de agua |
| 5667-4:1987 | Muestreo-Parte 4: Guía para el muestreo de lagos naturales y artificiales |
| 5667-5:2006 | Muestreo-Parte 5: Guía para el muestreo de agua de consumo humano obtenida de agua tratada y sistemas de distribución por cañería |
| 5667-6:2005 | Muestreo-Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y corrientes |
| 5667-11:2009 | Muestreo-Parte 11: Guía para el muestreo de aguas subterráneas |
| 5667-13:1997 | Muestreo-Parte 13: Guía para el muestreo de lodos procedentes de aguas residuales y de instalaciones de tratamiento de agua |
| 5667-14:1998 | Muestreo-Parte 14: Guía sobre el aseguramiento de la calidad del muestreo y el manejo de aguas medioambientales |
| 5667-16:1998 | Muestreo-Parte 16: Guía para los ensayos biológicos de muestras |
| 5667-20:2008 | Muestreo-Parte 20: Guía sobre el uso de datos de muestreo para la toma de decisiones – Cumplimiento con umbrales y sistemas de clasificación |
| 5667-21:2010 | Muestreo-Parte 21: Guía para el muestreo del agua de consumo humano distribuida por camiones cisterna u otros medios que no sean tuberías de distribución |
| 5667-23:2011 | Muestreo-Parte 23: Guía para el muestreo pasivo en aguas superficiales |
| 5668-17:2008 | Muestreo-Parte 17: Guía para el muestreo de sedimentos en suspensión |
| 13530:2009 | Guía sobre el control de la calidad analítica para el análisis químico y fisicoquímico del agua |
| 17381:2003 | Selección y aplicación de métodos que utilizan kits de ensayo listos para usar en el análisis de agua |

^a La ISO ha establecido normas de gestión de la calidad relacionadas con el abastecimiento de agua potable, incluida la ISO 24510:2007, Actividades relacionadas con los servicios de agua potable y de agua residual – Directrices para la evaluación y para la mejora del servicio a los usuarios, y la ISO 24512:2007, Actividades relacionadas con los servicios de agua potable y de agua residual – Directrices para la gestión de las entidades prestadoras de servicios de agua potable y para la evaluación de los servicios de agua potable.

4.3.7 Verificación de los planes de seguridad del agua

Además de los análisis de calidad del agua, la verificación debe incluir auditorías de los PSA para demostrar que los planes se han diseñado apropiadamente, se están implementando correctamente y son eficaces. Entre los factores que deben considerarse se encuentran:

- la identificación de todos los factores de peligro y eventos peligrosos significativos;
- la inclusión de medidas de control apropiadas;
- el establecimiento de procedimientos de monitoreo operacional apropiados;
- la definición de límites operativos apropiados;
- la identificación de medidas correctivas;
- el establecimiento de procedimientos apropiados de monitoreo de la verificación.

Las auditorías se pueden llevar a cabo como parte de las revisiones internas o externas, y pueden formar parte de la vigilancia realizada por autoridades externas. La auditoría puede cumplir una función tanto de evaluación como de verificación del cumplimiento de las normas. Puede encontrar información adicional en el documento complementario *A practical guide to auditing water safety plans* (Anexo 1)

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

Una parte importante del plan de gestión describirá las medidas que deben adoptarse durante condiciones normales de operación para mantener un funcionamiento óptimo. Estas incluirán respuestas a las variaciones normales en los parámetros de monitoreo operacional y respuestas cuando los parámetros de monitoreo operacional alcanzan límites críticos. Todas las actividades, incluidos los procedimientos operativos estándar aplicados durante condiciones normales y las respuestas planificadas a incidentes y situaciones de emergencia, deben ser documentadas.

Una desviación significativa en el monitoreo operacional (o la verificación) cuando se excede un límite crítico a menudo se conoce como un “incidente”. Un incidente es

La gestión eficaz implica la definición de medidas que deben adoptarse durante condiciones normales de operación, las medidas que deben adoptarse si se producen “incidentes” específicos que pudieran ocasionar la pérdida de control del sistema, y los procedimientos que deben seguirse en situaciones imprevistas (de emergencia). Los procedimientos de gestión deben documentarse junto con la evaluación del sistema, los planes de monitoreo, los programas complementarios y la estrategia de comunicación requerida para garantizar el funcionamiento seguro del sistema.

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 seguridad del agua). Como parte de un PSA, se deben definir procedimientos de gestión para

responder a los incidentes previsibles, así como a los incidentes imprevisibles y las situaciones de emergencia.

Los planes de respuesta a incidentes pueden tener diversos niveles de alerta, desde la advertencia temprana de incidentes menores, que no requiere más que una investigación adicional, hasta situaciones de emergencia, que con frecuencia requieren la intervención de organizaciones ajenas al proveedor de agua de consumo humano, particularmente las autoridades de salud pública.

Los planes de respuesta a incidentes generalmente comprenden:

- responsabilidades e información de contacto del personal clave, que con frecuencia incluye personas de varias organizaciones;
- listas de indicadores medibles y valores/condiciones límite que provocarían los incidentes, junto con los niveles de alerta pertinentes;
- una clara descripción de las medidas que deben adoptarse para responder a las alertas;
- ubicación e identidad de los procedimientos operativos estándar y los equipos requeridos;
- ubicación de los equipos de reserva;
- información logística y técnica relevante;
- listas de verificación y guías de consulta rápida.

Es posible que el plan tenga que aplicarse en un plazo muy corto, por lo que se necesitan listas de personal de reserva, sistemas de comunicación eficaces, y de capacitación y documentación actualizadas.

El personal debe ser capacitado en procedimientos de respuesta para garantizar que sean capaces de gestionar eficazmente los incidentes o situaciones de emergencia. Los planes de respuesta a incidentes y situaciones de emergencia deben revisarse y ponerse en práctica de forma periódica. Esto permite mejorar la preparación y la eficacia de los planes antes de que se produzca una situación de emergencia.

Luego de un incidente o situación de emergencia, se debe iniciar una investigación que incluya a todo el personal involucrado. La investigación debe considerar factores tales como:

- la causa del problema;
- cómo se identificó o reconoció el problema en una primera instancia;
- las medidas que fueron las más necesarias;
- cualquier problema de comunicación que surgió, y cómo se abordó;
- las consecuencias inmediatas y las de más largo plazo;
- qué tan bien funcionó el plan de respuesta a emergencias.

También deben elaborarse los documentos e informes pertinentes del incidente o situación de emergencia. La organización debe aprender todo lo posible del incidente o la situación de emergencia para mejorar su capacidad de preparación y planificación para incidentes futuros. La revisión del incidente o situación de emergencia puede sugerir la necesidad de modificar el PSA y los protocolos existentes.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

La elaboración de procedimientos claros, la definición de las responsabilidades y la provisión de equipos para el muestreo y el almacenamiento de agua en caso de un incidente pueden ser valiosos para el seguimiento epidemiológico u otras investigaciones, y el plan de respuesta debe contemplar el muestreo y el almacenamiento de agua desde el primer momento en que se sospecha de un incidente.

4.4.1 Incidentes previsibles (“desviaciones”)

Muchos incidentes (p. ej., situaciones en las que se excede un límite crítico) se pueden prever y los planes de gestión deben determinar las medidas necesarias. Las medidas pueden incluir, por ejemplo, el cambio temporal de las fuentes de agua (de ser posible), el aumento de la dosis de coagulante, el uso de un tratamiento de desinfección de seguridad o el incremento de las concentraciones de desinfectantes en los sistemas de distribución.

4.4.2 Sucesos imprevistos

Algunas circunstancias que ocasionan que el agua sea considerada potencialmente insalubre podrían no haber sido identificadas de forma explícita en los planes de respuesta a incidentes o contingencias, ya sea porque dichas circunstancias no se previeron o porque se consideraron poco probables para justificar la elaboración de planes detallados con medidas correctivas. Para tener en cuenta dichos eventos, se debe elaborar un plan general de respuesta a incidentes o contingencias. El plan debería proporcionar orientación general sobre la identificación y gestión de incidentes, además de orientación específica sobre las medidas que se aplicarían a muchos tipos de incidentes diferentes.

Se debería proporcionar un protocolo de evaluación de la situación y notificación de los incidentes en un plan general de respuesta a contingencias donde se debería incluir las responsabilidades del personal y los criterios de selección por categorías. Estos criterios pueden incluir tiempo que tardarán en producirse los efectos, población afectada y naturaleza del peligro del que se sospecha.

La eficacia de las medidas de respuesta a incidentes depende de la experiencia, el buen juicio y la habilidad del personal que opera y gestiona el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. Sin embargo, las actividades genéricas que son comunes en respuesta a muchos incidentes, pueden incorporarse a los planes generales de respuesta a incidentes. Por ejemplo, para sistemas de distribución por tuberías, se pueden elaborar procedimientos operativos estándar para el purgado de emergencia y se pueden poner a prueba en caso se necesite purgar un sistema de distribución por tuberías de agua de una red que contiene agua contaminada. De manera similar, se pueden elaborar, probar e incorporar procedimientos operativos estándar para realizar cambios o derivaciones de sistemas de almacenamiento en poco tiempo. La elaboración de este conjunto de documentos complementarios limita la probabilidad de cometer errores y agiliza la adopción de medidas de respuesta a incidentes imprevistos.

4.4.3 Situaciones de emergencia

Los proveedores de agua deben elaborar planes que deberán aplicarse en caso se produjese una situación de emergencia. Estos planes deben considerar los posibles

desastres naturales (p. ej., terremotos, inundaciones, daños a los equipos eléctricos ocasionados por rayos), los accidentes (p. ej., vertidos en la cuenca de captación, interrupciones en el suministro eléctrico), los daños a la planta de tratamiento y el sistema de distribución y los eventos debidos a acciones humanas (p. ej., huelgas, sabotaje). Los planes de emergencia deben especificar claramente las responsabilidades para coordinar las medidas que van a tomarse, un plan de comunicación para alertar e informar a los usuarios del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, y planes para brindar y distribuir agua de consumo humano durante la situación de emergencia.

Los planes se deben elaborar en consulta con las autoridades reguladoras relevantes y otros organismos clave, y deben ser consistentes con las medidas para dar respuesta a situaciones de emergencia a nivel local y nacional. Las áreas clave que deben abordarse en planes de respuesta a situaciones de emergencia incluyen:

- medidas de respuesta, incluido un aumento del monitoreo;
- definición de responsabilidades de las autoridades internas y externas a la organización;
- planes para el suministro de agua de consumo humano durante la situación de emergencia;
- protocolos y estrategias de comunicación, incluidos los procedimientos de notificación (interna, a la entidad regulatoria, a los medios de comunicación y al público);
- mecanismos para incrementar la vigilancia de la salud pública.

Los planes de respuesta a situaciones de emergencia y sucesos imprevistos relativos a microorganismos o sustancias químicas también deben incluir los criterios que determinan la adopción de recomendaciones de hervir el agua (ver la sección 7.6.1) o evitar su consumo (ver la sección 8.7.10). El objetivo de las recomendaciones debe considerar el interés público. Por lo tanto, las recomendaciones deben ser emitidas después de una rápida pero cuidadosa consideración de la información disponible y de haber concluido que existe un riesgo continuo para la salud pública que supera cualquier riesgo de la recomendación para hervir el agua o evitar su consumo. Normalmente las recomendaciones serían gestionadas por las autoridades de salud pública. La decisión de clausurar un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano conlleva la obligación de brindar un suministro alternativo que sea seguro y casi nunca se justifica debido a los efectos adversos, especialmente para la salud, de restringir el acceso al agua. En la sección 7.6 (peligros microbiológicos) y la sección 8.7 (peligros químicos) se describen las medidas específicas que deben aplicarse en caso se exceda un valor de referencia o se produjese una emergencia; en la sección 6.7 se brindan consideraciones más generales. Los simulacros de situaciones de emergencia son importantes para mantener la preparación para este tipo de situaciones. Ayudan a determinar las posibles medidas que pueden adoptarse en diferentes circunstancias para un sistema específico de abastecimiento de agua.

4.4.4 Elaboración de un plan de monitoreo

Se deben elaborar programas de monitoreo operacional y de verificación, y se deben documentar como parte de un PSA, detallando las estrategias y procedimientos que se deben seguir para monitorear los diversos aspectos del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. Los planes de monitoreo deben estar totalmente documentados y deben incluir la siguiente información:

- parámetros que deben ser monitoreados;
- ubicación y frecuencia de muestreo;
- métodos y equipos de muestreo;
- calendarios de muestreo;
- referencias para los procedimientos de adopción de medidas correctiva, incluidas las responsabilidades;
- calificaciones y requisitos de certificación de laboratorios de ensayo;
- métodos para garantizar la calidad de los resultados y validarlos;
- requisitos relativos a la verificación e interpretación de los resultados;
- responsabilidades y calificaciones del personal;
- requisitos relativos a la documentación y gestión de archivos, incluida la forma en que se registrarán y almacenarán los resultados del monitoreo;
- requisitos relativos a la notificación y comunicación de los resultados.

4.4.5 Programas complementarios

Existen muchas medidas que, si bien son importantes para garantizar la seguridad del agua de consumo humano, no afectan directamente su calidad y por lo tanto, no son medidas de control. A estas se les conoce como “programas complementarios” y también deben ser documentadas en un PSA. Los programas complementarios podrían incluir:

- controlar el acceso a las plantas de tratamiento, las cuencas de captación y embalses, e implementar medidas de seguridad apropiadas para impedir la transferencia de factores de peligro cuando las personas ingresan a la fuente de agua;
- elaborar protocolos de verificación relativos al uso de sustancias químicas y materiales en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano – por ejemplo, para garantizar que los proveedores participen en programas de aseguramiento de la calidad;
- usar equipos designados para atender incidentes tales como roturas de tuberías (p. ej., determinados equipos deben estar designados exclusivamente para trabajos en instalaciones de agua de consumo humano y no para obras de alcantarillado);
- programas de capacitación y educación para el personal involucrado en actividades que podrían influir en la seguridad del agua de consumo humano; la capacitación se debe implementar como parte de los programas de inducción y actualizarse con frecuencia;
- promover la investigación y desarrollo para comprender mejor la calidad del agua, incluida la calidad de las fuentes de agua, y el tratamiento.

Los programas complementarios constarán casi en su totalidad de elementos que los proveedores y gestores del agua de consumo humano incluyen habitualmente en sus operaciones normales. Para la mayoría, la implementación de los programas complementarios incluirá:

- la armonización de las prácticas de operación y gestión existentes;
- una revisión y actualización iniciales y, posteriormente, periódicos, para continuar mejorando las prácticas;
- la promoción del uso de buenas prácticas;
- la auditoria de las prácticas para verificar que estén siendo aplicadas, incluida la adopción de medidas correctivas en caso de incumplimiento.

A las acciones que son importantes para garantizar la seguridad del agua de consumo humano pero que no afectan directamente la calidad del agua de consumo humano se les conoce como programas complementarios.

Los códigos de las buenas prácticas de operación y gestión, y de las prácticas higiénicas son elementos esenciales de los programas complementarios. Con frecuencia forman parte de los procedimientos operativos estándar e incluyen, pero no se limitan a:

- prácticas de trabajo higiénicas en el mantenimiento;
- atención a la higiene personal;
- capacitación y competencias del personal involucrado en el sistema de abastecimiento del agua de consumo humano;
- herramientas para gestionar las actividades del personal, tales como sistemas de aseguramiento de la calidad;
- obtención del compromiso de las partes interesadas, en todos los niveles, con la provisión de agua de consumo humano segura;
- educación de las comunidades cuyas actividades pudieran influir en la calidad del agua de consumo humano;
- calibración de los equipos de monitoreo;
- mantenimiento de registros.

La comparación de un conjunto de programas complementarios con los de otros proveedores, por medio de la revisión de 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, e 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 del suelo. Algunas medidas de protección de los recursos hídricos se basan en sistemas de ingeniería, como las operaciones de tratamiento de los efluentes y gestión de las aguas pluviales, que pueden utilizarse como medidas de control para asegurar la calidad en la fuente de captación.

4.5 Gestión de sistemas de abastecimiento de agua a nivel comunitario y domiciliario

Los sistemas de abastecimiento de agua a nivel comunitario en todo el mundo tienden a contaminarse con más frecuencia que los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano más grandes; además, pueden estar más propensos a las interrupciones (o funcionamiento intermitente) y a experimentar averías o fallas con más frecuencia.

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

- informar al público;
- evaluar la capacidad del sistema de abastecimiento de agua para cumplir con las metas de protección de la salud identificadas (ver la sección 4.1);
- monitorear las medidas de control identificadas y capacitar a los operadores para garantizar que puedan controlarse todos los factores de peligro posibles y que los riesgos se mantengan a un nivel tolerable (ver la sección 4.2);
- realizar el monitoreo operacional del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano (ver la sección 4.2);
- implementar procedimientos sistemáticos de gestión de la calidad del agua (ver la sección 4.4), incluidos los relativos a la documentación y comunicación (ver la sección 4.6);
- establecer protocolos apropiados de respuesta a incidentes (que generalmente abarquen medidas adoptadas en el nivel del abastecimiento individual, respaldadas por la capacitación de operadores, y medidas requeridas por las autoridades locales o nacionales) (ver las secciones 4.4.2 y 4.4.3); y
- desarrollar programas para aumentar y mejorar el sistema de abastecimiento de agua existente (que generalmente se definen a nivel nacional o regional y no en cada sistema de abastecimiento individual) (ver la sección 4.1.8).

En el caso de las pequeñas fuentes puntuales que abastecen a comunidades u hogares individuales, el énfasis debe estar en seleccionar la fuente de agua de la mejor calidad posible y en proteger su calidad mediante el uso de múltiples barreras (generalmente en el ámbito de la protección de la fuente) y de programas de mantenimiento. Independientemente de la fuente de agua (subterránea, superficial o de lluvia, recogida en depósitos), las comunidades y hogares deben garantizar que sea potable. Por lo general, las aguas superficiales y las aguas subterráneas poco profundas en contacto directo con aguas superficiales (incluidas las aguas subterráneas poco profundas con flujos que siguen vías preferentes) 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 lo tanto, su riesgo de transmisión de enfermedades. Los parámetros esenciales de calidad del agua son *E. coli* – la detección de coliformes (fecales) termotolerantes se acepta como sustituto adecuado – y cloro residual (si se practica la cloración). Estos deben complementarse, cuando corresponda, con el ajuste del pH (si se practica la cloración) y la medición de la turbiedad.

Estos parámetros pueden ser medidos en el lugar usando equipos de análisis relativamente sencillos, y se continúan mejorando los sistemas los cuales están disponibles a un costo relativamente bajo. El análisis en el lugar es esencial para la determinación de la turbiedad y el cloro residual, que cambian rápidamente durante el transporte y el almacenamiento; también es importante para los otros parámetros que no pueden determinarse en el laboratorio o cuando el transporte de las muestras plantea problemas que hacen que el muestreo y análisis convencionales no resulten prácticos.

También se deben medir otros parámetros relacionados con la salud de interés local. El abordaje general para el control de la contaminación química se describe en el capítulo 8.

4.6 Documentación y comunicación

La documentación de un PSA debe incluir:

- una descripción y evaluación del sistema de agua de consumo humano (ver la sección 4.1), incluidos los programas para ampliar y mejorar el suministro de abastecimiento actual (ver la sección 4.1.8);
- el plan de monitoreo operacional y verificación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano (ver la sección 4.2 y 4.3);
- los procedimientos de gestión de la seguridad del agua para condiciones normales de operación, incidentes (específicos y generales) y las situaciones de emergencia (ver las secciones 4.4.1, 4.4.2 y 4.4.3), incluidos los planes de comunicación correspondientes; y
- la descripción de los programas complementarios (ver la sección 4.4.5).

Los registros son esenciales para revisar la idoneidad del PSA y demostrar su cumplimiento por parte del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. Por lo general, se mantienen varios tipos de registros:

- documentación complementaria para la elaboración del PSA, incluida su validación;
- registros y resultados generados por el monitoreo operacional y la verificación;
- resultados de las investigaciones de incidentes;
- documentación de los métodos y procedimientos utilizados;
- registros de programas de capacitación de empleados.

Al hacer un seguimiento de los registros generados a través del monitoreo operacional y la verificación, un operador o gerente puede determinar si un proceso se está aproximando a su límite operativo o crítico. La revisión de los registros puede ser esencial para identificar tendencias y realizar ajustes en las operaciones. Se recomienda la revisión periódica de los registros del PSA para detectar tendencias y decidir sobre las medidas apropiadas que deben adoptarse. Los registros también son esenciales cuando la vigilancia se realiza mediante auditorías.

4. PLANES DE SEGURIDAD DEL AGUA

Las estrategias de comunicación deben incluir:

- procedimientos para notificar oportunamente de cualquier incidente significativo que se produzca dentro del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, incluida su notificación de la autoridad de salud pública;
- información resumida que debe proporcionarse a los consumidores – por ejemplo, a través de informes anuales y en la Internet; y
- establecimiento de mecanismos para atender los reclamos de la comunidad y abordarlos de forma activa y oportuna.

Los consumidores tienen un derecho fundamental de recibir información sobre la salud respecto al agua que se les suministra. Sin embargo, en muchas comunidades, el simple derecho a tener acceso a la información no garantizará que las personas sean conscientes de la calidad del agua que se les suministra; es más, la probabilidad de consumir agua no apta para consumo puede ser relativamente alta. Por lo tanto, los organismos responsables del monitoreo deben desarrollar estrategias para diseminar y explicar la importancia de la información relacionada con la salud. En la sección 5.5 se brinda más información sobre la comunicación.

4.7 Revisión planificada

4.7.1 Revisión periódica

Los PSA no deben ser considerados como documentos estáticos sino que deben ser revisados regularmente para garantizar que estén funcionando correctamente y que se mantienen actualizados a la luz de los cambios o adelantos en los sistemas de abastecimiento de agua. Las revisiones deben considerar:

- los datos recolectados como parte de los procesos de monitoreo;
- los cambios en las fuentes de agua y cuencas de captación;
- los cambios en el tratamiento, la demanda y la distribución;
- la implementación de programas de mejora y ampliación;
- los procedimientos revisados;
- los factores de peligro y riesgos emergentes.

4.7.2 Revisión posterior a incidentes

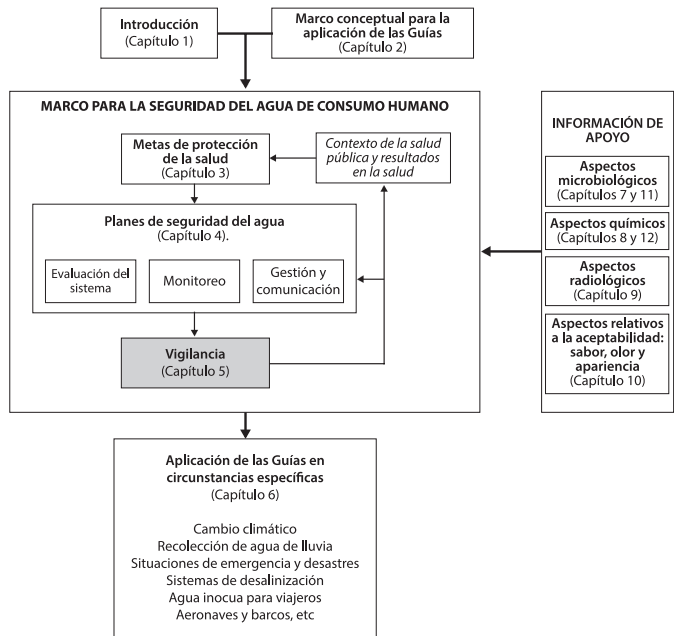
Los PSA también deben revisarse tras producirse un incidente o situación de emergencia a fin de garantizar que, en lo posible, los incidentes no vuelvan a ocurrir y, de no ser eso posible (p. ej., en el caso de inundaciones), reducir los impactos. Las revisiones posteriores a los incidentes pueden identificar áreas de mejora y fomentar la revisión de los PSA.

5 Vigilancia

La vigilancia del abastecimiento de agua de consumo humano es “la evaluación continua y cuidadosa 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 promover 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 humano. La vigilancia del abastecimiento de agua de consumo humano no elimina ni reemplaza la responsabilidad del proveedor, que debe garantizar que la calidad del agua de consumo humano sea aceptable y que cumpla con las metas de protección de la salud.

De algún modo todos los miembros de la población reciben agua de consumo humano, ya sea por medio de sistemas de abastecimiento por tuberías, donde el agua puede estar tratada o no, y el sistema puede ser con o sin bombeo (a través de una conexión domiciliar o un grifo público), suministro mediante camiones cisterna o transportado por animales de carga, u obtenida de fuentes de aguas subterráneas (manantiales o pozos) o superficiales (lagos, ríos y arroyos). Es importante que el organismo encargado de la vigilancia construya una visión panorámica en el que indique la frecuencia del uso de los diferentes tipos de sistemas de abastecimiento,



especialmente como un paso preliminar para la planificación de un programa de vigilancia. La vigilancia de sistemas de abastecimiento de agua por tuberías no resultará de mucha utilidad si solo está disponible para una pequeña parte de la población o si representa a una minoría de suministros.

La información por sí misma no conduce a la mejora. En cambio, la gestión eficaz y el uso de la información generada por un programa de vigilancia posibilitan la mejora racional de los sistemas de abastecimiento de agua – entendiéndose por “racional” que los recursos disponibles se usen de modo que generen el máximo beneficio para la salud pública.

La vigilancia es un elemento importante en el desarrollo de estrategias para la mejora gradual de la calidad de los servicios de abastecimiento de agua de consumo humano. Es importante desarrollar estrategias para implementar el programa de vigilancia, recopilar, analizar y resumir los datos, y notificar y diseminar los hallazgos, y que las estrategias vengán acompañadas de recomendaciones sobre medidas correctivas. Será necesario hacer un seguimiento para asegurar que se apliquen las medidas correctivas en forma oportuna.

La vigilancia no se limita a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano operados por un proveedor único, sino que comprende los sistemas gestionados por las comunidades, garantizando que se sigan buenas prácticas de higiene en la recolección y almacenamiento de 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 expertos en agua de consumo humano y calidad del agua. La vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua también sirve para asegurar que cualquier alteración en su calidad sea investigada y resuelta de manera oportuna. En muchos casos, será más apropiado utilizar la vigilancia como un mecanismo de colaboración entre los organismos de salud pública y los proveedores de agua, para mejorar el sistema de abastecimiento, que imponer el cumplimiento de las regulaciones, particularmente cuando el problema principal son los sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades.

Las autoridades responsables de la vigilancia del sistema de abastecimiento pueden ser el ministerio de salud pública u otro organismo (ver la sección 1.2.1), y sus funciones abarcan cuatro áreas de actividad:

- 1) la supervisión de los sistemas de abastecimiento organizados con una visión de salud pública;
- 2) la supervisión en materia de salud pública y asistencia informativa a las poblaciones sin acceso a sistemas de abastecimiento organizados, incluidas las comunidades y los hogares;
- 3) la consolidación de la información de diversas fuentes para comprender la situación general de los sistemas de abastecimiento de agua de un país o región, como un insumo para el desarrollo de políticas y prácticas coherentes focalizadas en la salud.
- 4) La participación en la investigación, preparación de informes y compilación de brotes de enfermedades transmitidas por el agua.

5. VIGILANCIA

Un programa de vigilancia de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano normalmente debe incluir procesos para la aprobación de los planes de seguridad del agua (PSA). Por lo general, esta aprobación debe incluir la revisión de la evaluación del sistema, la identificación de medidas de control apropiadas y programas de apoyo, y los planes de gestión y monitoreo operacional. Se debe garantizar que el PSA contemple las condiciones normales de operación y los incidentes previsibles (desviaciones) y que cuente con planes de contingencia en caso de una emergencia o suceso imprevisto.

El organismo responsable de la vigilancia también puede apoyar o desarrollar PSA para sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades, y para el tratamiento y almacenamiento de agua a nivel domiciliario. Estos planes pueden ser genéricos (aplicados a tecnologías particulares) en lugar de específicos (para sistemas individuales).

5.1 Tipos de abordajes

Existen dos tipos de abordajes para la vigilancia de la calidad del agua de consumo humano: abordajes basados en auditorías y abordajes que dependen de la evaluación directa. Por lo general, la implementación de la vigilancia incluirá una combinación de estos abordajes de acuerdo con el tipo de abastecimiento, y puede incluir el uso de programas permanentes que estudian los sistemas de forma gradual. A menudo no es posible realizar una vigilancia extensa de todos los sistemas de abastecimiento a nivel comunitario o domiciliario. En estos casos, se deben llevar a cabo encuestas bien diseñadas a fin de comprender la situación en el nivel nacional o regional.

5.1.1 Auditoría

En la vigilancia basada en la auditoría, las actividades de evaluación, incluidas las pruebas de verificación, son llevadas a cabo principalmente por el proveedor, y se realiza una auditoría por terceros (externa) para verificar la conformidad. Cada vez es más común que los servicios analíticos se contraten a laboratorios de tercera parte acreditados. Algunas autoridades también están experimentando el uso de este tipo de acuerdos para servicios tales como inspección sanitaria, muestreo y revisiones de la auditoría.

Para un abordaje basado en la auditoría el organismo de vigilancia requiere contar con un equipo estable de profesionales con experiencia y capacidad para:

- revisar y aprobar PSA nuevos;
- realizar o supervisar auditorías sobre la implementación de PSA individuales como una actividad programada para ser efectuada en forma rutinaria;
- responder, investigar y brindar asesoría luego de recibir los informes de los incidentes significativos;

Las auditorías periódicas de la implementación de los PSA se requieren:

- cada cierto tiempo (la frecuencia de las auditorías periódicas dependerá de factores tales como el tamaño de la población atendida, y la naturaleza y la calidad de la fuente de agua y las instalaciones de tratamiento);

- luego de cambios sustanciales en la fuente, en el sistema de distribución o almacenamiento, o en el proceso de tratamiento;
- tras producirse incidentes significativos.

Las auditorías periódicas generalmente incluirían los siguientes elementos:

- análisis de los registros para garantizar que el sistema se esté gestionando según lo descrito en el PSA;
- comprobación de que los parámetros de monitoreo operacional se mantienen dentro de los límites de operación y se garantiza la conformidad;
- comprobación de que el proveedor de agua implementa programas de verificación (ya sea a través de expertos internos o mediante un acuerdo con terceros);
- evaluación de los programas de apoyo y de las estrategias para mejorar y actualizar el PSA;
- en algunas circunstancias, la inspección sanitaria, que puede cubrir todo el sistema de agua de consumo humano, incluidas las fuentes, la infraestructura de conducción, las plantas de tratamiento, los depósitos de almacenamiento y los sistemas de distribución.

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

- se investigue el evento de forma oportuna y apropiada;
- se determine y corrija la causa del evento;
- se documente el incidente y las medidas correctivas, y se notifique a las autoridades correspondientes;
- se reevalúe el PSA para evitar que ocurra una situación similar.

La responsabilidad de implementar un abordaje basado en la auditoría recae sobre el proveedor de agua de consumo humano quien debe brindar al organismo responsable de la vigilancia información respecto al desempeño del sistema según los indicadores acordados. Además, se debe implementar un programa de visitas, con y sin previo aviso, para que los auditores revisen la documentación y los registros de funcionamiento a fin de asegurar la confiabilidad de los datos enviados. Dicho abordaje no necesariamente implica que los proveedores de agua puedan falsificar registros, pero sí brinda un medio importante para tranquilizar a los consumidores asegurándoles que existe una verificación realmente independiente de las actividades del proveedor de agua. Por lo general, el organismo encargado de la vigilancia se reserva la potestad de realizar algunos análisis de la calidad del agua de consumo humano, a fin de verificar su eficacia, o bien de contratar dicho servicio de análisis con un tercero.

5.1.2 Evaluación directa

Puede resultar apropiado para el organismo encargado de la vigilancia del sistema de abastecimiento de agua llevar a cabo pruebas independientes de los sistemas de abastecimiento. Dicho abordaje a menudo implica que el organismo tenga acceso

5. VIGILANCIA

a instalaciones donde se efectúan los análisis de la calidad del agua con personal capacitado para llevar a cabo el muestreo, el análisis y la inspección sanitaria.

La evaluación directa también implica que los organismos responsables de la vigilancia tengan la capacidad de evaluar los resultados y de informar y asesorar a los proveedores del servicio y a las comunidades. Un programa de vigilancia basado en la evaluación directa por lo general debería incluir:

- abordajes específicos para los sistemas de abastecimiento de municipios grandes/pequeños, comunidades y hogares individuales;
- inspecciones sanitarias realizadas por personal calificado;
- muestreo a ser realizado por personal calificado;
- análisis realizados por laboratorios que usan métodos adecuados y acreditados o por personal calificado mediante el empleo de equipos de campo aprobados;
- procedimientos sobre el reporte de los resultados y el seguimiento para asegurar que se haya tomado acción.

Para los sistemas de abastecimiento de agua gestionados por comunidades en los que la aplicación de la verificación interna o contratada a un tercero es limitada, se puede utilizar la evaluación directa como el sistema de vigilancia principal. Esto puede aplicarse a sistemas de abastecimiento de agua en pequeños poblados a través de operadores privados pequeños o por el gobierno local. La evaluación directa puede conducir a la identificación de requerimientos para modificar o actualizar el PSA, y se debe determinar en forma clara el proceso que debe seguirse para realizar dichos cambios.

Cuando el organismo encargado de la vigilancia lleva a cabo la evaluación directa, esto sirve de complemento a otras pruebas de verificación. La sección 4.3 brinda orientación general sobre las pruebas de verificación, que también se aplica a la vigilancia a través de la evaluación directa.

5.2 Adaptación del abordaje a circunstancias específicas

5.2.1 Áreas urbanas en países en desarrollo

Por lo general, los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano en áreas urbanas de los países en desarrollo son complejos. Con frecuencia puede tratarse de uno o más sistemas grandes de distribución por tuberías con conexiones domiciliarias y públicas, en combinación con una variedad de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano alternativo, entre los que se incluyen las fuentes puntuales y la venta ambulante de agua. En estas situaciones, el programa de vigilancia debe tomar en cuenta las diferentes fuentes de agua de consumo humano y el potencial de deterioro de su calidad durante su captación, almacenamiento y uso. Además, frente a enfermedades transmitidas por el agua las características de la población variará en función de su estatus económico y su vulnerabilidad.

En muchas situaciones, se requiere zonificar el área urbana en base a su vulnerabilidad y la organización del abastecimiento de agua en cada zona. El sistema

de zonificación debe incluir a todas las poblaciones dentro del área urbana, incluidos los asentamientos informales y periurbanos, independientemente de su estatus legal, a fin de canalizar los recursos hacia donde se puedan lograr mayor mejora (o beneficios) para la salud pública. Esto brinda un mecanismo para garantizar que las fuentes de agua sin distribución por tuberías también se incluyan dentro de las actividades de vigilancia del sistema abastecimiento de agua de consumo humano.

La experiencia ha mostrado que la zonificación puede desarrollarse usando métodos cualitativos y cuantitativos, y resulta útil en la identificación de grupos vulnerables y comunidades prioritarias cuyo sistema de abastecimiento de agua debe mejorarse.

5.2.2 Vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua comunitarios

Los sistemas de abastecimiento de agua en pequeñas comunidades se encuentran en los principales países y pueden ser la forma predominante de abastecimiento de agua para grandes segmentos de la población. No existe una definición precisa de un “sistema de abastecimiento de agua comunitario”, pero estos sistemas se diferencian normalmente de otros por la administración y gestión, especialmente en países en desarrollo. Los sistemas de abastecimiento gestionados por comunidades pueden incluir sistemas sencillos de distribución de agua por tuberías o una serie de fuentes puntuales, como pozos perforados con bombas de mano, pozos excavados y manantiales protegidos.

El control de la calidad del agua y la implementación de los programas de vigilancia para estos sistemas de abastecimiento a menudo enfrentan limitaciones significativas, entre las que generalmente se incluyen:

- capacidades y habilidades limitadas dentro de la comunidad para llevar a cabo el control y la verificación del proceso; esto puede incrementar la necesidad de vigilancia para evaluar el estado de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano y del personal de vigilancia que brinde formación y apoyo a los miembros de la comunidad;
- el gran número de sistemas de abastecimiento muy dispersos, lo que incrementa significativamente los costos generales de las actividades de vigilancia.

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

La experiencia de países en desarrollo y desarrollados ha mostrado que puede realizarse una vigilancia eficaz de los sistemas de abastecimiento gestionados por la comunidad cuando están bien diseñados y los objetivos están más orientados a apoyar la mejora de la gestión comunitaria que a imponer el cumplimiento por el cumplimiento mismo.

La vigilancia de sistemas de abastecimiento comunitarios requiere de un programa sistemático de encuestas/estudios que abarquen todos los aspectos relativos al sistema de abastecimiento de agua de consumo humano para la población en general, incluidos la inspección sanitaria (y las inspecciones de la cuenca donde se ubica la captación) y los aspectos institucionales y comunitarios. La vigilancia debe abordar la variabilidad

5. VIGILANCIA

de la calidad de las fuentes de agua, la eficacia del proceso de tratamiento y la calidad del agua distribuida, así como la del agua tratada o almacenada en los hogares.

La experiencia también ha mostrado que una de las funciones de la vigilancia puede ser la realización de actividades de educación y promoción de la salud para mejorar el comportamiento saludable respecto a la gestión del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano y del saneamiento. Las actividades participativas pueden incluir la inspección sanitaria por parte de las comunidades y, cuando corresponda, el análisis de la calidad del agua de consumo humano en la comunidad, usando equipos de medición de campo asequibles y otros medios de análisis accesibles.

En la evaluación de las estrategias generales, el principal objetivo debe ser obtener lecciones generales para mejorar la seguridad del agua en todos los sistemas de abastecimiento comunitarios, en lugar de basarse en el monitoreo del desempeño de sistemas de abastecimiento individuales.

Puede no resultar factible realizar visitas frecuentes a todos los sistemas de abastecimiento debido al número muy grande de abastecimientos y a las limitaciones de recursos para dichas visitas. Sin embargo, es posible realizar la vigilancia de numerosos sistemas de abastecimiento comunitarios a través de un programa permanente de visitas. Comúnmente, el objetivo será visitar cada sistema de abastecimiento periódicamente (una vez cada 3 o 5 años como mínimo), usando ya sea un muestreo aleatorio estratificado o un muestreo por grupos, para seleccionar los abastecimientos específicos a ser visitados. Durante cada visita, normalmente se debe hacer una inspección sanitaria y se debe analizar la calidad del agua, con el fin de saber si existe contaminación y sus causas.

Asimismo, en cada visita, se puede analizar el agua almacenada en una muestra de hogares. El objetivo de dicho análisis es determinar si la contaminación ocurre principalmente en el sistema de distribución o dentro del hogar. Esto permitirá evaluar la necesidad de invertir en mejorar el sistema de abastecimiento o brindar educación sobre buenas prácticas de higiene para el tratamiento y almacenamiento seguro a nivel domiciliario. Los análisis realizados en los hogares también se pueden usar para evaluar el impacto de un programa específico de educación sanitaria.

5.2.3 Vigilancia de los sistemas domiciliarios de tratamiento y almacenamiento de agua

Cuando el agua se manipula durante el almacenamiento en los hogares, puede estar expuesta a la contaminación, por lo que el muestreo del agua almacenada en los hogares es de interés para los programas de vigilancia independientes. A menudo se realiza en forma de “encuesta” o “estudio” para tener una idea del grado y naturaleza de los problemas prevalentes. Por lo tanto, se recomiendan los sistemas de vigilancia gestionados por autoridades de salud pública para los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que comprenden el tratamiento y almacenamiento en depósitos en los hogares.

El principal énfasis del sistema de vigilancia de las intervenciones en los hogares será la evaluación de su aceptación e impacto a través de encuestas por muestreo a fin de evaluar y fundamentar el desarrollo y mejoramiento de la estrategia. Se recomienda

la evaluación sistemática del uso y gestión continuos, en forma correcta y efectiva para que los responsables puedan identificar y corregir las deficiencias en el uso y la gestión.

5.3 Idoneidad del sistema de abastecimiento

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

Cuando se realiza una evaluación de la idoneidad de un sistema de abastecimiento, normalmente los siguientes parámetros de servicio básicos deben ser tomados en consideración:

- *Calidad*: un sistema de abastecimiento de calidad cuenta con un PSA aprobado que ha sido debidamente validado (ver el capítulo 4) y está sujeto a auditorías periódicas para demostrar que cumple con la regulación relevante (ver los capítulos 3 y 4);
- *Cantidad (nivel de servicio)*: se refiere a la proporción de la población con acceso a distintos niveles de abastecimiento de agua (p. ej. sin acceso, acceso básico, acceso intermedio y acceso óptimo), como un sustituto para evaluar los impactos en la salud en relación con la cantidad de agua usada;
- *Accesibilidad*: es el porcentaje de la población que tiene un acceso razonable a un sistema de abastecimiento de agua mejorado;
- *Asequibilidad*: está relacionado con la tarifa pagada por los consumidores domésticos;
- *Continuidad*: es el porcentaje de tiempo durante el cual el agua de consumo humano está disponible (diariamente, semanalmente y estacionalmente).

5.3.1 Cantidad (nivel de servicio)

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

Los estimados del volumen de agua que se requiere para propósitos de salud varían considerablemente. En base a los valores de referencia de la Organización Mundial de la Salud (OMS), se asume que cada persona adulta consume aproximadamente 2 litros de agua diarios, pero el consumo efectivo varía de acuerdo con el clima, el nivel de actividad y la alimentación. Según los datos disponibles actualmente, la cantidad mínima suficiente para cubrir las necesidades de hidratación y de incorporación a los alimentos de la mayoría de las personas bajo la mayor parte de condiciones es de 7.5 litros de agua por persona por día. Además, se requiere agua suficiente para la preparación de alimentos, el lavado de la ropa y la higiene personal y doméstica, que también son importantes para la salud. El agua también puede ser importante para la generación de ingresos y para usos recreativos.

Las cantidades de agua captada y usada por los hogares dependen principalmente de la distancia al lugar de suministro de agua o del tiempo de recolección total

5. VIGILANCIA

requerido. Esto se equivale en términos generales con el nivel de servicio, como se muestra en el cuadro 5.1, se pueden definir cuatro niveles de servicio.

Cuadro 5.1 Nivel de servicio y cantidad de agua recolectada

| Nivel de servicio | Distancia/tiempo | Volúmenes probables de agua captada | Riesgo para la salud pública debido a una higiene deficiente | Prioridad de intervención y medidas |
|-------------------|---|---|--|---|
| Sin acceso | Más de 1 km / más de 30 min ida y vuelta | Muy bajo: 5 litros per cápita por día | Muy alto Práctica de higiene comprometida El consumo básico puede estar comprometido | Muy alta Suministro del nivel básico de servicio Educación sanitaria Tratamiento y almacenamiento seguro de agua a nivel domiciliario como una medida provisional |
| Acceso básico | En 1 km / en 30 min ida y vuelta | Promedio aproximado de 20 litros per cápita por día | Alto La higiene puede estar comprometida La ropa puede lavarse fuera de la parcela | Alta Suministro del nivel de servicio mejorado Educación sanitaria Tratamiento y almacenamiento seguro de agua a nivel domiciliario como una medida provisional |
| Acceso intermedio | Agua suministrada en la parcela mediante al menos un grifo como mínimo (suministro en el patio) | Promedio aproximado de 50 litros per cápita por día | Bajo La higiene no debería estar comprometida Es probable que la ropa se lave en la parcela | Baja La promoción de la higiene sigue generando beneficios para la salud Fomento del acceso óptimo |
| Acceso óptimo | Suministro de agua a través de múltiples grifos en la vivienda | Promedio de 100-200 litros per cápita por día | Muy bajo La higiene no debería estar comprometida La ropa se lava en la parcela | Muy baja La promoción de la higiene sigue generando beneficios para la salud |

Fuente: *Domestic water quantity, service level and health* (documento complementario en el Anexo 1).

El nivel de servicio es un indicador útil y fácilmente mensurable que brinda un sustituto válido de la cantidad de agua captada por los hogares y es el indicador preferido para la vigilancia. La evidencia disponible indica 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 recolección inferior a 30 minutos, y el suministro en el jardín o patio. Además, probablemente 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 captada también puede ser una función de la confiabilidad y el costo del agua. Por lo tanto, es importante recolectar datos relativos a estos indicadores.

5.3.2 *Accesibilidad*

Desde el punto de vista de la salud pública, la proporción de la población con acceso confiable a agua de consumo humano segura es el indicador más importante del éxito general de un programa de abastecimiento de agua.

Existen una serie de definiciones de acceso (o cobertura), muchas de las cuales incluyen calificaciones respecto a su seguridad o idoneidad. Actualmente, el Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoreo del Abastecimiento de Agua y el Saneamiento mide el acceso al agua de consumo humano segura para los Objetivos de Desarrollo del Milenio a través de un indicador que evalúa el uso de fuentes mejoradas de agua de consumo humano por los hogares. Una fuente mejorada de agua de consumo humano es aquella que, por la naturaleza de su construcción y diseño, protege adecuadamente la fuente de la contaminación exterior, en particular de la materia fecal. El supuesto subyacente es que las fuentes mejoradas tienen más probabilidad de abastecer agua de consumo humano segura que el agua captada de fuentes no mejoradas. A continuación se resumen las tecnologías mejoradas y no mejoradas de abastecimiento de agua de consumo humano.

- *Fuentes mejoradas de agua de consumo humano:*
 - servicios de agua por tuberías conectadas a una vivienda, parcela o patio
 - grifos o fuentes públicas
 - pozos entubados o perforados
 - pozos excavados cubiertos
 - manantiales cubiertos
 - captación de agua de lluvia
- *Fuentes no mejoradas de agua de consumo humano:*
 - pozos sin protección
 - manantiales sin protección
 - carrito con un tanque o bidón pequeño suministrado por vendedores ambulantes
 - camión cisterna
 - agua superficial (río, represa, lago, laguna, arroyo, canal, canal de riego)
 - agua embotellada¹

Una función importante del organismo encargado de la vigilancia del agua de consumo humano es determinar la proporción de la población que tiene un acceso confiable a una fuente de agua de consumo humano. Se puede facilitar su tarea si se establece una definición común sobre el acceso razonable que sea apropiada al contexto local y que describa una cantidad mínima de sistemas de abastecimiento de agua por persona por día junto con una distancia/tiempo tolerable máximo a una fuente (p. ej., 20 litros, y en 1 km/30 minutos respectivamente, para el acceso básico).

¹ El agua embotellada se considera mejorada solo cuando los hogares utilizan el agua potable de una fuente mejorada para cocinar y para su higiene personal.

5.3.3 Asequibilidad

La asequibilidad del agua influye significativamente en su uso y en la selección de las fuentes de agua. Los hogares con los niveles más bajos de acceso a una fuente de agua segura suelen pagar más por su agua que aquellos conectados a un sistema de agua por tuberías. El alto costo del agua puede obligar a los hogares a utilizar otras fuentes de agua de menor calidad que representan un mayor riesgo para la salud. Además, el elevado costo del agua puede reducir los volúmenes de agua usados por los hogares, lo que puede influir a su vez en las prácticas de higiene e incrementar el riesgo de transmisión de enfermedades.

Cuando se evalúa la asequibilidad, es importante obtener datos sobre el precio en el punto de venta. Los hogares conectados a la red de distribución de un proveedor de agua de consumo humano pagarán la tarifa que aplique el proveedor. Cuando el agua se compra de fuentes públicas o de los vecinos, el precio en el punto de venta puede ser muy diferente a la tarifa impuesta por el proveedor de agua de consumo humano. 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 considerarse los costos de la adquisición inicial de una conexión.

5.3.4 Continuidad

Las interrupciones en el abastecimiento de agua de consumo humano, ya sea debido a fuentes intermitentes o producto de fallas de ingeniería, son un determinante importante del acceso al agua y de su calidad. En el análisis de datos sobre la continuidad del suministro hay que tener en cuenta varios componentes. La continuidad se puede clasificar como:

- servicio durante todo el año de una fuente confiable sin interrupción del caudal tanto en la fuente como en el grifo;
- servicio durante todo el año con interrupciones frecuentes (diarias o semanales), siendo las más comunes:
 - restricciones de los regímenes de bombeo, en los sistemas que extraen agua por bombeo, ya sean previstos o debidos a cortes de energía o averías esporádicas;
 - 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 producida por la fluctuación de las fuentes, que suele deberse a tres causas:
 - variación natural del volumen de la fuente a lo largo del año;
 - limitación del volumen causada por la competencia con otros usos, tales como el riego;
 - periodos de alta turbiedad cuando el agua de la fuente no puede ser tratada;
- discontinuidad frecuente y estacional exacerbada.

Esta clasificación refleja grandes categorías con relación a la continuidad del servicio que probablemente afecten la higiene de diferentes maneras. Es probable que cualquier interrupción del servicio traiga como resultado el deterioro de la calidad del agua, un mayor riesgo de exposición a agua contaminada y por lo tanto, un mayor riesgo de enfermedades transmitidas por el agua. La discontinuidad diaria o semanal ocasiona una menor presión del suministro y un riesgo consecuente de recontaminación en la red de distribución. Otras consecuencias incluyen una menor disponibilidad y el uso de un volumen reducido de agua, lo que afecta adversamente a la higiene. Puede ser necesario almacenar agua en los hogares, y esto puede conducir a un incremento en el riesgo de contaminación durante dicho almacenamiento y su correspondiente manipulación. Las interrupciones estacionales a menudo obligan a los usuarios a obtener agua de fuentes más lejanas y de calidad inferior, lo que además de suponer, obviamente, una reducción de la cantidad de agua captada y de su calidad, obliga a dedicar más tiempo a la obtención del agua.

5.4 Planificación e implementación

Para que la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano genere mejoras en el suministro, es esencial reconocer y utilizar los mecanismos para promover dichas mejoras.

El énfasis de las actividades de mejora de un sistema de abastecimiento de agua (ya sea que se trate del establecimiento de prioridades regionales o nacionales, el desarrollo de programas de educación sanitaria o el cumplimiento efectivo) dependerá de la naturaleza del sistema de abastecimiento y de los tipos de problema identificados. A continuación se brinda una lista de mecanismos que permiten mejorar los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano en base a los resultados de la vigilancia:

- *Establecimiento de prioridades nacionales:* Una vez que se han identificado los problemas y deficiencias más comunes en el sistema de distribución de agua de consumo humano, se pueden formular estrategias nacionales para la aplicación de mejoras y de medidas correctivas; estas podrían incluir cambios en la capacitación (de los responsables, administradores, ingenieros o personal de campo), programas permanentes de rehabilitación, o mejoras o cambios en las estrategias de financiamiento para abordar necesidades específicas.
- *Establecimiento de prioridades subnacionales/regionales:* Las oficinas regionales de los organismos responsables del abastecimiento de agua pueden decidir en qué comunidades trabajar y qué medidas correctivas son las prioritarias; cuando se establecen prioridades se deben considerar criterios de salud pública.
- *Establecimiento de programas de educación sanitaria:* No todos los problemas detectados por los programas de vigilancia son de carácter técnico, y no todos son resueltos por los proveedores de agua de consumo humano; la vigilancia también aborda problemas relacionados con los sistemas de abastecimiento comunitarios y domiciliarios, la captación y el transporte de agua, y el tratamiento y el almacenamiento en los hogares. Es probable que las soluciones a muchos de estos problemas requieran actividades educativas y de promoción.

5. VIGILANCIA

- *Auditoría de los PSA y mejoras:* La información generada por la vigilancia se puede usar para auditar los PSA y evaluar su conformidad. Si se detectan deficiencias en los sistemas de abastecimiento y PSA asociados, estos 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.
- *Garantía de la operación y mantenimiento a nivel comunitario:* Una autoridad designada debe brindar apoyo para permitir que los miembros de la comunidad se capaciten de forma que puedan asumir responsabilidad por la operación y mantenimiento de los sistemas de abastecimiento de agua en comunidades.
- *Establecimiento de canales de sensibilización e información:* La publicación de información sobre aspectos de salud pública de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, la calidad del agua y el desempeño de proveedores puede alentar a los proveedores a seguir buenas prácticas, movilizar la opinión y respuesta públicas, y reducir la necesidad de imponer el cumplimiento normativo, que se debe hacer solo como último recurso.
- *Implementación de programas de tratamiento y almacenamiento seguro del agua en los hogares:* Si la información de la vigilancia detecta que el acceso al servicio de agua es básico o inexistente, como se define en el cuadro 5.1, o si el suministro de agua no es apto para consumo, se puede recomendar la aplicación de programas que promuevan el tratamiento y almacenamiento seguro del agua a nivel domiciliario a fin de mejorar la calidad del agua y alentar el manejo higiénico del agua en los hogares. Estas medidas provisionales pueden resultar efectivas para el suministro de agua segura y pueden ser complementadas por actividades de extensión, educación y capacitación, además de la creación de cadenas de abastecimiento para tecnologías apropiadas de tratamiento y almacenamiento seguro del agua en los hogares. En la sección 7.3.2 y en el volumen de 1997, *Surveillance and control of community supplies* (OMS, 1997) se brinda más información.

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 en las etapas iniciales deben generar suficientes datos útiles para demostrar el valor de la vigilancia. A partir de entonces, el objetivo debe ser evolucionar hacia una vigilancia más avanzada según lo permitan los recursos y las condiciones.

A continuación se resumen las actividades que normalmente se realizan en las etapas iniciales, intermedias y avanzadas del desarrollo de la vigilancia de los sistemas de abastecimiento de agua:

- *Fase inicial:*
 - Establecer los requisitos para el desarrollo institucional.
 - Capacitar al personal involucrado en el programa.
 - Definir la función de los participantes (p. ej., aseguramiento/control de la calidad por el proveedor, vigilancia por la autoridad de salud pública).
 - Desarrollar metodologías adecuadas para el área

- Iniciar la vigilancia sistemática en las áreas prioritarias (incluidos los inventarios).
 - Limitar la verificación a los parámetros esenciales y sustancias problemáticas conocidas.
 - Establecer sistemas de reporte, archivo y comunicación.
 - Recomendar mejoras que se ajusten a las prioridades identificadas.
 - Establecer canales de reporte a los proveedores locales, las comunidades, los medios de comunicación y las autoridades regionales.
 - Establecer enlaces con las comunidades e identificar los roles de la comunidad en la vigilancia y los medios para promover la participación comunitaria.
- *Fase intermedia:*
 - Capacitar al personal involucrado en el programa.
 - Establecer y ampliar la vigilancia sistemática de rutina.
 - Ampliar el acceso a la capacidad analítica (a menudo por medio de laboratorios regionales, siendo los laboratorios nacionales los principales responsables del control de la calidad analítica 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 todas las metodologías (muestreo, análisis, etc.).
 - Usar métodos estándar apropiados (p. ej., métodos analíticos, procedimientos de trabajo de campo).
 - Desarrollar la capacidad para el análisis estadístico de los datos.
 - Crear una base de datos nacional.
 - Identificar problemas comunes y mejorar las actividades para abordarlos en los niveles regional y nacional.
 - Ampliar el reporte para incluir la interpretación de datos a nivel nacional.
 - Elaborar o revisar las metas de protección de la salud como parte del marco para el agua de consumo humano segura.
 - Utilizar, en caso necesario, medidas legales que obliguen a cumplir con el programa de vigilancia.
 - Involucrar de forma rutinaria a las comunidades en la implementación de los programas de vigilancia.
 - *Fase avanzada:*
 - Brindar capacitación adicional o avanzada al personal involucrado en el programa.
 - Establecer la vigilancia de rutina, con frecuencias definidas, para todos los parámetros de salud y de aceptabilidad.
 - Utilizar toda la red de laboratorios nacionales, regionales y locales (incluido el control de calidad analítico).
 - Aplicar el marco nacional para la calidad del agua de consumo humano.

5. VIGILANCIA

- Mejorar los servicios de abastecimiento de agua en base a las prioridades nacionales y locales, la educación sanitaria y el cumplimiento de las normas.
- Crear archivos de bases de datos regionales compatibles con la base de datos nacional.
- Diseminar los datos en todos los niveles (local, regional y nacional).
- Involucrar de forma rutinaria a las comunidades en la implementación de los programas de vigilancia.

5.5 Reporte y comunicación

Un elemento esencial para el éxito de un programa de vigilancia es el reporte de los resultados a las partes interesadas. Es importante establecer sistemas adecuados de reporte a todos los organismos relevantes. El reporte y retroalimentación oportunos impulsarán el desarrollo de medidas correctivas efectivas. La capacidad del programa de vigilancia de identificar y abogar por intervenciones para mejorar el abastecimiento de agua depende en gran medida de la capacidad de analizar y presentar la información de manera significativa a los diferentes destinatarios. En general, la información del programa de vigilancia se dirigirá, entre otros, a los siguientes destinatarios:

- funcionarios de salud pública en los niveles local, regional y nacional;
- proveedores de agua;
- administradores locales;
- comunidades y usuarios del agua;
- autoridades locales, regionales y nacionales responsables de la planificación e inversión en el desarrollo.

5.5.1 Interacción con la comunidad y los consumidores

La participación comunitaria es un componente deseable de la vigilancia, particularmente para los sistemas de abastecimiento de agua a nivel comunitario y domiciliario. 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 representa un recurso que puede aprovecharse en términos de conocimientos y experiencia locales. Es muy probable que los miembros de la comunidad sean los primeros en percibir los problemas en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano y, por lo tanto, quiénes indiquen cuándo se requiere aplicar medidas correctivas. Las estrategias de comunicación deben incluir:

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

- provisión de información resumida a los consumidores (p.ej., a través de informes anuales o de la Internet);
- establecimiento e involucramiento de las asociaciones de consumidores en los niveles local, regional y nacional.

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

Es posible que el organismo encargado de la vigilancia no pueda brindar retroalimentación directamente a toda la comunidad. Por lo tanto, puede ser apropiado recurrir a organizaciones comunitarias, en caso existan, como un canal efectivo para ofrecer retroalimentación a los usuarios. Algunas organizaciones locales (p. ej., consejos locales y organizaciones comunitarias, tales como grupos de mujeres, grupos religiosos y escuelas) celebran reuniones regulares en las comunidades que atienden y por lo tanto, pueden establecer un mecanismo para transmitir información importante a un gran número de personas dentro de la comunidad. Además, a través de las organizaciones locales, suele resultar más sencillo iniciar un proceso de debate y toma de decisiones dentro de la comunidad respecto a la calidad del agua. El elemento más importante que debe tomarse en cuenta al trabajar con las organizaciones locales es garantizar que la organización seleccionada pueda tener acceso a toda la comunidad y sea capaz de iniciar una discusión sobre los resultados de la vigilancia (ver las secciones 7.6.1 y 8.7).

5.5.2 Uso de los datos en el ámbito regional

Por lo general, las estrategias para el establecimiento de prioridades regionales son de mediano plazo y tienen requisitos de datos específicos. Mientras que la gestión de la información en el nivel nacional se centra en destacar los problemas comunes o recurrentes, el objetivo en el nivel regional es asignar un grado de prioridad a cada intervención. Por lo tanto, es importante obtener una medida relativa del riesgo para la salud. Si bien esta información no sirve por sí misma para determinar qué sistemas merecen atención inmediata (para lo que sería necesario analizar también factores económicos, sociales, ambientales y culturales), brinda una herramienta extremadamente importante para determinar las prioridades regionales. Debe ser un objetivo explícito asegurar que se tome acción correctiva cada año en una proporción predeterminada de los sistemas clasificados como de alto riesgo.

En el nivel regional, también es importante monitorear la mejora (o el deterioro) de cada uno de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano y de los abastecimientos en general. En este contexto, se debe calcular anualmente y controlarse la aplicación de medidas simples, como el puntaje medio de las inspecciones sanitarias de todos los sistemas, la proporción de sistemas que presentan determinado grado de contaminación fecal, la población con diferentes niveles de servicio, y el costo medio del consumo doméstico.

Como se muestra en el cuadro 7.10 en la sección 7.4, el objetivo debe ser brindar agua de consumo humano que no contenga organismos indicadores de contaminación fecal, tales como *Escherichia coli*. Sin embargo, en muchos países en desarrollo y desarrollados, una alta proporción de sistemas de abastecimiento en los hogares y en pequeñas comunidades, en particular, no logran cumplir con los requerimientos de seguridad del agua, incluida la ausencia de *E. coli*. En dichas circunstancias, es importante acordar e implementar metas realistas para realizar mejoras progresivas.

5. VIGILANCIA

Resulta práctico clasificar los resultados sobre la calidad del agua en base a categorías generales de la seguridad del agua y vincular dicha clasificación con el grado de prioridad de las medidas correctivas, como se muestra en el cuadro 5.2.

Cuadro 5.2 Ejemplo de clasificación de los sistemas de abastecimiento de agua potable en función del tamaño de la población y del puntaje de calidad a fin de priorizar las acciones (vea también el cuadro 7.10)

| Calidad del sistema de agua potable ^a | Proporción (%) de muestras con resultados negativos del análisis de la presencia de <i>E. coli</i> | | |
|--|--|-------------------------|----------------------|
| | < 5000 habitantes | 5000–100 000 habitantes | > 100 000 habitantes |
| A | 90 | 95 | 99 |
| B | 80 | 90 | 95 |
| C | 70 | 85 | 90 |
| D | 60 | 80 | 85 |

^a La calidad disminuye de A a D.

Los esquemas de clasificación pueden ser particularmente útiles en sistemas de abastecimiento comunitarios donde la frecuencia de las pruebas es baja y es especialmente inadecuado basarse únicamente en los resultados de los análisis. Dichos esquemas generalmente tomarán en cuenta los hallazgos analíticos y los resultados de la inspección sanitaria a través de matrices como las que se muestra en el cuadro 5.3.

Cuadro 5.3 Ejemplo de evaluación de la prioridad de las medidas correctivas para sistemas de abastecimiento de agua comunitarios en función de un sistema de clasificación de la calidad microbiológica y de los puntajes de las inspecciones sanitarias^a

| | | Puntaje de riesgo de las inspecciones sanitarias (susceptibilidad del sistema de abastecimiento a la contaminación por heces humanas y animales) | | | |
|-----------------------------------|---|---|-----|-----|------|
| | | 0–2 | 3–5 | 6–8 | 9–10 |
| Clasificación de <i>E. coli</i> . | A | | | | |
| | B | | | | |
| | C | | | | |
| | D | | | | |

| | | | |
|------------------------------------|---|--|---|
| Bajo riesgo: no se requiere acción | Riesgo intermedio: acción requiere baja prioridad | Riesgo alto: acción requiere mayor prioridad | Riesgo muy alto: se requiere acción urgente |
|------------------------------------|---|--|---|

* Clasificaciones basadas en aquellas mostradas en el cuadro 5.2. La calidad disminuye de la A a la D.

^a Cuando existe una discrepancia potencial entre los resultados de la evaluación de la calidad microbiológica del agua y la inspección sanitaria, se requiere mayor seguimiento o investigación.

Fuente: Adaptado de Lloyd & Bartram (1991). Vea también el documento complementario *Rapid assessment of drinking-water quality* (Anexo 1).

El análisis combinado de los datos de la inspección sanitaria y de la calidad del agua se puede usar para identificar las causas más importantes y las medidas de control de la contaminación. Esto es importante para respaldar una toma de decisiones efectiva y racional. Por ejemplo, será importante saber si la contaminación del agua de consumo humano puede proceder de instalaciones de saneamiento local o externas, ya

que las medidas correctivas que se requieren para abordar cualquiera de esas fuentes de contaminación serán muy diferentes. Este análisis también puede identificar otros factores asociados a la contaminación, tales como fuertes lluvias. Puesto que los datos serán no paramétricos, los métodos de análisis más adecuados incluyen los basados en las pruebas de chi-cuadrado, cociente de probabilidades (*odds ratios*) y modelos de regresión logística.

El análisis combinado de los datos de la inspección sanitaria y de la calidad del agua es particularmente útil en la evaluación de los sistemas de gestión de agua a nivel domiciliario. Los datos de la calidad microbiológica del agua a menudo son limitados y, por lo tanto, la puntuación del riesgo de las inspecciones sanitarias se vuelve una consideración importante en la evaluación de los sistemas domiciliarios de agua, su gestión y su nivel de prioridad para aplicar las medidas correctivas. En el cuadro 5.4 se muestra un ejemplo de un sistema combinado para evaluar el riesgo y priorizar las medidas correctivas para sistemas de agua domiciliarios.

Cuadro 5.4 Ejemplo de evaluación de la prioridad de las medidas correctivas para sistemas de agua de consumo humano a nivel domiciliario en función de un sistema de clasificación de la calidad microbiológica y de los puntajes de las inspecciones sanitarias^a

| | | Puntaje de riesgo de las inspecciones sanitarias (susceptibilidad del sistema de abastecimiento a la contaminación por heces humanas y animales) | | | |
|---|--------|---|-----|-----|------|
| | | 0-2 | 3-5 | 6-8 | 9-10 |
| Clasificación de <i>E. coli</i> (como concentración decimal /100) | < 1 | | | | |
| | 1-10 | | | | |
| | 11-100 | | | | |
| | > 100 | | | | |

| | | | |
|------------------------------------|---|--|---|
| Bajo riesgo: no se requiere acción | Riesgo intermedio: acción requiere baja prioridad | Riesgo alto: acción requiere mayor prioridad | Riesgo muy alto: se requiere acción urgente |
|------------------------------------|---|--|---|

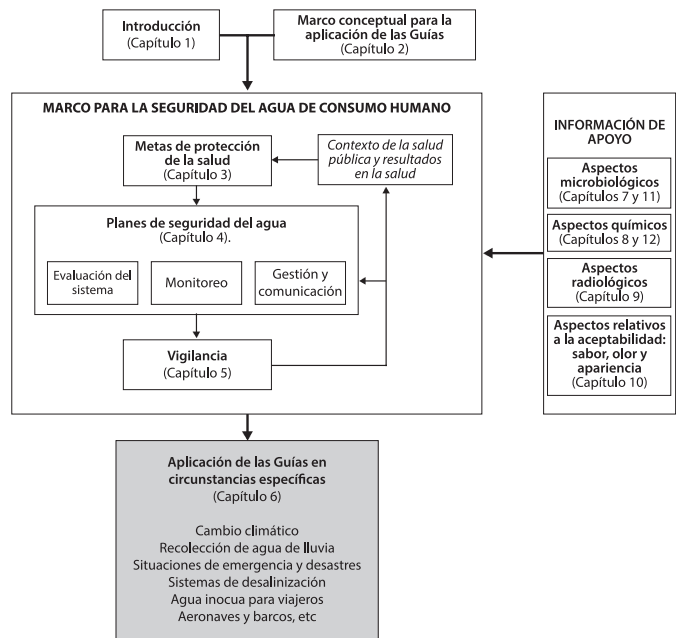
^a Cuando existe una discrepancia potencial entre los resultados de la evaluación de la calidad microbiológica del agua y la inspección sanitaria, se requiere mayor seguimiento o investigación

6

Aplicación de las Guías en circunstancias específicas

Estas Guías proporcionan un abordaje de aplicación general para asegurar la seguridad del agua de consumo humano suministrada a través de tuberías y en sistemas comunitarios.

En este capítulo, se describe la aplicación de las Guías en algunas circunstancias que se encuentran comúnmente y las cuestiones específicas que deben tenerse en cuenta en cada una de ellas. La referencia a documentos



complementarios en las secciones ofrece orientación más detallada sobre los temas tratados. En todas las circunstancias específicas que se describen a continuación, se aplican los principios que rigen los planes de seguridad del agua (PSA). Sin embargo, el PSA debe adaptarse al tipo de abastecimiento en cada situación; por ejemplo, el monitoreo microbiológico y químico de rutina del agua de lluvia por lo general no es viable a nivel domiciliario (tanto por las autoridades como por los dueños de casa), pero las barreras preventivas sí se pueden aplicar con buenos resultados.

Como se indica en el capítulo 4, los PSA requieren una cuidadosa consideración de los posibles peligros y la planificación con la debida anticipación es uno de los requisitos importantes para asegurar que se mantengan tanto la cantidad como la calidad del abastecimiento de agua. Una de las preocupaciones críticas para el futuro es el cambio climático y su impacto continúa siendo una incertidumbre en el ámbito local e incluso

subregional. Aun así, es de esperarse que todos los tipos de abastecimientos se vean afectados, incluidas las circunstancias específicas que se discuten a continuación.

6.1 Cambio climático, escasez de agua y fuertes precipitaciones

Las sequías regionales o localizadas, las fuertes precipitaciones y las inundaciones siempre han ocurrido, pero parece que su frecuencia está aumentando y cada vez más el clima llega a niveles extremos. Anticiparse y planificar la acción ante estos eventos, de tal manera que se pueda entregar a los consumidores una cantidad suficiente de agua de consumo humano sin interrupciones, no son solo responsabilidades claves de los proveedores de agua, sino un desafío cada vez mayor. Los efectos del clima extremo en la calidad y cantidad de agua serán especialmente agudos en las zonas con poblaciones en crecimiento. En esas zonas, es normal que las reservas de agua existentes ya estén bajo estrés y hay poco o ningún margen de disponibilidad de agua en caso de un evento climático importante o prolongado. Esto es especialmente cierto en regiones con climas desérticos, como algunas partes del Mediterráneo, Oriente Medio, Australia y el suroeste de los Estados Unidos de América.

El cambio climático puede propiciar grandes extremos climáticos durante largos periodos, incluidos eventos más frecuentes con temperaturas pico mucho más altas, sequías, mayor frecuencia de precipitaciones fuertes y tormentas violentas. Los cambios en el nivel del mar debido al derretimiento del hielo pueden afectar las aguas subterráneas de la costa y provocar la salinización, que también puede ocurrir debido a la excesiva explotación de acuíferos. Con los cambios en la cantidad de agua vienen los cambios en la calidad del agua: la mayor o menor escorrentía afecta la carga de sedimentos, la composición química, el contenido de carbono orgánico total y la calidad microbiológica. Estos cambios requieren modificaciones en la capacidad de almacenamiento del agua y en su tratamiento para asegurar agua de consumo humano segura. Los cambios en los niveles de agua subterránea también pueden alterar su composición mineral y el aprovechamiento de acuíferos más profundos puede implicar el consumo de agua con alto contenido mineral o altos niveles de componentes específicos de preocupación para la salud.

Para proveer la cantidad de agua suficiente con la calidad requerida en caso de estos cambios extremos, se necesita aumentar el abastecimiento natural en algunas zonas, junto con el uso de tecnologías y procesos resistentes al clima. Se necesitará ampliar los sistemas de tratamiento de agua y aumentar la capacidad de almacenamiento para hacer frente a la mayor turbiedad y las cargas microbiológica y química. Se requerirá desarrollar nuevas fuentes de agua mediante el reciclaje de aguas residuales y la desalinización del agua salobre o del agua de mar, y se necesitará implementar nuevas estrategias, como el almacenamiento y recuperación de acuíferos.

6.2 Recolección de agua de lluvia

La recolección de agua de lluvia es una práctica generalizada en el ámbito domiciliario, pero cada vez más se está utilizando a nivel de la comunidad. El agua de lluvia puede proporcionar una importante fuente de agua de consumo humano en algunas circunstancias, así como una fuente útil de agua para mezclarla con otras fuentes con el propósito de reducir los niveles de contaminantes que afectan la salud, como el arsénico y el fluoruro.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

El desarrollo de los PSA formales a nivel domiciliario no siempre es práctico, pero es importante promover la inspección sanitaria para verificar buenas prácticas simples. Los sistemas de recolección de agua de lluvia con una captación limpia, cisternas y tanques de almacenamiento cubiertos y tratamiento, según sea el caso, apoyados por una buena higiene en el punto de uso, pueden ofrecer agua de consumo humano con un muy bajo riesgo para la salud.

El agua de lluvia, inicialmente, está relativamente libre de impurezas, excepto las que capta de la atmósfera. Sin embargo, la calidad del agua de lluvia puede deteriorarse posteriormente durante la recolección, el almacenamiento y el uso domiciliario. El polvo que levanta el viento, las hojas, los excrementos de aves y de otros animales, los insectos y la basura en los alrededores, techos y cisternas pueden contaminar el agua de lluvia, al igual que las partículas de la atmósfera, como el hollín de materiales en combustión, de llantas descartadas, por ejemplo. Se deberá limpiar regularmente las superficies de recolección de agua de lluvia y las cunetas para minimizar la acumulación de residuos. Se deberán colocar mallas de alambre o filtros en la parte alta de los conductos para evitar que las hojas y otros desechos entren en los recipientes de almacenamiento, y se deberán limpiar con regularidad para evitar que se obstruyan.

Los materiales utilizados en el dispositivo de captación y en el tanque de almacenamiento deben tener la aprobación para su uso en contacto con el agua de consumo humano y no deben liberar contaminantes ni producir sabor, olor ni color en el agua. Como el agua de lluvia es ligeramente ácida y muy baja en minerales disueltos, puede disolver metales y otras impurezas de los materiales del dispositivo de captación y el tanque de almacenamiento, lo que podría dar lugar a altas concentraciones de contaminantes en el agua a niveles no aceptables. La mayoría de los materiales sólidos que se usan en los techos son adecuados para recolectar agua de lluvia, pero no se recomiendan los techos con revestimientos a base de alquitrán, brea u otro similar, ya que pueden lixiviar sustancias peligrosas o causar problemas de sabor. Se deberá asegurar que no se utilicen pinturas a base de plomo en los techos que captan agua de lluvia. Los techos de paja pueden aportar color o la deposición de partículas en el agua recolectada.

La falta de higiene en el almacenamiento de agua y en los utensilios que se usan para extraer agua de los contenedores o en el punto de uso también puede representar un problema para la salud, pero los riesgos se pueden minimizar con un diseño adecuado y buenas prácticas. La contaminación fecal es bastante común, especialmente en las muestras recogidas poco después de las lluvias, pero también se puede minimizar mediante buenas prácticas. Generalmente, se encuentran concentraciones microbiológicas más altas en la primera caída de agua de lluvia, las que disminuyen a medida que la lluvia continúa; por ello, la contaminación microbiológica es menor en épocas de lluvia, cuando el área de recolección se lava con frecuencia con la primera caída de agua de lluvia. Se requiere un sistema que desvíe el primer flujo contaminado de agua de lluvia de la superficie del techo y para ello se recomiendan dispositivos automáticos que impiden el ingreso del agua (a descartar) al tanque de almacenamiento. Si no se dispone de estos desviadores, se puede emplear una tubería que se desmonta manualmente y que proporciona el mismo resultado.

Los tanques de almacenamiento se pueden convertir en criaderos de mosquitos, incluidos los que transmiten el virus del dengue (ver la sección 8.6). Mantener

los tanques cubiertos impide la reproducción de mosquitos y ayuda a prevenir contaminantes fecales y la luz solar, que promueve el crecimiento de algas. Los cobertores deben estar ajustadas y las aberturas protegidas con malla a prueba de mosquitos. Las grietas en el tanque pueden dar lugar a la contaminación del agua almacenada, mientras que la extracción de agua con utensilios contaminados es una causa potencial de contaminación fecal y química. Los recipientes de almacenamiento deben estar equipados preferiblemente con un mecanismo, como un grifo o tubo de salida, que permita extraer el agua de manera higiénica.

Se puede aplicar un tratamiento en el punto de consumo para asegurar una mejor calidad del agua de consumo humano y reducir el riesgo para la salud. La desinfección solar del agua y la cloración en el punto de uso son ejemplos de opciones de desinfección de bajo costo para el tratamiento del agua de lluvia almacenada. Estas y otras tecnologías de tratamiento domiciliario del agua se describen con más detalle en las secciones 7.3.2 (microbiológicos) y 8.4.4 (químicos).

6.3 Venta de agua

La venta de agua es común en muchas partes del mundo donde hay escasez o limitada infraestructura de acceso a cantidades adecuadas de agua de consumo humano segura. Aunque esta venta es más frecuente en los países en desarrollo, también ocurre en los países desarrollados.

En el contexto de estas Guías, se refiere a la venta privada de agua de consumo humano, pero no incluye el agua embotellada o envasada (que se considera en la sección 6.14), tampoco incluye al agua que se vende en botellas a través de máquinas expendedoras.

La venta de agua la pueden realizar entidades formales, como las empresas de agua o asociaciones registradas, proveedores contratados o proveedores informales e independientes. Donde se practica la venta formal, el agua normalmente proviene de servicios públicos que tratan el agua o de fuentes registradas y se suministra en camiones cisterna, tomas de agua y pequeñas tiendas de agua. Los vendedores informales tienden a usar una variedad de fuentes, incluidas las aguas superficiales sin tratamiento y pozos excavados, y proveen volúmenes pequeños para uso doméstico, a menudo en contenedores que cargan en pequeñas carretas o camiones cisterna. Tanto la calidad y adecuación de los suministros de máquinas expendedoras pueden variar significativamente, y el agua vendida se ha asociado a brotes de enfermedades diarreicas.

Tanto la calidad como la cantidad del suministro pueden variar significativamente y a este tipo de abastecimiento (la venta de agua) se ha asociado a brotes de enfermedades diarreicas (Hutin, Luby y Paquet, 2003). El agua suministrada a los usuarios debe ser apta para el consumo y cumplir con las directrices nacionales o regionales y los requisitos señalados en los reglamentos. Se debe comprobar la calidad química y microbiológica de las fuentes de agua no tratada o privadas para determinar su idoneidad para el uso e identificar medidas de control apropiadas, incluidos los requisitos del tratamiento. El agua superficial y el agua de algunos pozos excavados no son adecuadas para beber sin tratamiento; la desinfección es el requisito mínimo, pero a menudo cuando se utilizan aguas superficiales se requiere de filtración.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

En muchos países en desarrollo, los consumidores compran el agua en quioscos y la llevan a sus casas en una variedad de envases de diferentes tamaños. Se deben tomar medidas para proteger el agua contra la contaminación durante el transporte, así como en el almacenamiento en el hogar, lo que debe incluir el transporte y el almacenamiento de agua en recipientes que estén limpios, libres de contaminación fecal y química, que tengan tapa o aberturas estrechas, idealmente equipados con un dispositivo dispensador, como un grifo, que impida el acceso de la mano y de otras fuentes de contaminación externa. Se necesita una buena higiene respaldada por programas educativos.

En otros casos, especialmente en los países desarrollados, los vendedores transportan el agua en camiones cisterna y la entregan a los usuarios. Si transportan grandes volúmenes, es deseable la adición de cloro para proporcionar una concentración residual libre de al menos 0.5 mg/l en el punto de suministro a los usuarios. Los camiones cisterna se deben utilizar únicamente para el agua o, si esto no es posible, se deben limpiar a fondo antes de su uso.

Todos los componentes de los sistemas asociados con el abastecimiento y distribución de agua vendida deben ser diseñados y operados de manera que protejan la calidad del agua. Los recipientes para el almacenamiento de agua, las tuberías y accesorios no deben tener defectos, como fallas estructurales, que produzcan fugas y permitan la entrada de contaminantes. Se debe mantener la limpieza de los contenedores, las tomas de agua, grifos y mangueras. Las mangueras que se usan para transferir el agua a los quioscos, carros o camiones cisterna deben estar protegidas contra la contaminación (por ejemplo, se debe evitar el contacto de los extremos con el suelo) y se deben drenar cuando no estén en uso. El área alrededor de las tomas de agua debe tener un drenaje o construirse de tal manera que se evite la acumulación de agua. Los materiales utilizados en todos los componentes, incluidos los recipientes, tuberías y mangueras, deben ser aptos para ser usados en contacto con el agua de consumo humano y no deben dar lugar a la contaminación del agua con productos químicos peligrosos o con sustancias que pudieran afectar negativamente su sabor.

Todos los componentes de la venta de agua, incluidos las fuentes, los métodos de extracción y transporte, se deben incorporar en el PSA. Donde los vendedores estén registrados o tengan un contrato con una empresa de agua, la implementación y operación del PSA la debe verificar regularmente el servicio de agua de consumo humano. El PSA y la operación de los vendedores de agua también deben ser objeto de una vigilancia independiente

6.4 Abastecimiento de agua por volumen

El abastecimiento de agua por volumen (también denominada agua en bloque) puede ser con agua tratada o no tratada, pero por lo general hay poca o ninguna opción en este tipo de suministro. Generalmente, una empresa controla una gran fuente de agua, usualmente de agua superficial, y proporciona agua a uno o varios proveedores de agua. El abastecimiento de agua por volumen puede ser entregado por tubería o cisternas y utilizando buques o flotas de camiones cisternas por carretera o vagones cisterna por vía ferroviaria.

En todos los casos, es importante que el abastecimiento de agua por volumen se incorpore en el PSA de quien lo recibe y se le trate como otra fuente. Donde se haya provisto agua por volumen tratada para apoyar durante una sequía o situación de emergencia, es vital que el proveedor que recibe el agua tome medidas que le permita asegurarse de que la calidad del agua es la adecuada antes de introducirla en el sistema de distribución receptor. En todas las etapas, es importante que exista una estrecha comunicación entre todas las partes involucradas y que los procedimientos y requisitos estén documentados, que se comprendan y se lleven a cabo con la correspondiente supervisión y verificación.

Los peligros potenciales del agua por volumen son similares a los de cualquier abastecimiento de agua, pero hay fuentes adicionales de contaminación, como los contenedores y materiales inadecuados y la falta de saneamiento e higiene en las conexiones de llenado del agua por volumen o en los puntos de transferencia. Las tuberías pueden ser vulnerables a la contaminación a lo largo del medio de traslado del agua, sobre todo si existe la posibilidad de que haya conexiones no autorizadas en el sistema.

Muchos de los requisitos para el abastecimiento de agua por volumen son los mismos que para cualquier suministro por tuberías, como el uso de materiales aprobados que no afecten negativamente la calidad del agua. Cuando se utilizan cisternas, estas deben ser de un material adecuado y deben estar limpias y libres de contaminación microbiológica y química. Para minimizar la contaminación durante el llenado de los contenedores del agua por volumen o camiones cisterna y la carga de las tuberías para el traslado del agua, es necesario realizar inspecciones sanitarias y el mantenimiento de las condiciones sanitarias de las estaciones donde se recolecta el agua. Estos sitios deben tener un drenaje adecuado para evitar que el agua se empoce e inunde los alrededores, no deben estar expuestos a fuentes de contaminación y deben ser seguros, con acceso restringido al personal autorizado. En los puntos de llenado y entrega del agua, las boquillas y acoplamientos deben estar protegidos de fuentes de contaminación, incluidos los animales. La instalación de revestimientos de cubiertas de protección de los dispositivos de conexión (para llenar y recibir el agua) ayudaría en este sentido. Algunos materiales de tuberías de plástico son permeables a los productos químicos orgánicos y la transferencia de sustancias, como los hidrocarburos del petróleo, podrían disminuir la integridad estructural de los materiales de las tuberías o hacer que el agua adquiera un sabor desagradable para los consumidores. Ese tipo de tubería es más probable que se encuentre en las mangueras de transferencia, por lo que la limpieza de los puntos de transferencia donde se utilicen cisternas es de vital importancia, como lo es la protección contra derrames de combustibles derivados del petróleo en la zona de transferencia.

También se debe asegurar la implementación de medidas de seguridad para la protección contra la contaminación intencional y el robo.

6.5 Sistemas de desalinización

La desalinización se utiliza para eliminar las sales de las aguas salobres o salinas superficiales y subterráneas con el fin de hacerlas aceptables para el consumo humano u otros usos. Esta tecnología cada vez se está empleando más para proporcionar agua

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

de consumo humano debido a la creciente escasez de agua dulce por la presión del crecimiento demográfico, la sobreexplotación de los recursos hídricos y el cambio climático. Existen instalaciones de desalinización en todo el mundo, particularmente en la región del Mediterráneo oriental, y su uso se está incrementado en todos los continentes. La desalinización a pequeña escala se utiliza para abastecer agua fresca en los buques y para complementar la provisión de agua fresca en algunas regiones cálidas y áridas.

Estas Guías se aplican en su totalidad a los sistemas de abastecimiento de agua desalada; Sin embargo, la desalinización presenta ciertas diferencias de énfasis, que se describen a continuación.

El agua desalada tiene un contenido muy bajo de carbono orgánico total y baja demanda de desinfectante, por lo que los subproductos de la desinfección son generalmente de poca importancia, aunque puede tener compuestos orgánicos bromados, debido a la presencia de bromuro en el agua de mar. Los procesos de desalinización por membrana y destilación son muy eficientes para eliminar sustancias químicas orgánicas de alto peso molecular y prácticamente todos los compuestos químicos inorgánicos, y los compuestos orgánicos volátiles son ventilados durante los procesos de desalinización térmica. Cuando se usan membranas, es posible que no puedan excluir el boro y algunas sustancias orgánicas de peso molecular más pequeño, por lo que es importante establecer la capacidad de la membrana. Debido a la aparentemente alta eficacia de algunos de los procesos utilizados (especialmente la destilación y la ósmosis inversa) en la eliminación de microorganismos y de constituyentes químicos, estos procesos se pueden emplear como tratamientos de una sola etapa o combinados solo con un bajo nivel de desinfectante residual. Para más información, consulte el documento complementario *Water treatment and pathogen control* (Anexo 1). El pretratamiento en gran parte se emplea para proteger el proceso de desalinización, pero también eliminará ciertos peligros presentes en las aguas salobres o salinas.

El agua producida por la desalinización es baja en minerales y generalmente resulta agresiva para los materiales con los que entra en contacto, como los materiales que se usan en las tuberías de distribución, en el almacenamiento y los sistemas de gasfitería. Después del tratamiento, se debe estabilizar o remineralizar el agua antes de su distribución para reducir su naturaleza corrosiva. La estabilización se logra comúnmente mediante la adición de componentes químicos, como el carbonato de calcio y magnesio, junto con el ajuste del pH o mediante la mezcla con volúmenes pequeños de aguas ricas en minerales. Con este propósito se ha usado el agua de mar y el agua de mar empleado que se somete a electrólisis para formar hipoclorito, pero esta última práctica ya no se usa debido a la formación de bromato en el agua distribuida. Las aguas mezcladas deben ser tratadas previamente para asegurar su seguridad microbiológica, debido a que el nivel de desinfectante residual después de la desalinización puede ser insuficiente para controlar los patógenos presentes en el agua de mezcla.

El agua desalinizada contiene concentraciones más bajas que las habituales de sólidos disueltos y de elementos esenciales como el calcio y el magnesio, que se encuentran comúnmente en el agua (ver el documento complementario *Calcium and magnesium in drinking-water*; Anexo 1). El agua de consumo humano normalmente

contribuye con una pequeña proporción de elementos esenciales recomendados en la ingesta diaria, aunque la mayor parte de la ingesta se produce a través de los alimentos. El fluoruro también está ausente en el agua desalada a menos que se añada antes de la distribución, lo que puede ser considerado por países en los que el consumo de azúcar es alto (OMS, 2005b).

Las altas temperaturas del agua que se distribuye en los lugares de clima cálido y la dificultad de mantener desinfectantes residuales durante su transporte a largas distancias, hace que, dependiendo de la disponibilidad de nutrientes se pueda producir el crecimiento microbiológico. Aunque es probable que este crecimiento no tenga importancia para la salud (ver el documento complementario *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*, Anexo 1), puede generar problemas de aceptabilidad. El uso de cloraminas constituye una alternativa ventajosa al cloro libre en los sistemas de distribución con tiempos de residencia largos y temperaturas elevadas, aunque donde se practica cloraminación y hay exceso de amoníaco se necesita considerar la posibilidad de la formación de nitrito por los organismos de las biopelículas.

En el libro *Desalination technology: Health and environmental impacts* (Cotruvo et al., 2010) y en el documento complementario *Safe drinking-water from desalination* (Anexo 1) hay amplia información sobre la desalinización para el abastecimiento de agua de consumo humano segura.

6.6 Sistemas de abastecimiento de agua con tubería doble

En algunos lugares, las casas y edificios que tienen agua de consumo humano por tubería también pueden recibir agua entubada de una fuente alternativa para fines no potables, lo que crea un sistema de suministro de agua con tubería dual. Generalmente, se provee la fuente alternativa de agua para reducir el uso de agua de alta calidad en fines no potables (por ejemplo, para inodoros, lavado de ropa, riego) o simplemente para conservar recursos hídricos escasos.

El abastecimiento de agua no potable entubada puede introducir potencialmente peligros para la salud, comúnmente a través de conexiones cruzadas accidentales entre la tubería de agua de consumo humano y la de agua no potable. Las medidas de control de riesgos para la salud del sistema de suministro con tubería doble incluyen:

- el uso de buenas prácticas de diseño que evitan conexiones cruzadas;
- el etiquetado inequívoco de ambos sistemas para asegurar que el suministro no potable no se confunda con el abastecimiento de agua de consumo humano;
- la instalación del sistema de tubería no potable efectuada solo por gasfiteros calificados;
- la reglamentación de los sistemas de tuberías de agua no potable por parte de la autoridad responsable de la vigilancia del agua de consumo humano;
- la comunicación pública sobre los posibles riesgos para la salud derivados de la exposición al agua no potable a través de conexiones cruzadas y los peligros de modificar el sistema por parte de personas sin experiencia ni certificación.

Cada vez más, en los países desarrollados se están instalando sistemas duales a nivel domiciliario o en edificios públicos. Se debe proporcionar orientación sobre la instalación, sobre todo cuando lo hacen personas no certificadas. Se debe colocar una

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

válvula de retención en el sistema de agua de consumo humano del edificio con el fin de evitar el reflujó en el servicio de abastecimiento público.

6.7 Situaciones de emergencia y desastres

El agua de consumo humano segura es uno de los requisitos de salud pública más importantes en la mayoría de las situaciones de emergencia y desastres, junto con un saneamiento adecuado. El mayor riesgo para la salud proviene de agentes patógenos fecales transmitidos por el agua como resultado de un saneamiento inadecuado y la deficiente higiene y protección de las fuentes de agua de consumo humano. Algunos desastres, incluidos los causados o relacionados con daños a plantas industriales químicas o centrales nucleares, derrames en el transporte o la actividad volcánica, pueden dar lugar a la contaminación por peligros químicos o radiológicos de preocupación. Las circunstancias de la mayoría de las emergencias de gran escala pueden variar y cada una presentará sus propios problemas y desafíos particulares.

Cuando hay diversos organismos involucrados en las operaciones de socorro o en la supervisión de una situación de emergencia, es vital que exista una buena comunicación entre ellos para coordinar sus actividades. También es importante que los coordinadores generales sigan el consejo de los expertos en cada campo, como el abastecimiento de agua y saneamiento. En esta sección se consideran principalmente los desastres y emergencias de gran escala, aunque gran parte de la información se aplica igualmente a las emergencias de menor escala. Para emergencias microbiológicas y químicas de menor escala en el abastecimiento por tuberías, se deberá consultar las secciones pertinentes de los capítulos 7 y 8.

Cuando las personas se desplazan por conflictos y desastres naturales, pueden trasladarse a una zona donde las fuentes de agua sin protección estén contaminadas. Es altamente probable que las fuentes de agua sin protección alrededor del asentamiento temporal se contaminen cuando la densidad de población es alta y el saneamiento es inadecuado. Una población desplazada con baja inmunidad debido a la desnutrición por la escasez de alimentos o la carga de otras enfermedades tiene mayor riesgo frente a los brotes de enfermedades transmitidas por el agua.

Las iniciativas de planificación en situaciones de emergencia deben incluir tres fases:

- 1) evaluaciones de la vulnerabilidad (que debe ser parte de un PSA de cualquier sistema de abastecimiento grande) para identificar los elementos críticos de los sistemas existentes que, si se ven comprometidos, producirían la interrupción de servicios básicos;
- 2) planes de mitigación para identificar acciones viables a fin de prevenir o reducir los efectos perturbadores relacionados con la pérdida de elementos o servicios vulnerables; y
- 3) la preparación de planes de emergencia para facilitar la gestión de la crisis y la restauración del servicio en caso de que se produzcan interrupciones.

La clave es anticiparse a los acontecimientos probables, tener planes operativos, prepararse para responder cuando sea necesario, tener materiales e instalaciones

de reemplazo y haber realizado simulacros de manera que las organizaciones y su personal sean efectivos en el caso de una emergencia.

En la mayoría de las situaciones de emergencia hay escasas fuentes de agua disponibles y es importante proporcionar una cantidad de agua suficiente para la higiene personal y doméstica, así como para beber y cocinar. Por consiguiente, las directrices y normas nacionales sobre la calidad del agua de consumo humano serán flexibles y deben tener 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.

Hay una serie de factores que se deben considerar al proporcionar agua de consumo humano a una población afectada por un desastre, entre los que se incluyen:

- *La cantidad de agua disponible y la confiabilidad del suministro:* Estas son probablemente las preocupaciones primordiales 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 cerca de otra fuente de agua.
- *La equidad en el acceso al agua:* Incluso cuando se dispone de suficiente cantidad de agua para satisfacer las necesidades mínimas, puede ser necesario tomar medidas adicionales para asegurar que el acceso sea equitativo. A menos que los puntos de agua estén lo suficientemente cerca de sus viviendas, la gente no será capaz de recolectar suficiente agua para sus necesidades. Puede ser preciso racionar el agua para asegurar la satisfacción de las necesidades básicas de todos.
- *La protección de la fuente de agua contra la contaminación:* Esto debe ser siempre una prioridad en situaciones de emergencia, ya sea que se considere necesaria o no la desinfección del abastecimiento de agua.
- *La necesidad de la desinfección:* La desinfección, el mantenimiento de un desinfectante residual adecuado y, en caso necesario, el tratamiento previo para reducir la turbiedad al nivel más bajo posible para asegurar la eficacia de la desinfección son componentes esenciales que garantizan el abastecimiento de agua de consumo humano segura. La información del cuadro 6.1 de la sección 6.11 sobre los métodos de desinfección del agua potable que pueden utilizar los viajeros, puede aplicarse a usos temporales en situaciones de emergencia.
- *La planificación a largo plazo luego de situaciones de emergencia:* Cuando la primera fase de una emergencia o desastre ha concluido y la recuperación está en curso, es necesario considerar la provisión de agua de consumo humano y saneamiento a largo plazo. En este caso, la planificación previa puede ser muy valiosa.
- *La aceptabilidad:* Es importante asegurar que el agua de consumo humano proporcionada en situaciones de emergencia sea aceptable para los consumidores en términos de sabor, olor y apariencia pues de lo contrario los consumidores podrían recurrir a suministros sin protección ni tratamiento.
- *La necesidad de contar con recipientes para recoger y almacenar el agua.* Se necesitan recipientes higiénicos y adecuados a las necesidades y hábitos locales para recolectar y almacenar el agua que se usará para lavar, cocinar y asearse.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

- *La disponibilidad de agua embotellada o envasada: El agua embotellada o envasada de una fuente confiable es a menudo una forma efectiva de proporcionar rápidamente agua de consumo humano segura en situaciones de emergencia y desastres. Los fabricantes de cerveza y de bebidas gasificadas, si forman parte del plan de respuesta ante emergencias, a menudo son capaces de convertir sus procesos para producir agua embotellada o envasada en emergencias. Esto es particularmente valioso si tienen plantas de tratamiento del agua para asegurar la calidad del agua que utilizan como ingrediente en sus procesos.*

En muchas situaciones de emergencia, las personas afectadas obtienen el agua de puntos centrales de recolección, la almacenan en contenedores y luego la transfieren a recipientes para cocinar y beber. Es importante que las personas conozcan los riesgos para la salud derivados de la contaminación del agua desde el punto de recolección hasta el momento en que la consumen y que cuenten con los medios para reducir o eliminar esos riesgos. La información detallada sobre este tema puede encontrarse en Wisner y Adams (2003).

Durante las emergencias, se debe monitorear la calidad del agua, incluida la inspección sanitaria y la toma de muestras de agua y el análisis microbiológico; el monitoreo de los procesos de tratamiento del agua, incluida la desinfección; el monitoreo de la calidad del agua en todos los puntos de recolección del agua y en una muestra de hogares; y la evaluación de la calidad del agua en la investigación de brotes de enfermedades o la evaluación de las actividades de promoción de la higiene, según se requiera.

Se diseñarán y gestionarán sistemas de monitoreo y de notificación para asegurar que se tomen medidas inmediatas a fin de proteger la salud. También se debe monitorear la información sobre la salud para asegurar que la calidad del agua pueda ser investigada rápidamente cuando se sospeche que contribuye a un problema de salud, y los procesos de tratamiento, en particular la desinfección, se puedan modificar de acuerdo con las necesidades.

Cuando se necesita un gran número de muestras de agua o análisis de una amplia gama de parámetros de interés, el análisis de laboratorio suele ser lo más apropiado. Si los laboratorios del proveedor de agua de consumo humano o de las oficinas de salud ambiental y universidades no funcionan a causa del desastre, se necesitará crear un laboratorio temporal. Es importante que las muestras transportadas a los laboratorios tengan un manejo adecuado para asegurar resultados confiables y representativos del agua evaluada. Los kits portátiles permiten la determinación en el campo de parámetros claves de la calidad del agua, como el recuento de coliformes termotolerantes, el cloro libre residual, el pH, la turbiedad y la filtrabilidad.

Se debe capacitar a los trabajadores en los procedimientos correctos para la recolección, etiquetado, embalaje y transporte de las muestras, y en la provisión de información complementaria de la encuesta sanitaria para ayudar a interpretar los resultados de laboratorio. Para obtener orientación sobre los métodos de toma de muestras y análisis de agua, consulte Bartram y Ballance (1996), OMS (1997) y APHA, AWWA y WEF (2005).

6.8 Abastecimiento temporal de agua

Numerosos brotes de enfermedades transmitidas por el agua han ocurrido debido a la deficiente gestión y diseño de los suministros temporales de agua, que se planifican para eventos estacionales o de duración limitada (por ejemplo, festivales, mercados y campamentos de verano). No se aborda el abastecimiento de agua para pueblos vacacionales, ya que son suministros permanentes, aunque las variaciones estacionales sustanciales en la demanda implican problemas específicos.

El abastecimiento de agua temporal requiere un abordaje sistemático para asegurar la seguridad del agua de consumo humano, incluida la cantidad y la calidad adecuadas. Un PSA es un requisito esencial en la identificación de los peligros y riesgos y el desarrollo de buenos procedimientos de gestión para hacerles frente. El capítulo 4 y otras secciones del capítulo 6 proporcionan información adicional útil. Cuando el agua se suministra a través de camiones cisterna, los requisitos son los mismos que para la venta de agua (sección 6.3) y el abastecimiento de agua por volumen (sección 6.4).

Un sistema de abastecimiento de agua temporal puede ser independiente (es decir, no está conectado a otro suministro de agua y tiene sus propias instalaciones desde la fuente hasta el grifo) o dependiente (esto es, recibe agua tratada de un sistema de abastecimiento de agua, pero tiene instalaciones de distribución independientes). El riesgo de contaminación del agua de consumo humano generalmente es menor en los sistemas dependientes, siempre que tenga acceso a la tecnología, experiencia y gestión del sistema permanente. A menudo, se hace un contrato entre el organizador de un evento (un festival, por ejemplo) y la entidad que abastece el agua, y en él se debe estipular la cantidad y calidad del agua suministrada por la entidad, los roles y responsabilidades de cada parte en la gestión de la calidad del agua, los lugares y la frecuencia del monitoreo de la calidad del agua, la inspección sanitaria y la vigilancia de una autoridad de salud y la prestación de servicios de saneamiento adecuados y bien ubicados. La coordinación entre el organizador del evento, la entidad que abastece el agua y la autoridad sanitaria correspondiente es muy importante para asegurar la seguridad del agua de consumo humano.

Los sistemas de abastecimiento de agua temporal pueden variar sustancialmente en cuanto a su escala, periodo de funcionamiento, el uso del agua y fluctuaciones de la demanda, y estas variaciones se deben tener en cuenta durante las etapas de planificación y diseño. En el caso de un sistema independiente, también se debe considerar que la selección de la fuente de agua sea la adecuada en términos de cantidad, calidad y procesos de tratamiento, y se tendrá cuidado de no afectar negativamente a ninguna otra fuente o abastecimiento de agua. Cuando un sistema temporal está conectado directamente a un suministro de agua de la red, es importante prevenir la contaminación accidental del suministro de agua de la red debido al reflujo durante la construcción y operación del sistema temporal. Donde no haya otras fuentes de agua disponibles se debe tener presente el consumo de agua para la extinción de incendios, el lavado de manos y el uso del inodoro en la estimación de las variaciones totales y predecibles de la demanda de agua.

Las metas de la calidad del agua para abastecimientos temporales deben ser los mismos que los de los suministros permanentes de agua. La desinfección debe ser considerada indispensable en un abastecimiento temporal y es preferible mantener

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

cierto nivel de desinfectante residual (cloro, por ejemplo) en los grifos de servicio. Si el suministro no es para uso potable, se deben tomar las medidas adecuadas para asegurar que el agua no se utilice para beber.

Si un abastecimiento de agua temporal se utiliza de forma recurrente, antes de reiniciarlo es esencial limpiar completamente todo el sistema con agua que contenga un nivel más alto de lo normal de desinfectante residual. Al planificar la instalación en el lugar, la posición de las tuberías, mangueras y conexiones debe tener en cuenta el riesgo de contaminación—por ejemplo, se evitará colocar mangueras y accesorios en el suelo cerca de sitios potenciales de contaminación fecal o que los tanques de almacenamiento reciban luz solar directa, pues el aumento de las temperaturas favorece el crecimiento microbiológico. También es importante asegurar que la instalación no tenga defectos, incluidas fugas que pudieran deteriorar la calidad del agua, y se verificará que la calidad del agua en cada grifo de servicio satisfaga el objetivo de calidad requerido. Durante el desmontaje y transporte de las instalaciones, se tomarán medidas importantes de control, como el vaciado de las mangueras, las que preferiblemente se secarán y almacenarán de manera que se evite el ingreso de contaminación. En todos los casos, los materiales deben tener la aprobación de su uso en contacto con el agua de consumo humano.

En la planificación y diseño del manejo y disposición de aguas residuales, especialmente se debe asegurar que las instalaciones de aseo e inodoros estén ubicados donde se evite cualquier riesgo que pudiera afectar negativamente la calidad del agua de la fuente o del agua almacenada. También es importante evitar que la escorrentía de otras áreas, como de los corrales de ganado, ingresen a la fuente. Se deberá proteger la fuente, las instalaciones de tratamiento y los reservorios de distribución con coberturas o techos para evitar el acceso de animales (por ejemplo, heces de aves) y de las personas.

Un sistema temporal suele ser más vulnerable a la contaminación accidental y deliberada que un sistema de agua permanente, por lo que necesita prestar atención especial a la seguridad. Se deberá inspeccionar a fondo todas las instalaciones de tratamiento de agua al menos cada día. Estos procedimientos y requisitos se deben incluir en los documentos de gestión operativa que conforman el núcleo del PSA.

Los letreros son importantes para asegurar que el agua de los grifos se utilice de manera adecuada, para proteger las fuentes de agua y la infraestructura de agua de consumo humano. Los letreros deben ser fáciles de entender y se deben utilizar en combinación con otras barreras, como las cercas.

La calidad del agua y su apariencia se deben monitorear en forma rutinaria en los grifos de servicio del sistema de abastecimiento temporal. Por lo menos, la temperatura del agua y el desinfectante residual se controlarán cada día con pruebas rápidas y simples que actúan como indicadores de posibles problemas. Otros parámetros básicos que deben ser monitoreados regularmente, de ser posible, son el pH, la conductividad, la turbiedad, el color y *Escherichia coli* (o, como alternativa, los coliformes termotolerantes). La inspección sanitaria de rutina de un suministro de agua temporal por la autoridad sanitaria pertinente es muy importante. Si surge algún problema relacionado con la calidad del agua, se deberá tomar con prontitud las medidas correctivas incluidas en los documentos de gestión que conforman el PSA.

La autoridad sanitaria correspondiente implementará la vigilancia periódica en el caso de que un sistema de abastecimiento de agua temporal se vaya a utilizar durante un periodo de más de unas pocas semanas.

6.9 Edificios¹

Los sistemas de agua de consumo humano en los edificios pueden ser una fuente significativa de contaminación, y el manejo deficiente de estos sistemas ha sido causa de brotes de enfermedades y males. A menudo, uno de los desafíos para asegurar la seguridad del agua es que la responsabilidad de muchas de las acciones esenciales para controlar la calidad del agua de consumo humano en los edificios está fuera del mandato del proveedor de agua de consumo humano. Los roles y responsabilidades de los diferentes actores relacionados con la gestión segura de los sistemas de agua de consumo humano dentro de los edificios se ven afectados por una serie de factores, incluidos la propiedad de los bienes inmuebles y los derechos de acceso. Los PSA para la gestión de los abastecimientos públicos de agua no se extienden normalmente a los edificios, aunque el PSA del proveedor de agua puede incluir una serie de iniciativas para asegurar la prevención del reflujo o para proporcionar información a los consumidores sobre la protección de su propia calidad del agua. En muchos casos, los propietarios, los administradores o el personal de mantenimiento son responsables de la gestión del suministro de agua en el edificio, pero la toma de conciencia y la aplicación de directrices sobre el agua de consumo humano suelen ser limitadas, y pueden requerirse programas educativos complementarios.

El diseño de las redes de agua en edificios es variable y depende de la diversidad de los tipos de edificios (por ejemplo, escuelas, guarderías, edificios residenciales, hoteles, instalaciones deportivas, fábricas, edificios de oficinas, museos, terminales de transporte) y de los usos del agua. Generalmente, los sistemas de agua de consumo humano en los edificios suelen dividirse en redes de agua fría y caliente, y pueden estar conectados a dispositivos (como torres de enfriamiento, calderas, piscinas) o equipos en los puntos de uso (por ejemplo, lavadoras).

La seguridad del agua de consumo humano en general se garantiza a través de buenas prácticas de gestión, incluidos el diseño adecuado, los protocolos de mantenimiento de rutina, la limpieza regular, el manejo de la temperatura y del flujo (se debe evitar el estancamiento). Estas prácticas se deben incorporar en los PSA desarrollados por los propietarios o administradores de los edificios. Los PSA para los edificios deberían abordar las redes de agua - fría y caliente y considerar los dispositivos y equipos en los puntos de uso. Las autoridades reguladoras o de otro tipo pueden proporcionar orientación sobre el desarrollo y aplicación de los PSA para los sistemas de agua de consumo humano en los edificios.

El ente regulador puede especificar el cumplimiento de requisitos para edificios en general o para determinados tipos de edificios con base en el nivel de riesgo. Las escuelas, hoteles y otros edificios grandes son entornos de alto riesgo debido a la complejidad de sus sistemas de agua de consumo humano y a la vulnerabilidad de algunos usuarios, ocupantes y visitantes, lo que justifica una mayor vigilancia en cuanto a la supervisión operativa, la validación de las medidas de control y la verificación.

¹ En la sección 6.10 se trata sobre los hospitales, las residencias para adultos mayores y otros establecimientos de salud.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

El cumplimiento puede requerir programas de mantenimiento y monitoreo que se lleven a cabo a través de PSA específicos para edificios. Puede ser apropiado exhibir los programas de mantenimiento y la certificación del cumplimiento en un lugar visible dentro del edificio. El cumplimiento puede ser verificado y certificado por un auditor independiente.

El principal peligro que puede amenazar a los sistemas de agua - de los edificios es el ingreso de contaminación a los domicilios proveniente de suministros de agua externos o a través de fallas en el sistema de distribución (incluidos los tanques de almacenamiento). Los accesorios y materiales no aprobados e inadecuados pueden producir la liberación de sustancias químicas de los tanques, tuberías, uniones y materiales de gasfitería. La liberación puede variar con la edad del material y el periodo de contacto; por ejemplo, el agua que se descarga primero contiene mayores concentraciones de plomo o de cobre. Las conexiones cruzadas con contenedores de almacenamiento de productos químicos, el reflujo en los puntos de uso de los equipos y las conexiones cruzadas con abastecimientos de agua no potable pueden favorecer el ingreso de una variedad de contaminantes. Las conexiones cruzadas con contenedores de almacenamiento de productos químicos, la expulsión de los equipos de punto de uso y las conexiones cruzadas con las fuentes no potables pueden conducir al ingreso de una variedad de contaminantes en el agua de consumo humano.

Cuando el agua se suministra directamente a los equipos en los edificios, existe la posibilidad de reflujo en las redes. Esto puede deberse a altas presiones en el equipo conectado al suministro de agua de la red o a bajas presiones en la red, pero puede prevenirse mediante la instalación de dispositivos apropiados que evitan el reflujo.

Un problema adicional que no se relaciona directamente con el agua - es el crecimiento microbiológico (por ejemplo, *Legionella*) en las superficies y en los dispositivos en contacto con el agua que podría dar lugar al peligro de inhalación de aerosoles o a la infección de heridas. El crecimiento de estas bacterias se puede controlar a través de medidas básicas (por ejemplo, mantener el agua fuera del rango en el que prolifera *Legionella*, es decir, > 50 °C para el agua caliente y < 25 °C para el agua fría, o mantener un desinfectante residual adecuado). En los sistemas de agua fría puede ocurrir el control deficiente de la temperatura por la separación y aislamiento deficientes de los sistemas de agua caliente, y en los sistemas de agua caliente, en los aparatos de calefacción y en el almacenamiento puede haber dispositivos de temperatura mal ubicados, redes extensas o una tubería sin salida (es decir, cerrada en un extremo, que impide que pase el agua). En los grandes edificios hay mayor posibilidad de crecimiento de *Legionella* en sistemas de distribución de agua largos, por lo que su mantenimiento necesita atención especial. Para obtener más información sobre *Legionella* en el agua de consumo humano, ver la sección 11.1 y el documento complementario *Legionella and the prevention of legionellosis* (Anexo 1).

La evaluación efectiva de los peligros potenciales y los riesgos para la salud requiere la documentación de la estructura física de los sistemas de agua en los edificios. Esto debe mantenerse actualizado e incluir las redes de agua fría y caliente y los materiales empleados; el tratamiento en el punto de ingreso; el tratamiento en el punto de uso; los equipos y sistemas (por ejemplo, para toma de agua para afrontar los incendios) conectados al suministro de agua de consumo humano, y los dispositivos que operan a base de agua y que son abastecidos por el sistema de agua de consumo humano.

Al llevar a cabo una evaluación del sistema de distribución del edificio hay que tener en cuenta una serie de cuestiones específicas relacionadas con el ingreso, introducción y proliferación de contaminantes, en los que se incluyen:

- la calidad y gestión de abastecimientos externos;
- el uso de los suministros de agua independientes;
- abastecimientos intermitentes;
- la presión del agua dentro del sistema;
- la temperatura del agua (tanto en los sistemas de agua fría como caliente);
- la integridad de los tanques de almacenamiento;
- las áreas sujetas al uso intermitente o estacional (por ejemplo, hoteles con ocupación estacional, escuelas);
- las conexiones cruzadas, especialmente en sistemas mixtos;
- la prevención del reflujo;
- el diseño del sistema para minimizar tuberías sin salida/ciegas y otras áreas de potencial estancamiento de agua;
- el uso de materiales y recubrimientos aprobados para ser usados en contacto con el agua de consumo humano.

El objetivo de un sistema de distribución dentro de un edificio grande es suministrar agua - con una presión y flujo adecuados. La calidad del agua que ingresa al abastecimiento del edificio estará asegurada por una empresa de agua o mediante la instalación de dispositivos en el punto de entrada, que normalmente los controla el propietario del edificio o el operador. Para mantener la calidad del agua -, es importante minimizar los tiempos de tránsito, los flujos bajos y las presiones bajas.

Se deben establecer procedimientos para las reparaciones, renovaciones o ampliaciones de los sistemas a fin de asegurar que la seguridad del agua se mantenga, y todo el trabajo, incluidos los cambios en los sistemas de agua, se deben documentar. Después de realizar trabajos en el sistema, será conveniente desinfectar y lavar.

El monitoreo debe centrarse en asegurar que las medidas de control estén operando de manera eficaz. Siempre que sea posible, esto debe incluir el monitoreo por parte del personal de mantenimiento que utilizará kits de campo para analizar parámetros como la temperatura, pH y el desinfectante residual (por lo general el cloro residual). La frecuencia puede variar según el tamaño y uso del edificio, pero debe ser semanal en grandes edificios. El monitoreo de la calidad del agua de consumo humano será más frecuente cuando el edificio es nuevo o ha empezado a operar recientemente.

La vigilancia independiente es un elemento deseable para asegurar la continuidad de la seguridad del agua dentro de los edificios y la debe realizar el organismo de salud pertinente u otra autoridad independiente.

Para garantizar la seguridad del agua de consumo humano dentro de los edificios, los organismos reguladores nacionales deben efectuar las siguientes actividades de apoyo:

- la atención específica a la aplicación de códigos de buenas prácticas (por ejemplo, cuando el edificio empieza a operar, cuando se contrata la construcción y cuando se hace una rehabilitación);

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

- programas de educación y formación adecuados para los propietarios y administradores del edificio, ingenieros, gasfiteros y operadores de dispositivos (por ejemplo, torres de enfriamiento y condensadores de vapor);
- la reglamentación de la asociación de gasfiteros y el empleo de profesionales certificados;
- la certificación efectiva y el uso de materiales y dispositivos disponibles en el mercado;
- los códigos de prácticas para el diseño y operación de los dispositivos en contacto con el agua.

Para más información, consulte el documento complementario *Water safety in buildings* (Anexo 1).

6.10 Establecimientos de salud

Los establecimientos de salud incluyen hospitales, centros de salud, orfanatos residencias para adultos mayores (asilos), clínicas dentales y unidades de diálisis. El agua de consumo humano en dichos establecimientos debe ser apta para el consumo humano y para todos los usos domésticos habituales, incluida la higiene personal. Sin embargo, puede no ser adecuada para todos los usos o para algunos pacientes, y se puede requerir una adecuación posterior o un tratamiento específico u otras garantías.

Aunque los microorganismos como *Pseudomonas aeruginosa* y las micobacterias, *Acinetobacter*, las especies *Aeromonas* y *Aspergillus* no parecen representar un problema de salud en la población en general por el consumo de agua, incluidos la mayoría de los pacientes en establecimientos de salud, si podrían ser motivo de preocupación para las personas con inmunosupresión grave, como aquellas con recuentos de neutrófilos por debajo de 500 por microlitro (ver el documento complementario *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety*; Anexo 1). Algunos de estos microorganismos también tienen el potencial de causar infecciones si se utiliza el agua de consumo humano para lavar quemaduras o dispositivos médicos como endoscopios y catéteres. El agua utilizada para estos fines puede requerir procesamiento adicional, como la microfiltración o esterilización, dependiendo del uso.

Los establecimientos de salud pueden incluir entornos que propicien la proliferación y diseminación de *Legionella* (ver la sección 11.1 y el documento complementario *Legionella and the prevention of legionellosis*; Anexo 1). Algunos de los equipos, como los taladros de alta velocidad refrigerados con agua que se usan en los consultorios dentales, son de particular preocupación por la inhalación de aerosoles y la infección de heridas.

La diálisis renal requiere grandes volúmenes de agua de más alta calidad que el agua de consumo humano. El agua utilizada para la diálisis requiere un procesamiento especial para minimizar la presencia de microorganismos, endotoxinas, toxinas y contaminantes químicos. Hay requisitos especiales en cuanto al aluminio en el agua, debido a que en el pasado ha causado demencias por la diálisis, y los pacientes en diálisis también son sensibles a las cloraminas, lo que debe tenerse en cuenta cuando se utiliza cloraminación para desinfectar los suministros de agua de consumo humano, especialmente los pacientes que se hacen la diálisis en el hogar.

Todos los establecimientos de salud deben tener PSA específicos como parte de su programa de control de infecciones. Estos planes deben abordar cuestiones como los requisitos de calidad y de tratamiento del agua, la limpieza de equipos especializados y el control del crecimiento microbiológico en los sistemas de agua y equipos auxiliares.

6.11 Agua inocua para viajeros

Las fuentes más comunes de exposición a organismos patógenos para los viajeros es la ingestión de agua de consumo humano contaminada y de alimentos que han sido lavados con agua contaminada. La diarrea es el síntoma más común de infección transmitida por el agua y afecta al 20-50% de todos los viajeros, o unos 10 millones de personas por año. Los casos pueden ocurrir incluso entre las personas que se alojan en balnearios y hoteles de alta calidad. En algunas partes del mundo, el agua del grifo o el agua embotellada que no se ha producido en condiciones adecuadas puede no ser segura, incluso si es transparente e incolora.

Ninguna vacuna es capaz de conferir protección general contra la diarrea infecciosa, que es causada por muchos agentes patógenos diferentes. Es importante que los viajeros sean conscientes de la posibilidad de la enfermedad y que tomen las medidas adecuadas para reducir los riesgos al mínimo. Las medidas preventivas para los que viven o viajan a zonas con dudosa calidad del agua de consumo humano son las siguientes:

- Beba solo agua embotellada u otras bebidas (bebidas gaseosas, jugos pasteurizados y leche) provistos en contenedores sellados a prueba de manipulación y en botellas/latas de fabricantes conocidos (preferentemente certificadas por las autoridades responsables). El personal del hotel o los anfitriones locales suelen ser buenas fuentes de información acerca de las marcas locales seguras.
- Beba agua que haya sido tratada de manera efectiva en el punto de uso (por ejemplo, a través del hervido (ebullición), la filtración o la desinfección química) y almacenada en recipientes limpios.
- Tome bebidas calientes, como el café y el té, elaboradas con agua hervida y mantenidas calientes y almacenadas en recipientes limpios.
- Evite cepillarse los dientes con agua no potable.
- No use hielo a menos que se haya hecho con agua segura.
- Evite las ensaladas u otros alimentos crudos que pueden haber sido lavados o preparados con agua insalubre.

Los viajeros pueden tratar el agua en pequeñas cantidades para mejorar significativamente su seguridad. Existen numerosos abordajes de tratamiento simple y tecnologías disponibles en el mercado para que los viajeros puedan desinfectar el agua de consumo humano para una sola persona o familia. Los viajeros deben seleccionar un método de tratamiento de agua que elimine o inactive todas las clases de agentes patógenos. Las tecnologías deben estar certificadas por una organización confiable y se deben seguir las instrucciones del fabricante cuidadosamente.

Hacer hervir el agua es la forma más sencilla y eficaz para matar todos los agentes patógenos causantes de enfermedades, incluso en aguas turbias y en altitudes elevadas.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

Se debe dejar enfriar el agua caliente sin añadir hielo. Si el agua está turbia y necesita ser aclarada por razones estéticas, esto debe hacerse antes de hervirla.

Si no es posible hervir el agua, la desinfección química de agua clara, no turbia, es eficaz para matar las bacterias y la mayoría de los virus y algunos protozoos (pero no oocistos de *Cryptosporidium*, por ejemplo). Los viajeros usan ampliamente ciertos compuestos a base de cloro o yodo para desinfectar el agua. Después de la cloración o yodación, se puede usar un filtro de carbón activado (carbón vegetal) para eliminar el exceso de sabor y olor del agua. No se recomienda el uso de yodo a largo plazo en el caso de los lactantes, embarazadas, personas con un historial de enfermedad de la tiroides y aquellos con hipersensibilidad conocida al yodo, salvo que el tratamiento incluya un dispositivo eficaz de eliminación del yodo después de la desinfección (por ejemplo, carbón activado). Los viajeros que deseen aplicar el tratamiento de yodo al agua que consumen diariamente por más de 3-4 semanas de antemano deben consultar a un médico y usarlo en pequeñas cantidades. A veces se promueve la plata como un desinfectante, pero no es recomendable, ya que su eficacia es incierta y requiere periodos prolongados de contacto.

Las partículas suspendidas en el agua pueden reducir la eficacia de los desinfectantes, por lo que se debe aclarar o filtrar el agua turbia antes de la desinfección. Se encuentran disponibles productos químicos que combinan la clarificación (coagulación y floculación para eliminar las partículas) con la desinfección con cloro.

También se dispone de dispositivos portátiles de filtración probados y calificados, como la cerámica, membranas (ósmosis inversa principalmente) y filtros de carbón activado en bloque), que se aplican en el punto de uso para eliminar protozoos y algunas bacterias. Para asegurar la eliminación de oocistos de *Cryptosporidium* se recomienda que el tamaño del poro sea de 1 μm o menos. Estos filtros pueden requerir un prefiltro para eliminar partículas en suspensión con el fin de evitar la obstrucción del filtro final.

A menos que se hierva agua, se recomienda una combinación de técnicas (por ejemplo, la clarificación y/o filtración seguida por desinfección química). Esta combinación proporciona una barrera de tratamiento múltiple que elimina un número significativo de protozoos y además mata bacterias y virus.

Para las personas con sistemas inmunes debilitados, las embarazadas y lactantes, se recomiendan precauciones adicionales para reducir el riesgo de infección debido al agua contaminada con *Cryptosporidium*, por ejemplo. Se recomienda hervir y almacenar el agua en un recipiente protegido, aunque a nivel internacional o nacional el agua embotellada o el agua mineral certificada también puede ser aceptable.

Los métodos de tratamiento descritos aquí, con la excepción de la filtración con carbón y la ósmosis inversa, generalmente no reducen los niveles de la mayoría de los contaminantes químicos en el agua de consumo humano. Sin embargo, estos no suelen ser de preocupación para la salud en el corto plazo.

Se puede encontrar más información sobre el tratamiento del agua en los hogares para eliminar contaminantes microbiológicos y químicos en las secciones 7.3.2 y 8.4.4, respectivamente. El cuadro 6.1 proporciona un resumen de los métodos de desinfección del agua de consumo humano que pueden ser utilizados por los viajeros

Cuadro 6.1 Métodos de desinfección del agua potable que pueden usar los viajeros

| Método | Recomendación | Qué hace | Que es lo que no hace |
|-------------------------------------|--|--|--|
| Hervido | <ul style="list-style-type: none"> Hierva el agua y déjela enfriar | <ul style="list-style-type: none"> Mata todos los agentes patógenos | <ul style="list-style-type: none"> No elimina la turbidez No proporciona un desinfectante químico residual, como el cloro, para proteger contra la contaminación |
| Compuestos del cloro: | <ol style="list-style-type: none"> Cloro de uso doméstico sin olor (hipoclorito de sodio) Tableta de dicloroisocianurato de sodio Hipoclorito de calcio | <ul style="list-style-type: none"> Para una temperatura ambiente típica y temperatura del agua de 25 °C, el tiempo de contacto mínimo debe ser 30 min; se aumenta el tiempo de contacto para el agua más fría—por ejemplo, se duplica el tiempo por cada 10 °C a menos de 25 °C Se prepara de acuerdo con las instrucciones Para que sea más efectivo se debe añadir al agua clarificada o después de la sedimentación o clarificación Tipo y dosis usual: <ol style="list-style-type: none"> Lejía casera (5%)—4 gotas por litro Dicloroisocianurato de sodio—1 tableta (según indicaciones del paquete) Hipoclorito de calcio (solución madre al 1%)—4 gotas por litro | <ul style="list-style-type: none"> No es efectivo contra <i>Cryptosporidium</i>; no es tan efectivo como el yodo cuando se usa con agua turbia Se requiere mayor tiempo de contacto para matar quistes de <i>Giardia</i>, especialmente cuando el agua está fría |
| Tableta o sobre de floculante-cloro | <ul style="list-style-type: none"> Dosifique de acuerdo con las instrucciones del paquete | <ul style="list-style-type: none"> Es efectivo para matar o eliminar a la mayoría de los agentes patógenos en el agua (los coagulantes-floculantes eliminan parcialmente <i>Cryptosporidium</i>) | <ul style="list-style-type: none"> El agua floculada se debe decantar en un recipiente limpio, preferiblemente a través de un filtro de tela limpio |
| Yodo: | <ol style="list-style-type: none"> Tintura de yodo (solución al 2%) Yodo (solución al 10%) Tableta de yodo | <ul style="list-style-type: none"> Mata a la mayoría de los agentes patógenos Se requiere mayor tiempo de contacto para matar quistes de <i>Giardia</i>, especialmente cuando el agua está fría | <ul style="list-style-type: none"> No es efectivo contra <i>Cryptosporidium</i> |

Cuadro 6.1 (Continuación)

| Método | Recomendación | Qué hace | Que es lo que no hace |
|---|---|--|--|
| <p>4. Resina yodada (triyoduro o pentayoduro)</p> | <p>• Tipo y dosis usual: 1. Tintura de yodo (solución al 2%)—5 gotas por litro 2. Yodo (solución al 10%)—8 gotas por litro 3. Tableta de yodo—1 o 2 tabletas por litro 4. Resina yodada (triyoduro o pentayoduro) — temperatura ambiente de acuerdo con las instrucciones y dentro de la capacidad nominal • <i>Precaución:</i> No se recomienda para embarazadas, personas con problemas de la tiroides o por más de pocos meses. Las embarazadas que podrían ser más sensibles, deben usar un filtro de carbón u otro proceso efectivo para eliminar el exceso de yodo después del tratamiento con yodo</p> | <p>• La filtración con carbón después del uso de la resina yodada eliminará el exceso de yodo del agua; reemplace el filtro de carbón regularmente</p> | <p>Los filtros con poros de más de 1 µm no eliminan a la mayoría de las bacterias y virus Los microfiltros pueden no eliminar virus, especialmente de aguas claras; se podría requerir tratamiento adicional, como la desinfección química o el hervido/pasteurización para reducir los virus La mayoría de los filtros de carbón en bloque no eliminan agentes patógenos, salvo posiblemente protozoos, aun cuando el carbón este impregnado con plata, porque el tamaño del poro es demasiado grande (> 1 µm)</p> |
| <p>Dispositivos portátiles de filtración: 1. Filtros de cerámica 2. Filtros de carbón; algunos filtros de carbón en bloque eliminarán únicamente <i>Cryptosporidium</i>— solo si están probados y certificados para la eliminación de oocistas 3. Tipos de filtros de membrana (microfiltro, ultrafiltro, nanofiltro y ósmosis inversa).</p> | <p>• Verifique el tamaño calificado del poro y la eficiencia de remoción reportada para diferentes agentes patógenos (virus, bacterias y protozoos) provistos por el fabricante y certificados por un organismo nacional o internacional de certificación. El tamaño del poro del medio filtrante debe tener una calificación de 1 µm (absoluto) o menor. Tenga en cuenta que el agua debe ser clara para evitar la obstrucción de los poros • Se recomienda clarificar el agua turbia mediante filtración o sedimentación antes de la desinfección con cloro o yodo si el agua no está hervida</p> | <p>• Los filtros de menos de 1 µm eliminarán <i>Giardia</i>, <i>Cryptosporidium</i> y otros protozoos • Los dispositivos de ósmosis inversa aprobados pueden eliminar a casi todos los agentes patógenos • Algunos filtros incluyen un desinfectante químico, como el yodo o cloro para matar microbios; verifique las declaraciones del fabricante y la documentación de un organismo nacional o internacional independiente de certificación</p> | <p>Los filtros con poros de más de 1 µm no eliminan a la mayoría de las bacterias y virus Los microfiltros pueden no eliminar virus, especialmente de aguas claras; se podría requerir tratamiento adicional, como la desinfección química o el hervido/pasteurización para reducir los virus La mayoría de los filtros de carbón en bloque no eliminan agentes patógenos, salvo posiblemente protozoos, aun cuando el carbón este impregnado con plata, porque el tamaño del poro es demasiado grande (> 1 µm)</p> |

^a Para hacer una solución de hipoclorito de calcio al 1%, añada (a 1 litro de agua) 28 g si el contenido de cloro es de 35%, 15.4 g si el contenido de cloro es de 65% o 14.3 g si el contenido de cloro es de 70%.

6.12 Aeronaves y aeropuertos

La importancia del agua como vehículo potencial de transmisión de enfermedades infecciosas en aeronaves está bien documentada. En términos generales, los mayores riesgos microbiológicos son los derivados del consumo de agua contaminada con heces humanas o de animales. Si la fuente de agua utilizada para reponer las reservas de la aeronave está contaminada y no se toman las precauciones oportunas, la enfermedad se puede transmitir a través del agua de la aeronave si se utiliza para beber o para la limpieza dental. Por consiguiente, es imprescindible que los aeropuertos cumplan el Reglamento Sanitario Internacional (2005) y que dispongan de una fuente de agua de consumo humano aprobada por el organismo regulador pertinente (OMS, 2005a). Los aeropuertos por lo general tienen un régimen especial para la gestión del agua después de que haya ingresado al aeropuerto.

Una fuente de agua de consumo humano no es una salvaguardia si el agua se contamina posteriormente durante la transferencia, el almacenamiento o distribución en las aeronaves. Un PSA que abarque la gestión del agua dentro de los aeropuertos, desde que se recibe el agua hasta que se transfiere a la aeronave (por ejemplo, a través de vehículos del servicio de agua o cisternas de agua), complementado con medidas que garanticen que la calidad del agua se mantiene en la aeronave (es decir, con materiales seguros y buenas prácticas en el diseño, construcción, operación y mantenimiento de los sistemas de la aeronave) proporciona un marco para la seguridad del agua en la aviación.

Al llevar a cabo una evaluación del sistema general de distribución del agua en el aeropuerto/aeronave, se debe tomar una serie de consideraciones específicas tales como:

- la calidad de la fuente de agua y la necesidad de tratamiento adicional;
- el diseño y construcción de tanques de almacenamiento y tuberías del aeropuerto;
- el diseño y construcción de los vehículos de suministro de agua;
- el uso de materiales y accesorios aprobados para el contacto con el agua de consumo humano en todas las etapas;
- las técnicas para cargar el agua;
- cualquier sistema de tratamiento en la aeronave (por ejemplo, la desinfección ultravioleta);
- el mantenimiento de la gasfitería a bordo;
- la prevención de conexiones cruzadas, incluida la prevención del reflujo.

La autoridad aeroportuaria es responsable del abastecimiento de agua de consumo humano, incluido el monitoreo operativo hasta que el agua se transfiera al operador de la aeronave. El énfasis principal del monitoreo es asegurar que los procesos de gestión estén operando de manera eficiente—por ejemplo, que la calidad del agua de la fuente no esté comprometida; que todas las partes del sistema, incluidos los hidrantes, mangueras y cisternas estén limpios y en buen estado; que la prevención del reflujo esté operativo; que los filtros estén limpios. Además, el sistema debe ser desinfectado y lavado después del mantenimiento o de las reparaciones, y se debe verificar la calidad microbiológica del agua, de preferencia antes de que el sistema entre en servicio.

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

La transferencia del agua a la aeronave y al sistema de agua de consumo humano de la aeronave también tiene el potencial de introducir peligros, incluso si el agua fuera de buena calidad hasta este punto. Por lo tanto, es importante que el personal involucrado esté debidamente capacitado y que comprenda las razones de las precauciones y el cuidado requerido que debe tomarse para prevenir la contaminación. Las precauciones descritas en las secciones anteriores relativas a la transferencia de agua de consumo humano de un suministro por tubería o desde camiones cisterna son esenciales, incluido el mantenimiento de la limpieza de los vehículos y de los puntos de transferencia. Hay un potencial significativo de que el combustible de la aeronave contamine el sistema, y hay que tener en cuenta que tan solo pequeñas cantidades de hidrocarburos de bajo peso molecular pueden hacer que el agua sea inaceptable. Además, el personal dedicado al suministro de agua de consumo humano no debe participar en actividades relacionadas con el servicio de limpieza de los inodoros de las aeronaves sin primero tomar todas las precauciones necesarias (por ejemplo, lavarse las manos a fondo o cambiarse la ropa exterior). Todos estos requisitos y procedimientos deben estar debidamente documentados en el PSA como parte del sistema de transferencia de agua del aeropuerto y las compañías aéreas que utilizan el aeropuerto deben tenerlo muy presente para asegurar su papel como actores claves.

La vigilancia independiente es una parte importante del PSA, porque las circunstancias y el equipo o el personal pueden cambiar, y el debilitamiento de las barreras o la introducción de nuevos riesgos podrían pasar desapercibidos. La vigilancia abarcará la revisión inicial y la aprobación del PSA, la revisión periódica y la evaluación directa de las disposiciones y funcionamiento del PSA, prestando especial atención a los códigos de buenas prácticas en la industria de la aviación, al documento complementario *Guide to hygiene and sanitation in aviation* (Anexo 1) y a los reglamentos de salud aeroportuaria o de las aerolíneas. También es importante que la respuesta a cualquier incidente se registre y se revise para incorporar las lecciones aprendidas en el PSA.

6.13 Barcos

La importancia del agua como vehículo de transmisión de enfermedades infecciosas en los barcos ha sido documentada en forma clara. En términos generales, los mayores riesgos microbiológicos se asocian con la ingestión de agua contaminada con heces humanas y de animales. Sin embargo, la contaminación química también puede ocurrir en los barcos debido al agua por volumen contaminada que ha ingresado a bordo en el puerto, conexiones cruzadas a bordo o inadecuado tratamiento a bordo. El documento complementario *Guide to ship sanitation* (Anexo 1) describe los factores que se pueden encontrar durante el tratamiento, transferencia, producción, almacenamiento o distribución del agua en los barcos y las características específicas de la organización del abastecimiento y el marco regulatorio. Es fundamental que todo el personal involucrado en el sistema de agua de consumo humano esté debidamente capacitado.

La organización de los sistemas de abastecimiento de agua en los establecimientos portuarios y barcos difiere considerablemente de la distribución convencional de

agua en tierra, pero es similar a la de los aeropuertos. La autoridad portuaria tiene la responsabilidad de proveer el agua de consumo humano segura que se cargará en los barcos. Si se sospecha que el agua proviene de una fuente insegura, el capitán del barco puede decidir si es necesario un tratamiento adicional (por ejemplo hipercloración o filtración). Cuando se requiere un tratamiento a bordo o antes del embarque, el tratamiento seleccionado debe ser el más adecuado para el agua y el de más fácil operación y mantenimiento por los oficiales y la tripulación de la nave.

El agua se entrega a los buques por mangueras o se transfiere a la nave a través de botes o barcasas. La transferencia de la orilla a la nave es una fuente potencial de contaminación microbiológica o química. Además de la transferencia del agua de la costa al barco y del almacenamiento por volumen a bordo, muchos barcos utilizan la desalinización (ver la sección 6.4) para producir su propia agua de consumo humano.

A diferencia de un establecimiento en tierra, la gasfitería a bordo de los buques se compone de numerosos sistemas de tuberías que transportan agua de consumo humano, agua de mar, aguas residuales y combustible, y ocupan un espacio relativamente reducido. Los sistemas de tuberías suelen ser extensos y complejos, lo que dificulta su inspección, reparación y mantenimiento. Numerosos brotes de enfermedades de origen hídrico en barcos se han producido por la contaminación del agua de consumo humano después de haber sido cargada al barco—por ejemplo, debido a aguas residuales o aguas de la sentina (cavidad inferior de la nave, sobre la quilla que reúnen las aguas de diferentes procedencias) cuando los sistemas de almacenamiento de agua no fueron diseñados y construidos de manera adecuada. El agua de consumo humano se debe almacenar en uno o más tanques construidos, ubicados y protegidos de tal forma que estén a salvo de la contaminación. Las tuberías de agua de consumo humano se deben proteger y ubicar de manera que no estén sumergidas en aguas de la sentina ni pasen a través de tanques de almacenamiento de líquidos no inocuos para la salud. El diseño del sistema debe evitar el deterioro de la calidad del agua durante la distribución y minimizar el estancamiento y las tuberías sin salida, y tomar en cuenta el movimiento del barco, que aumenta la posibilidad de sobretensiones y reflujos.

Se debe hacer una evaluación general de la operación del sistema de abastecimiento de agua de la nave, cuya responsabilidad final recae en el capitán del barco, quien debe asegurar que todos los procesos de gestión funcionen de manera eficiente. Una parte importante de este proceso es asegurar que los tripulantes responsables del suministro de agua de consumo humano estén debidamente capacitados y que reciban cursos de actualización, según corresponda. Cuando se desarrolla un PSA y se garantiza que el sistema es capaz de suministrar agua segura, se necesita considerar:

- la calidad del agua de la fuente si esta proviene de una fuente en tierra, así como del equipo y el método de transferencia de la tierra al barco;
- el equipo y procesos de desalinización, cuando se utilicen, teniendo en cuenta los puntos planteados en la sección 6.5;
- el diseño y construcción de los tanques de almacenamiento y de las tuberías, incluido el uso de materiales y productos químicos aprobados y la clara codificación por colores de las tuberías para distintos fines;

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

- la minimización de tuberías sin salida y de zonas de estancamiento, que deben ser lavadas periódicamente;
- los sistemas de filtración y otros sistemas de tratamiento a bordo del barco, incluida la desinfección y la provisión de desinfección residual;
- la prevención de conexiones cruzadas y la presencia de dispositivos que eviten el refluo;
- el mantenimiento de la presión de agua adecuada dentro del sistema;
- la presencia de un desinfectante residual en todo el sistema.

Se necesita revisar el sistema periódicamente para fines de limpieza y reparación, y se necesita medir todos los días parámetros como el pH y el desinfectante residual. Siempre que sea posible, se debe controlar la calidad microbiológica, a través del conteo de placas y de coliformes fecales, aunque solo sea en el puerto, pues ayudará a asegurar que el abastecimiento proporcione agua segura. También deben existir procedimientos adecuados que garanticen la seguridad después del mantenimiento o reparación, incluida la desinfección específica del sistema o de la zona afectada. Cualquier indicio de un problema, como una enfermedad o problemas de sabor u olor, se debe investigar de inmediato y corregir el sistema si se demuestra que este es la fuente. En comunidades confinadas, como en los barcos, la propagación de enfermedades infecciosas de persona a persona es un problema importante. Alguien que haya estado trabajando en el sistema de letrinas y saneamiento del barco no debe ser transferido para que trabaje en el sistema de agua de consumo humano sin lavarse bien las manos y cambiarse la ropa exterior.

La vigilancia independiente es un elemento deseable para asegurar la seguridad del agua de consumo humano en los barcos. Esto implica que habrá una auditoría periódica y la evaluación y revisión directa, y aprobación del PSA. Se dará atención especial a los códigos de prácticas de la industria naviera, al documento complementario *Guide to ship sanitation* (Anexo 1) y a los reglamentos de salud de puertos y embarcaciones. La vigilancia independiente también debe incluir la garantía de que todos los incidentes específicos que afecten o que puedan afectar la calidad del agua se investiguen adecuadamente y que las lecciones aprendidas se incorporen en el PSA.

6.14 Agua de consumo humano envasada

El agua embotellada y en recipientes se encuentra disponible ampliamente en los países industrializados y en desarrollo. Los consumidores compran agua de consumo humano envasada debido al sabor, la conveniencia o la moda, pero la seguridad y los beneficios potenciales para la salud también son consideraciones importantes.

El agua se envasa para su consumo en una gama de contenedores, incluidas las latas, cajas laminadas y bolsas de plástico, pero las botellas de vidrio o de plástico son las más comunes. El agua embotellada también se provee en varios tamaños, desde porciones individuales hasta contenedores de 80 litros. El control de la calidad de los materiales, de los envases y de las tapas del agua embotellada es de especial preocupación. A veces, se utiliza ozono para la desinfección final antes del embotellado, ya que no confiere sabor al agua. Si el agua contiene bromuro de origen natural, este puede producir

la formación de bromato a menos que se tenga cuidado de reducir al mínimo su formación.

Las Guías proporcionan una base para la derivación de normas referidas al agua envasada. Al igual que con otras fuentes de agua de consumo humano, la seguridad se consigue a través de una combinación de gestión de la seguridad y de normas de calidad y pruebas del producto final, y es más fácil de lograr porque los lotes se pueden mantener hasta que los resultados estén disponibles. El marco internacional para la regulación del agua envasada lo proporciona la Comisión del Codex Alimentarius de la Organización Mundial de la Salud y la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.

La Comisión del Codex Alimentarius ha desarrollado la *Norma para las aguas minerales naturales*—que describe el producto, su composición y factores de calidad, incluidos los tratamientos prescritos, los límites para determinadas sustancias químicas, la higiene, el envasado y etiquetado—y un código de práctica asociado. También ha desarrollado una *Norma general para aguas embotelladas/envasadas* que cubre el agua de consumo humano envasada distinta de las aguas minerales naturales. Ambas normas del Codex se refieren directamente a las presentes Guías; las normas del Codex para agua envasada/embotellada tienen los mismos valores de referencia establecidos en las presentes Guías. De acuerdo con la *Norma para las aguas minerales naturales* y el código de prácticas asociado, las aguas minerales naturales deben cumplir requisitos estrictos, incluidos la captación y el embotellado de una fuente natural, como un manantial o pozo, sin tratamiento posterior. En comparación, la *Norma general para aguas embotelladas/envasadas* incluye aguas procedentes de otras fuentes, además de manantiales y pozos, y el tratamiento para mejorar su seguridad y calidad. Las diferencias entre estas normas son especialmente relevantes en las regiones donde las aguas minerales naturales tienen una larga historia cultural. Para más información sobre la *Norma para las aguas minerales naturales* del Codex y el código de prácticas y la *Norma general para aguas embotelladas/envasadas*, se recomienda visitar el sitio web del Codex (<http://www.codexalimentarius.net/>).

El *Código de prácticas para la captación, elaboración y comercialización de las aguas minerales naturales* del Codex Alimentarius proporciona orientación sobre una serie de buenas prácticas de fabricación y proporciona un PSA general para el agua de consumo humano envasada.

Algunos consumidores creen que ciertas aguas minerales naturales tienen propiedades medicinales y que ofrecen otros beneficios para la salud. Algunas de estas aguas tienen mayor contenido de minerales, a veces significativamente más altas que las concentraciones normalmente aceptadas en el agua de consumo humano. A menudo, tienen una larga tradición de uso y se aceptan, porque se consideran como alimentos en lugar de agua para bebida. Aunque ciertas aguas minerales pueden ser útiles para proveer micronutrientes esenciales, como el calcio y el magnesio, las presentes Guías no hacen recomendaciones con respecto a las concentraciones mínimas de los elementos esenciales debido a la incertidumbre que plantea, en materia de nutrición, la ingesta de minerales a través del agua de consumo humano. También se consumen aguas envasadas con muy bajo contenido de minerales, como el agua destilada o

6. APLICACIÓN DE LAS GUÍAS EN CIRCUNSTANCIAS ESPECÍFICAS

desmineralizada. No hay suficiente información científica sobre los beneficios o peligros a largo plazo derivados del consumo de agua con muy baja concentración de minerales como para permitir que se hagan recomendaciones (OMS, 2005b; ver también el documento complementario *Calcium and magnesium in drinking-water*; Anexo 1).

Otra forma de agua envasada es el hielo que se usa para las bebidas y que pueden entrar en contacto con alimentos que se consumen crudos. El hielo que se prepara y vende de esta manera debe ser tratado de la misma manera que cualquier agua envasada para bebida.

6.15 Producción y procesamiento de alimentos

La calidad del agua que se define en las Guías es adecuada para todos los usos normales de la industria alimentaria. Algunos procesos tienen requisitos especiales de calidad del agua con el fin de asegurar determinadas características deseadas en el producto, y las Guías no garantizan necesariamente que se cumplen tales requisitos especiales.

La calidad del agua de consumo humano deficiente puede tener un impacto grave en la elaboración de alimentos y potencialmente en la salud pública. Las consecuencias de no utilizar agua de calidad adecuada en la elaboración de alimentos dependerán del uso del agua y del consiguiente procesamiento de materiales potencialmente contaminados. Las variaciones en la calidad del agua que pueden ser toleradas ocasionalmente en el abastecimiento de agua de consumo humano pueden ser inaceptables para algunos usos en la industria alimentaria. Estas variaciones podrían ocasionar un impacto financiero significativo en la producción de alimentos—por ejemplo, el retiro de determinado producto del mercado.

Los diversos usos del agua en la producción y procesamiento de alimentos tienen diferentes requisitos de calidad. Los usos incluyen el riego y el agua para el ganado; como ingrediente o cuando se utiliza para lavar o "refrescar" alimentos, como el pulverizado de verduras para ensalada en los mercados; y aquellos en los que el contacto entre el agua y el producto alimenticio debe ser mínimo (como el agua para calentar o enfriar alimentos y el agua de limpieza).

Para reducir la contaminación microbiológica, en el procesamiento de alimentos se pueden emplear tratamientos específicos (por ejemplo, el calor) capaces de eliminar una gama de organismos patógenos de preocupación para la salud pública. El efecto de estos tratamientos debe tenerse en cuenta al evaluar los impactos del deterioro de la calidad del agua de consumo humano en la producción de alimentos o en el establecimiento donde se elaboran. Por ejemplo, el agua que se utiliza en el envasado suele calentarse a una temperatura que al menos equivale a la pasteurización.

La información sobre el deterioro de la calidad microbiológica o química de un abastecimiento de agua de consumo humano se debe comunicar de inmediato a los establecimientos que producen alimentos y bebidas.

Para más información sobre la desinfección del agua de consumo humano para su uso en la producción y procesamiento de alimentos, ver FAO/OMS (2009).

7

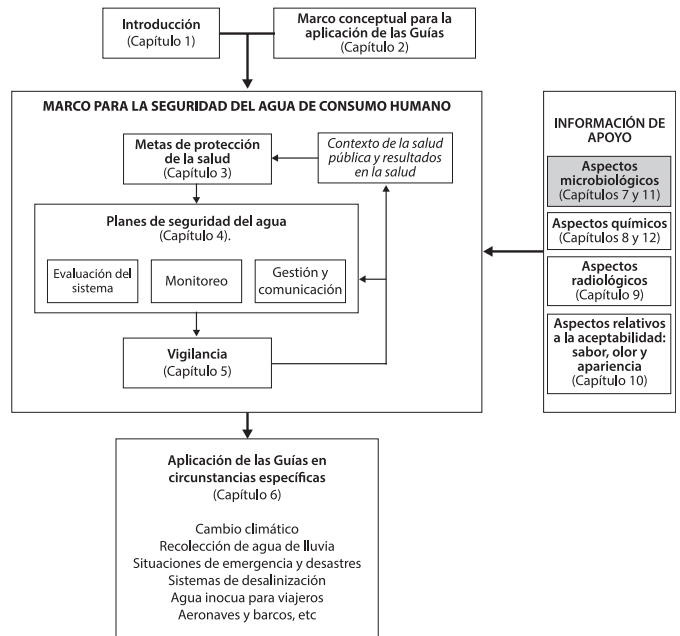
Aspectos microbiológicos

El mayor riesgo a la salud pública debido a los microbios del agua se relaciona con el consumo de agua de consumo humano contaminada con heces humanas o de animales, aunque puede haber otras fuentes y vías de exposición significativas.

Los brotes de enfermedades transmitidas por el agua se han asociado con el tratamiento inadecuado del suministro de agua y la gestión insatisfactoria de la

distribución del agua potable. Por ejemplo, en los sistemas de distribución, estos brotes se han vinculado a conexiones cruzadas, contaminación durante el almacenamiento, baja presión del agua y suministro intermitente. Los brotes de enfermedades transmitidas por el agua pueden evitarse prevenirse si se aplica un marco integrado de gestión de riesgos basado en un enfoque de barreras múltiples desde la cuenca hasta el consumidor. La implementación de un marco integrado de gestión de riesgos para mantener el agua libre de la contaminación en los sistemas de distribución incluye la protección de las fuentes de agua, la adecuada selección y operación de los procesos de tratamiento del agua potable y la correcta gestión de los riesgos dentro de los sistemas de distribución (para obtener más información, vea el documento complementario *Water safety in distribution systems*; Anexo 1).

Este capítulo, a partir de estudios de brotes de enfermedades y de investigaciones prospectivas no asociadas a brotes, se centra en aquellos organismos para los cuales



existen pruebas de que causan enfermedades debido a la ingestión, la inhalación de aerosoles o el contacto dérmico con agua de consumo humano contaminada; para fines de estas Guías, estas se consideran las rutas de las enfermedades transmitidas por el agua. Trata además sobre la prevención y el control de esta contaminación.

El capítulo 11 (Fichas informativas sobre agentes microbiológicos) proporciona información detallada e individualizada sobre agentes patógenos transmitidos por el agua, así como sobre microorganismos indicadores.

7.1 Peligros microbiológicos relacionados con el agua de consumo humano

Las enfermedades infecciosas causadas por bacterias, virus y parásitos patógenos (p. ej., protozoos y helmintos) son el riesgo para la salud más común y extendido asociado al agua de consumo humano. La carga para la salud pública se determina por la gravedad y la incidencia de las enfermedades asociadas con agentes patógenos, su infectividad y la población expuesta. En subpoblaciones vulnerables, las consecuencias de las enfermedades pueden ser más graves.

Las enfermedades infecciosas causadas por bacterias, virus protozoos y helmintos patógenos son el riesgo para la salud más común y extendido asociado con el agua de consumo humano.

La falta de seguridad en el abastecimiento de agua (ya sea en la fuente, en el tratamiento o en la distribución) puede generar contaminación a gran escala y, posiblemente, cause brotes de enfermedades detectables. En algunos casos, la contaminación repetida, de bajo nivel, puede dar lugar a enfermedades esporádicas significativas, pero es poco probable que la vigilancia de la salud pública identifique al agua de consumo humano contaminada como la fuente de esas enfermedades.

Los organismos patógenos transmitidos por el agua tienen varias propiedades que los distinguen de otros contaminantes del agua de consumo humano:

- Los agentes patógenos pueden causar efectos agudos y también crónicos sobre la salud.
- Algunos agentes patógenos pueden proliferar en el ambiente.
- Los agentes patógenos se encuentran en número discreto en el ambiente.
- Los organismos patógenos a menudo se agregan o se adhieren a los sólidos suspendidos en el agua y sus concentraciones varían con el tiempo, de modo que la probabilidad de ingerir una dosis infecciosa no se puede predecir a partir de su concentración media en el agua.
- La exposición a un agente patógeno que ocasiona una enfermedad depende de la dosis, de la invasión y la virulencia del organismo patógeno, así como del estado inmunológico de la persona.
- Si se establece la infección, los agentes patógenos se multiplican en su huésped.
- Ciertos organismos patógenos del agua también se multiplican en los alimentos, las bebidas o los sistemas de agua caliente, lo que perpetúa o incluso aumenta la probabilidad de infección.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

- A diferencia de muchos agentes químicos, los agentes patógenos no tienen un efecto acumulativo.

La evaluación cuantitativa del riesgo microbiológico (ECRM), un marco matemático para evaluar los riesgos de infección por organismos patógenos humanos, puede ayudar a entender y gestionar los peligros microbiológicos transmitidos por el agua, especialmente los relacionados con la enfermedad esporádica.

7.1.1 Infecciones transmitidas por el agua

Los agentes patógenos que se pueden transmitir a través del agua de consumo humano contaminada son diversos en cuanto a sus características, comportamiento y resistencia. El cuadro 7.1 proporciona información general sobre los agentes patógenos relevantes en la gestión de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. La transmisión por el agua de los agentes patógenos mencionados ha sido confirmada por estudios epidemiológicos e historias de caso. Parte de la demostración de la patogenicidad implica la reproducción de la enfermedad en poblaciones sensibles. Los estudios experimentales en los que voluntarios adultos sanos se exponen a organismos patógenos conocidos proporcionan información, pero esos datos se aplican solo a una parte de la población expuesta; la extrapolación a subpoblaciones más vulnerables es un tema que aún debe estudiarse con más detalle. El cuadro 7.2 ofrece información sobre organismos que han sido sugeridos como posibles causas de enfermedades transmitidas por el agua, pero las pruebas no son concluyentes o se carece de ellas, o bien se indica que es poco probable la transmisión a través del abastecimiento de agua de consumo humano. El espectro de los agentes patógenos puede cambiar debido al huésped, al organismo patógeno y a los cambios ambientales, como las fluctuaciones en la población humana y de animales, el reúso de aguas residuales, los cambios en los estilos de vida y las intervenciones médicas, los movimientos de población y los viajes, las presiones selectivas de nuevos organismos patógenos y mutantes o recombinaciones de los agentes patógenos existentes. La inmunidad de las personas también varía considerablemente, ya sea por el contacto con un agente patógeno o por la influencia de factores como la edad, el sexo, el estado de salud y las condiciones de vida.

Cuadro 7.1 Agentes patógenos transmitidos a través del agua potable^a

| Agente patógeno | Tipo de especie/género/grupo ^b | Importancia para la salud ^c | Persistencia en el suministro de agua ^d | Resistencia al cloro ^e | Infectividad relativa ^f | Fuente animal importante |
|---|---|--|--|-----------------------------------|------------------------------------|--------------------------|
| Bacterias | | | | | | |
| <i>Burkholderia</i> | <i>B. pseudomallei</i> | Alta | Puede multiplicarse | Baja | Baja | No |
| <i>Campylobacter</i> | <i>C. coli</i> <i>C. jejuni</i> | Alta | Moderada | Baja | Moderada | Sí |
| <i>Escherichia coli</i> – diarrogénica ^g | | Alta | Moderada | Baja | Baja | Sí |
| <i>E. coli</i> – enterohemorrágica | <i>E. coli</i> O157 | Alta | Moderada | Baja | Alta | Sí |
| <i>Francisella</i> | <i>F. tularensis</i> | Alta | Larga | Moderada | Alta | Sí |
| <i>Legionella</i> | <i>L. pneumophila</i> | Alta | Puede multiplicarse | Baja | Moderada | No |
| Micobacteria (no tuberculosa) | <i>Mycobacterium avium complex</i> | Baja | Puede multiplicarse | Alta | Baja | No |
| <i>Salmonella typhi</i> | | Alta | Moderada | Baja | Baja | No |
| Otras <i>Salmonellas</i> | <i>S. enterica</i> <i>S. bongori</i> | Alta | Puede multiplicarse | Baja | Baja | Sí |
| <i>Shigella</i> | <i>S. dysenteriae</i> | Alta | Corta | Baja | Alta | No |
| <i>Vibrio</i> | <i>V. cholerae</i> O1 y O139 | Alta | Corta a larga ^h | Baja | Baja | No |
| Virus | | | | | | |
| Adenoviridae | Adenovirus | Moderada | Larga | Moderada | Alta | No |
| Astroviridae | Astrovirus | Moderada | Larga | Moderada | Alta | No |
| Caliciviridae | Norovirus, Sapovirus | Alta | Larga | Moderada | Alta | Potencialmente |
| Hepeviridae | Virus de la hepatitis E | Alta | Larga | Moderada | Alta | Potencialmente |
| Picornaviridae | Enterovirus, Pa-rechovirus, Virus de la hepatitis A | Alta | Larga | Moderada | Alta | No |
| Reoviridae | Rotavirus | Alta | Larga | Moderada | Alta | No |
| Protozoos | | | | | | |
| <i>Acanthamoeba</i> | <i>A. culbertsoni</i> | Alta | Puede multiplicarse | Alta | Alta | No |
| <i>Cryptosporidium</i> | <i>C. hominis/parvum</i> | Alta | Larga | Alta | Alta | Sí |
| <i>Cyclospora</i> | <i>C. cayetanensis</i> | Alta | Larga | Alta | Alta | No |
| <i>Entamoeba</i> | <i>E. histolytica</i> | Alta | Moderada | Alta | Alta | No |
| <i>Giardia</i> | <i>G. intestinalis</i> | Alta | Moderada | Alta | Alta | Sí |
| <i>Naegleria</i> | <i>N. fowleri</i> | Alta | Puede multiplicarse | Baja | Moderada | No |
| Helmitos | | | | | | |
| <i>Dracunculus</i> | <i>D. medinensis</i> | Alta | Moderada | Moderada | Alta | No |

^a Este cuadro presenta agentes patógenos para los cuales hay algunas pruebas de su importancia para la salud, debido a su ocurrencia en el abastecimiento de agua potable. En el capítulo 11, se presenta más información sobre estos y otros organismos patógenos.

^b Las especies listadas (p. ej., *L. pneumophila*) son las más comunes relacionadas con las enfermedades transmitidas por el agua, pero otras especies también podrían causar enfermedades.

^c La importancia para la salud se relaciona con la incidencia y la gravedad de la enfermedad, incluida la asociación con brotes.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

^d Persistencia y detección en la fase infecciosa en el agua a 20 °C: corta, hasta 1 semana; moderada, de 1 semana a 1 mes; larga, más de 1 mes.

^e Entre las especies y grupos de patógenos es probable que haya variaciones en la resistencia, que podrían verse afectadas por las características del suministro de agua y las condiciones de operación. La resistencia se basa en una inactivación del 99% a 20 °C, en la que, generalmente, baja representa un Cl_{99} de < 1 min.mg/L, moderada de 1-30 min.mg/L y alta > 30 min.mg/L (donde C = la concentración de cloro libre en mg/L y t = tiempo de contacto en minutos) en las siguientes condiciones: en la etapa infecciosa los agentes patógenos están suspendidos libremente en el agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales y pH entre 7 y 8. Cabe señalar que los organismos que sobreviven y crecen en biopelículas, como Legionella y micobacterias, no serán eliminados con la cloración.

^f Basado en experimentos con personas voluntarias, evidencia epidemiológica y estudios experimentales con animales. Alta significa que la dosis infecciosa puede tener $1-10^2$ organismos o partículas; moderada, 10^2-10^4 y baja > 10^4 .

^g Incluye enteropatogénica, enterotoxigénica, enteroinvasiva, de adherencia difusa y enteroagregativas.

^h *Vibrio cholerae* puede persistir por largos periodos en asociación con copépodos y otros organismos acuáticos.

Cuadro 7.2 Microorganismos cuya transmisión a través del agua potable se ha sugerido, pero las pruebas no son concluyentes o se carece de ellas^a

| Microorganismo | Tipo de especie/género/grupo ^b | Prueba de transmisión a través del agua (o características epidemiológicas) | Presencia y comportamiento en el abastecimiento de agua | Resistencia al cloro ^c |
|-----------------------|---|--|---|-----------------------------------|
| Bacterias | | | | |
| <i>Acinetobacter</i> | <i>A. calcoaceticus baumannii complex</i> | Problema posible en centros de salud (no gastrointestinales) | Común y puede multiplicarse | Baja |
| <i>Aeromonas</i> | <i>A. hydrophila</i> | Los aislamientos clínicos no coinciden con aislamientos ambientales | Común y puede multiplicarse | Baja |
| <i>Enterobacter</i> | <i>E. sakazakii</i> | Infección asociada con la fórmula infantil; no hay evidencia de transmisión por el agua | Improbable | Baja |
| <i>Helicobacter</i> | <i>H. pylori</i> | Se sugiere, pero no hay evidencia directa; la familia es la ruta primaria de transmisión | Detectado, sobrevive por tiempo limitado | Baja |
| <i>Klebsiella</i> | <i>K. pneumoniae</i> | Problema posible en centros de salud (no gastrointestinales) | Puede multiplicarse | Baja |
| <i>Leptospira</i> | <i>L. interrogans</i> | No hay pruebas de transmisión a través de la ingesta de agua potable. Se propaga principalmente por contacto con agua superficial contaminada; brotes asociados con inundaciones | Puede sobrevivir meses en el agua | Baja |
| <i>Pseudomonas</i> | <i>P. aeruginosa</i> | Problema posible en centros de salud (no gastrointestinales) | Común y puede multiplicarse | Moderada |
| <i>Staphylococcus</i> | <i>S. aureus</i> | No hay pruebas de transmisión a través del agua potable; las manos son la fuente más importante | Común y puede multiplicarse | Moderada |
| <i>Tsukamurella</i> | <i>T. paurometabola</i> | Problema posible en centros de salud (no gastrointestinales) | Común y puede multiplicarse | Desconocida |
| <i>Yersinia</i> | <i>Y. enterocolitica</i> | Las especies detectadas en agua probablemente no son patógenas; los alimentos son la fuente primaria | Común y puede multiplicarse | Baja |
| Virus | | | | |
| Filoviridae | Virus del Ebola | No hay pruebas de transmisión a través del agua potable | Improbable | Baja |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

Cuadro 7.2 (continuación)

| Microorganismo | Tipo de especie/género/grupo ^b | Prueba de transmisión a través del agua (o características epidemiológicas) | Presencia y comportamiento en el abastecimiento de agua | Resistencia al cloro ^c |
|---|--|--|--|-----------------------------------|
| Orthomyxoviridae | Virus de la influenza | No hay pruebas de transmisión a través del agua | Improbable | Baja |
| Coronaviridae | Síndrome respiratorio agudo grave por coronavirus (SARS) | Hay algunas pruebas de transmisión por inhalación de gotitas | Improbable | Desconocida |
| Picornaviridae/ Kobuvirus | Aichivirus | Presente en residuos fecales, aguas residuales y algunas veces en agua potable contaminada | Probable en agua contaminada con heces | Moderada |
| Protozoos | | | | |
| <i>Balantidium</i> | <i>B. coli</i> | Se reportó un brote en 1971 | Detectado | Alta |
| <i>Blastocystis</i> | <i>B. hominis</i> | Prueba plausible, pero limitada | Desconocido, probable persistencia ^d | Alta |
| <i>Isospora</i> | <i>I. belli</i> | Plausible, pero no hay pruebas | Desconocido | Alta |
| Microsporidia | - | Prueba plausible, pero limitada; las infecciones ocurren predominantemente en personas con el síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida) | Detectado, probable persistencia | Moderada |
| Toxoplasma | <i>T. gondii</i> | Se reportó un brote en 1995 | Larga | Alta |
| Helmintos | | | | |
| <i>Fasciola</i> | <i>F. hepatica</i> <i>F. gigantica</i> | Plausible, detectada en aguas de regiones hiperendémicas | Detectada | Alta |
| Nematodos de vida libre (que no son <i>Dracunculus medinensis</i>) | - | Plausible, pero la transmisión se asocia principalmente con los alimentos o el suelo | Detectados y pueden multiplicarse | Alta |
| <i>Schistosoma</i> | <i>S. mansoni</i> <i>S. japonicum</i> <i>S. mekongi</i> <i>S. intercalatum</i> <i>S. haematobium</i> | No hay pruebas de transmisión a través de la ingesta de agua potable. Se disemina principalmente por contacto con agua superficial contaminada en comunidades con acceso insuficiente al agua potable segura | El ciclo de vida involucra a huéspedes animales y caracoles; pueden ser liberados en el agua después de la reproducción en caracoles de agua dulce | Moderada |

^a Más información sobre estos y otros agentes patógenos se presenta en el Capítulo 11.

^b Las especies listadas (por ej., *H. pylori*) son las más comunes asociadas a la transmisión por el agua, pero otras especies también pueden causar enfermedades.

^c La resistencia se basa en una inactivación del 99% a 20 °C, en la que, generalmente, baja representa un Ct₉₉ de < 1 min.mg/L, moderada de 1-30 min.mg/L y alta > 30 min.mg/L (donde C = la concentración de cloro libre en mg/L y t = tiempo de contacto en minutos) en las siguientes condiciones: en la etapa infecciosa los agentes patógenos están suspendidos libremente en el agua tratada con dosis y tiempos de contacto convencionales y pH entre 7 y 8. Cabe señalar que los organismos que sobreviven y crecen en biopelículas, como *Legionella* y micobacterias, no serán eliminados con la cloración.

^d La persistencia significa la sobrevivencia por 1 mes o más

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

El agua de consumo humano es solo uno de los medios por los que los agentes patógenos se transmiten a través de la vía fecal-oral. Los alimentos contaminados, las manos, los utensilios y la ropa, sobre todo cuando el saneamiento e higiene en el nivel domiciliario son deficientes, también se pueden convertir en vehículos de transmisión. 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 heces y la higiene general.

La seguridad microbiana del agua de consumo humano no se relaciona únicamente con la contaminación fecal. Algunos organismos crecen en los sistemas de distribución del agua por tuberías (p. ej., *Legionella*), mientras que otros se encuentran en las fuentes de agua (p. ej., el gusano de Guinea [*Dracunculus medinensis*]) y pueden causar brotes y casos individuales. Algunos microbios (p. ej., las cianobacterias tóxicas) requieren abordajes de gestión específicos, que se describen en otras partes de estas Guías (ver la sección 11.5).

Aunque el consumo de agua de consumo humano contaminada representa el mayor riesgo, otras vías de transmisión también pueden causar enfermedades, pues los agentes patógenos se transmiten por múltiples vías (p. ej., los adenovirus) (Figura 7.1). Ciertas enfermedades graves ocurren por la inhalación de gotitas de agua (aerosoles) en las que los organismos causantes se han multiplicado debido a la mayor temperatura del agua y la presencia de nutrientes. Estas incluyen la legionelosis, causada por *Legionella* spp. y las enfermedades causadas por la ameba *Naegleria fowleri* (la meningoencefalitis amebiana primaria) y *Acanthamoeba* spp. (meningitis amebiana, infecciones pulmonares).

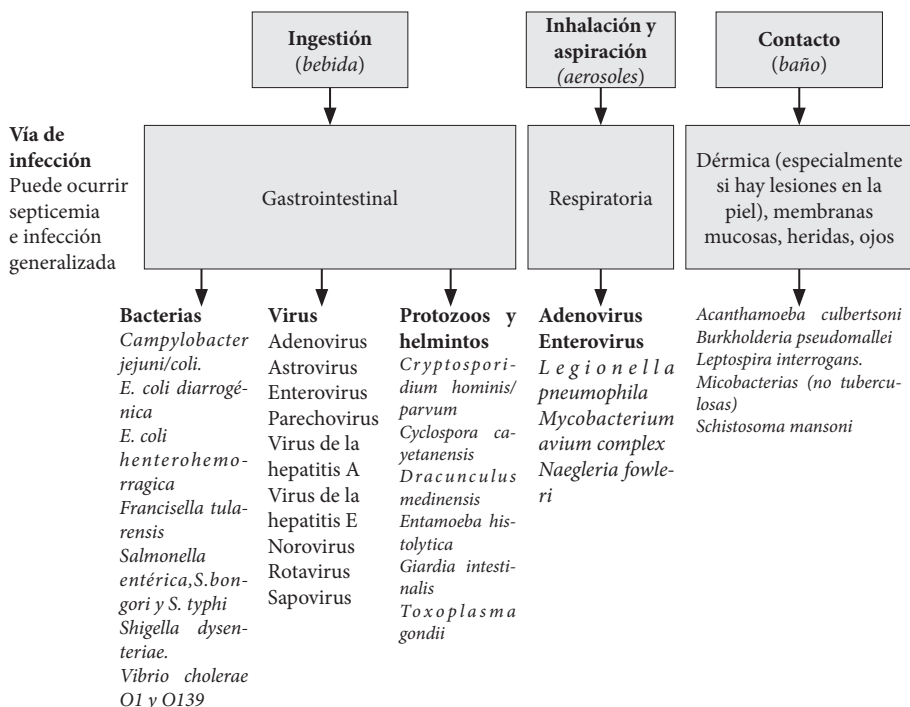


Figura 7.1 Vías de transmisión y ejemplos de agentes patógenos relacionados con el agua

La esquistosomiasis (bilharziasis) es una enfermedad parasitaria importante de las regiones tropicales y subtropicales, que se transmite cuando las larvas (cercarias), liberadas por caracoles acuáticos infectados, penetran en la piel. La transmisión ocurre principalmente por contacto con el agua. La fácil disponibilidad de agua de consumo humano contribuye a la prevención de la enfermedad mediante la reducción de la necesidad del contacto con agua contaminada—p. ej., cuando no es necesario recolectar esa agua para llevarla a casa o utilizarla para bañarse o lavar la ropa.

Es concebible que el agua de consumo humano contaminada con tierra o heces pueda actuar como portador de otros parásitos infecciosos, como *Balantidium coli* (balantidiasis) y ciertos helmintos (especies de *Fasciola*, *Fasciolopsis*, *Echinococcus*, *Spirometra*, *Ascaris*, *Trichuris*, *Toxocara*, *Necator*, *Ancylostoma*, *Strongyloides* y *Taenia solium*). Sin embargo, en la mayoría de los casos, el modo de transmisión normal es la ingestión de los huevos de estos parásitos en alimentos o tierra contaminados con heces (en el caso de la *Taenia solium*, la ingestión de la etapa larval o cisticerco en la carne de cerdo cruda) y no a través de la ingestión de agua de consumo humano contaminada.

Otros agentes patógenos que pueden estar presentes de forma natural en el medio ambiente pueden causar enfermedades en subpoblaciones vulnerables: los adultos mayores o los muy pequeños, los pacientes con quemaduras o heridas extensas, los sometidos a tratamiento inmunosupresor o aquellos con el síndrome de inmunodeficiencia adquirida (sida). Si el agua que utilizan estas personas para beber o bañarse contiene un número considerable de estos organismos, pueden producir diversas infecciones de la piel y en las membranas mucosas de los ojos, oídos, nariz y garganta. Ejemplos de estos agentes son *Pseudomonas aeruginosa* y especies de *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Aeromonas* y ciertas micobacterias (no tuberculosas) de "crecimiento lento" (ver el documento complementario *Pathogenic mycobacteria in water*; Anexo 1). Varios de estos organismos se indican en el cuadro 7.2 (y se describen con más detalle en el capítulo 11).

La mayoría de los agentes patógenos humanos que aparecen en el cuadro 7.1 (que también se describen con más detalle en el capítulo 11) están distribuidos por todo el mundo; algunos, sin embargo, como los que causan brotes de cólera o de la enfermedad del gusano de Guinea, son regionales. La erradicación de *Dracunculus medinensis* es un objetivo reconocido de la Asamblea Mundial de la Salud (1991).

Es probable que haya organismos patógenos que no se muestran en el cuadro 7.1 y que también se transmiten por el agua. Esto se debe a que el número de agentes patógenos conocidos que se transmiten por el agua continúa aumentando a medida que se descubren nuevos organismos patógenos o se identifican otros que no habían sido reconocidos anteriormente (OMS, 2003).

7.1.2 Temas emergentes

El concepto "temas emergentes" del agua de consumo humano comprende una serie de acontecimientos. Los cambios globales, como el desarrollo humano, el crecimiento y movimiento demográfico y el cambio climático (ver la sección 6.1), ejercen presiones sobre la calidad y cantidad de los recursos hídricos, que pueden influir en el riesgo de enfermedades transmitidas por el agua. Entre 1972 y 1999 se

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

descubrieron 35 nuevos agentes de enfermedades y muchos más han vuelto a surgir después de largos periodos de inactividad o están expandiéndose hacia áreas en las que antes no se habían reportado (OMS, 2003). En 2003, se identificó un coronavirus como el agente causante del síndrome respiratorio agudo grave, que causó un brote multinacional. Recientemente, ha habido transmisión de diversos virus de la influenza provenientes de animales a seres humanos que han originado pandemias de gripe y episodios estacionales de epidemias de influenza (ver el documento complementario *Review of latest available evidence on potential transmission of avian influenza (H5N1) through water and sewage and ways to reduce the risks to human health*; Anexo 1). Los agentes patógenos zoonóticos representan el 75% de los agentes emergentes y son una preocupación creciente para la salud humana, junto con los agentes patógenos que se transmiten estrictamente de persona a persona. Actualmente, los agentes patógenos zoonóticos plantean los mayores desafíos para garantizar la seguridad del agua de consumo humano y de las fuentes de agua, y esta tendencia continuará en el futuro (ver el documento complementario *Waterborne zoonoses*; Anexo 1). En cuanto emerge un organismo patógeno, sea zoonótico o no, se debe considerar si puede transmitirse a través del agua y, en caso afirmativo, se sugerirán las medidas de prevención y control que minimicen este riesgo.

7.1.3 Persistencia y proliferación en el agua

Los agentes patógenos transmitidos por el agua, como *Legionella*, pueden proliferar en el agua, mientras que otros organismos patógenos transmitidos por el agua que dependen de sus huéspedes, como los norovirus y *Cryptosporidium*, no pueden proliferar en el agua, pero son capaces de persistir en ella.

Los organismos patógenos transmitidos por el agua que dependen de sus huéspedes, después de dejar el cuerpo de sus huéspedes, pierden gradualmente viabilidad y la capacidad de infectar. Generalmente, la tasa de descomposición es exponencial y un agente patógeno no será detectable después de cierto periodo. Los agentes patógenos con baja persistencia deben encontrar rápidamente nuevos huéspedes y tienen más probabilidades de propagarse por contacto de persona a persona o por la falta de higiene personal que por el agua de consumo humano. La persistencia se ve afectada por varios factores, de los cuales la temperatura es el más importante. El decaimiento suele ser más rápido en temperaturas más altas y puede estar mediada por los efectos letales de la radiación ultravioleta (UV) de la luz solar que actúa cerca de la superficie del agua.

La presencia de cantidades relativamente altas de carbono orgánico biodegradable, junto con temperaturas cálidas y concentraciones bajas de cloro residual pueden permitir la proliferación de *Legionella*, *Vibrio cholerae*, *Naegleria fowleri*, *Acanthamoeba* y organismos indeseables en algunas aguas superficiales y en los sistemas de distribución de agua (ver también el documento complementario *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety and Legionella and the prevention of legionellosis*; Anexo 1).

La calidad microbiana del agua puede variar rápidamente y de diversa manera. Los picos de corto plazo en la concentración de agentes patógenos pueden aumentar considerablemente los riesgos de enfermedades y desencadenar también brotes de enfermedades transmitidas por el agua. Los microorganismos pueden acumularse

en los sedimentos y se movilizan cuando aumenta el flujo de agua. Usualmente, los resultados de las pruebas microbiológicas de la calidad del agua no están disponibles de manera oportuna para informar a la gerencia a fin de que tome acción y evite el suministro de agua insalubre.

7.1.4 Aspectos relativos a la salud pública

Los brotes de enfermedades transmitidas por el agua pueden afectar a numerosas personas, por lo que la primera prioridad debe ser el control de esos brotes cuando se desarrolla y aplica el control de la calidad del agua de consumo humano. La evidencia disponible también sugiere que el agua de consumo humano puede contribuir a las tasas usuales enfermedades cuando no hay brotes, de allí que el control de la calidad del agua de consumo humano deba abordar también las enfermedades transmitidas por el agua en la comunidad en general.

La experiencia ha demostrado que los sistemas para la detección de brotes de enfermedades transmitidas por el agua generalmente son ineficientes en los países en todos los niveles de desarrollo socioeconómico, y el fracaso en la detección de brotes no significa que no se produzcan, ni sugiere necesariamente que el agua de consumo humano deba ser considerada segura.

Algunos de los agentes patógenos, cuya transmisión por el agua de consumo humano contaminada es conocida, producen enfermedades graves que, en ocasiones, pueden ser mortales. Los ejemplos incluyen la fiebre tifoidea, el cólera, la hepatitis infecciosa (causada por el virus de la hepatitis A o de la hepatitis E) y la enfermedad causada por *Shigella* spp. y *E. coli* O157. Otros se asocian típicamente a resultados menos graves, como la enfermedad diarreica autolimitada (p. ej., los norovirus, *Cryptosporidium*).

Los efectos de la exposición a organismos patógenos no son los mismos para todas las personas o para todas las poblaciones. La exposición repetida a un agente patógeno puede estar asociada a una menor probabilidad o gravedad de la enfermedad debido a los efectos de la inmunidad adquirida. Para algunos organismos patógenos (p. ej., el virus de la hepatitis A), la inmunidad es de por vida, mientras que para otros (p. ej., *Campylobacter*), los efectos protectores pueden limitarse a unos pocos meses o años. Por el contrario, las subpoblaciones vulnerables (p. ej., los jóvenes, los adultos mayores, las embarazadas, los inmunocomprometidos) pueden tener mayor probabilidad de enfermarse o la enfermedad puede resultar más grave o incluso mortal. No todos los agentes patógenos tienen efectos con graves consecuencias en todas las subpoblaciones vulnerables.

No todas las personas infectadas desarrollarán la enfermedad sintomática. La proporción de la población infectada que es asintomática (incluidos los portadores) difiere según los organismos patógenos y también depende de las características de la población, como la prevalencia de la inmunidad. Las personas con infecciones asintomáticas, así como los pacientes durante y después de la enfermedad pueden contribuir a la propagación secundaria de los agentes patógenos.

7.2 Establecimiento de metas de protección de la salud

7.2.1 *Metas de protección de la salud aplicadas a los peligros microbiológicos*

Los métodos generales de formulación de metas de protección de la salud se describen en la sección 2.1 y en el capítulo 3.

Las fuentes de información sobre riesgos para la salud pueden provenir tanto de la epidemiología como de la ECRM cuantitativa y, por lo general, ambas se emplean como fuentes complementarias. El desarrollo de metas de protección de la salud para muchos agentes patógenos puede verse restringido por la limitación de los datos. Los datos adicionales, derivados de la epidemiología y de la ECRM, cada vez están más disponibles. Los datos generados localmente serán siempre de gran valor en el establecimiento de metas nacionales.

Las metas de protección de la salud se pueden establecer mediante un abordaje directo de los indicadores de salud, en el que la carga de enfermedades transmitidas por el agua se considera lo suficientemente alta como para permitir la medición del impacto de las intervenciones es decir, la medición epidemiológica de la reducción de las enfermedades que se pueden atribuir a la mejora de la calidad del agua de consumo humano.

La interpretación y aplicación de la información basada en estudios epidemiológicos analíticos para derivar metas de protección de la salud de aplicación nacional o local requiere considerar una serie de factores, incluidas las siguientes preguntas:

- ¿Se proporcionan estimaciones específicas de reducción de la enfermedad o rangos indicativos de reducciones previstas?
- ¿Cuán representativa fue la muestra de estudio respecto a la población objetivo como para asegurar la confiabilidad de los resultados en un grupo más amplio?
- ¿En qué medida las diferencias de menor importancia sobre las condiciones demográficas o socioeconómicas afectan los resultados esperados?

Lo más común es que la ECRM se use como base para el establecimiento de metas de protección de la salud respecto a los agentes microbiológicos, especialmente cuando la fracción de enfermedades que se puedan atribuir al agua de consumo humano es baja o difícil de medir directamente a través de la vigilancia de la salud pública o de estudios epidemiológicos analíticos.

Para el control de los peligros microbiológicos, la forma más frecuente de meta de protección de la salud son las metas relacionadas con la eficacia (ver la sección 3.3.3), que están basadas en una carga tolerable predeterminada de morbilidad y se establecen aplicando la ECRM teniendo en cuenta la calidad del agua cruda. Las metas relacionadas con la calidad del agua (ver la sección 3.3.2), por lo general, no consideran a los agentes patógenos; el monitoreo de agentes patógenos en el agua tratada no se considera una opción viable o eficaz en función de los costos, porque las concentraciones de los agentes patógenos equivalentes a los niveles tolerables de riesgo son típicamente menos de 1 organismo por 10^4 a 10^5 litros.

7.2.2 Agentes patógenos de referencia

No es práctico ni hay datos suficientes para establecer metas relacionadas con la eficacia respecto a todos los agentes patógenos que potencialmente se transmiten por el agua, incluye bacterias, virus, protozoos y helmintos. Un abordaje más práctico es identificar organismos patógenos de referencia que representan a grupos de agentes patógenos, teniendo en cuenta las variaciones de las características, comportamientos y susceptibilidades de cada grupo a los diferentes procesos de tratamiento. Por lo general, se identificarán diferentes agentes patógenos de referencia para representar a las bacterias, virus, protozoos y helmintos.

Los criterios para seleccionar a los agentes patógenos de referencia incluyen los siguientes elementos:

- la transmisión por el agua establecida como una vía de infección;
- suficientes datos disponibles para permitir que se realice la ECRM, incluidos los datos sobre la relación dosis-respuesta en los seres humanos y la carga de morbilidad;
- ocurrencia en las fuentes de agua;
- persistencia en el ambiente;
- sensibilidad a la eliminación o inactivación mediante procesos de tratamiento;
- infectividad, incidencia y gravedad de la enfermedad.

Algunos de los criterios, como la persistencia en el ambiente y la sensibilidad a los procesos de tratamiento, se relacionan con características específicas de los agentes patógenos de referencia. Otros criterios pueden estar sujetos a las circunstancias y condiciones locales. Estos pueden incluir la carga de morbilidad transmitida por el agua, que puede estar influenciada por la prevalencia del organismo de otras fuentes, los niveles de inmunidad y nutrición (p. ej., las infecciones por rotavirus tienen diferentes resultados en las regiones de altos y bajos ingresos); y la presencia del organismo en las fuentes de agua (p. ej., la presencia de *Vibrio cholerae* toxigénico y *Entamoeba histolytica* es más común en determinadas regiones geográficas, mientras que *Naegleria fowleri* se asocia con aguas más cálidas).

Selección de los agentes patógenos de referencia

La selección de los agentes patógenos de referencia puede variar entre los diferentes países y regiones, y debe tener en cuenta las condiciones locales, incluida la incidencia y gravedad de las enfermedades transmitidas por el agua y las características del agua de la fuente (ver la sección 7.3.1). En la selección de los agentes patógenos de referencia, se utilizarán las pruebas de prevalencia y la importancia de la enfermedad. Sin embargo, el rango de agentes patógenos de referencia potenciales estará limitado por la disponibilidad de datos, especialmente en lo que se refiere a los modelos de dosis-respuesta para la ECRM en seres humanos.

La toma de decisiones respecto a la selección de los agentes patógenos de referencia debe basarse en todas las fuentes de información disponibles, incluidos los datos de la vigilancia de enfermedades infecciosas y estudios específicos, investigaciones de

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

brotos y reportes de casos clínicos confirmados por laboratorio. Estos datos ayudan a identificar a los agentes patógenos que pueden ser los mayores contribuyentes a la carga de morbilidad transmitida por el agua. Son estos agentes patógenos los que pueden ser opciones adecuadas como agentes patógenos de referencia y deberán ser tomados en cuenta cuando se establezcan metas de protección de la salud.

Virus

Los virus son los agentes patógenos más pequeños y, por lo tanto, son más difíciles de eliminar por procedimientos físicos, como la filtración. Hay virus específicos que pueden ser menos sensibles a la desinfección que las bacterias y parásitos (p. ej., el adenovirus es menos sensible a la luz UV). Los virus pueden persistir durante largos periodos en el agua. Las dosis infecciosas generalmente son bajas. Los virus suelen tener un rango limitado de huéspedes y muchos son específicos en cuanto a las especies. La mayoría de los virus entéricos humanos no se transmiten a través de animales, aunque hay algunas excepciones, incluidas cepas específicas del virus de la hepatitis E (cuadro 7.1).

Se han identificado rotavirus, enterovirus y norovirus como potenciales agentes patógenos de referencia. Los rotavirus son la causa más importante de infección gastrointestinal en niños y pueden ocasionar graves consecuencias, incluidas la hospitalización y la muerte, siendo esta última mucho más frecuente en las regiones de bajos ingresos. Hay un modelo de dosis-respuesta para los rotavirus, pero no existe ningún método de rutina basado en el cultivo para la cuantificación de unidades infecciosas. Por lo general, los pacientes infectados excretan grandes cantidades de rotavirus y las aguas contaminadas con desechos humanos podrían contener altas concentraciones. Se han registrado brotes ocasionales de enfermedades transmitidas por el agua. En los países de bajos ingresos, es probable que dominen las fuentes que no se refieren al agua.

Los enterovirus, incluidos los poliovirus y los parechovirus reconocidos más recientemente, pueden causar una enfermedad febril leve, pero también son importantes agentes de enfermedades graves, como la parálisis, la meningitis y la encefalitis en niños. Hay un modelo de dosis-respuesta para enterovirus y un análisis de rutina basado en el cultivo para la medición de partículas infecciosas. Los pacientes infectados excretan grandes cantidades de enterovirus y las aguas contaminadas con desechos humanos podrían contener altas concentraciones de ellos.

Los norovirus son la principal causa de gastroenteritis aguda en todos los grupos de edad. Los síntomas de la enfermedad son generalmente leves y rara vez duran más de tres días; sin embargo, la infección no produce inmunidad protectora duradera. Por lo tanto, la carga de morbilidad por caso es inferior a la de rotavirus. Al agua de consumo humano se le han atribuido numerosos brotes. Se ha desarrollado un modelo de dosis-respuesta para estimar la infectividad por varias cepas de norovirus, pero no se dispone de un método basado en el cultivo.

Bacterias

Las bacterias son generalmente el grupo de agentes patógenos más sensible a la inactivación por la desinfección. Algunos organismos patógenos de vida libre, como

Legionella y micobacterias no tuberculosas, pueden proliferar en el agua, pero las bacterias entéricas normalmente no crecen en el agua y sobreviven durante periodos más cortos que los virus o protozoos. Muchas especies de bacterias infecciosas para los seres humanos son transmitidas por animales.

Hay agentes patógenos bacterianos potencialmente transmitidos por el agua para los cuales se han desarrollado modelos de dosis-respuesta, incluidos *Vibrio*, *Campylobacter*, *E. coli* O157, *Salmonella* y *Shigella*.

El *Vibrio cholerae* toxigénico puede causar diarrea acuosa. Cuando no se trata, como puede ser el caso de las personas desplazadas por conflictos y desastres naturales, las tasas de letalidad son muy altas. La dosis infecciosa es relativamente alta. Se han descrito grandes brotes transmitidos por el agua y estos siguen ocurriendo.

Una causa importante de diarrea en todo el mundo es *Campylobacter*. La enfermedad puede producir una amplia gama de síntomas, pero la mortalidad es baja. En comparación con otros agentes patógenos bacterianos, la dosis infecciosa es relativamente baja y puede estar por debajo de 1000 organismos. Es relativamente común en el medio ambiente y se han registrado brotes transmitidos por el agua.

La infección por *E. coli* O157 y otras cepas enterohemorrágicas de *E. coli* transmitidas por el agua es mucho menos común que la infección por *Campylobacter*, pero los síntomas de la infección son más graves, incluido el síndrome hemolítico urémico y la muerte. La dosis infecciosa puede ser muy baja (menos de 100 organismos).

Shigella causa más de dos millones de infecciones cada año e incluye cerca de 60 000 muertes, principalmente en los países en desarrollo. La dosis infecciosa es baja y puede ser de tan solo 10 a 100 organismos. Se han registrado brotes de origen hídrico.

Aunque *Salmonella* no tifoidea rara vez causa brotes de origen hídrico, *S. Typhi* transmitida por el agua provoca grandes y devastadores brotes de fiebre tifoidea.

Protozoos

Los protozoos son el grupo de agentes patógenos menos sensibles a la inactivación por la desinfección química. La irradiación de luz UV es eficaz contra *Cryptosporidium*, pero *Cryptosporidium* es altamente resistente a los desinfectantes oxidantes como el cloro. Los protozoos son de tamaño moderado (> 2 µm) y se pueden eliminar mediante procesos físicos. Pueden sobrevivir durante largos periodos en el agua. Son moderadamente específicos respecto a las especies. El ganado y los seres humanos pueden ser fuentes de protozoos como *Cryptosporidium* y *Balantidium*, mientras que los seres humanos son los únicos reservorios de los agentes patógenos *Cyclospora* y *Entamoeba*. Las dosis infecciosas generalmente son bajas.

Hay modelos de dosis-respuesta para *Giardia* y *Cryptosporidium*. Generalmente, las infecciones por *Giardia* son más comunes que las infecciones por *Cryptosporidium* y los síntomas pueden ser más duraderos. Sin embargo, *Cryptosporidium* es más pequeño que *Giardia* y, por lo tanto, más difícil de eliminar por procesos físicos; también es más resistente a los desinfectantes oxidantes y hay alguna evidencia de que sobrevive más tiempo en el agua.

7.2.3 Evaluación cuantitativa de los riesgos microbiológicos

La ECRM combina sistemáticamente la información disponible sobre la exposición

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

(p. ej., el número de agentes patógenos ingeridos) con los modelos de dosis-respuesta para producir estimaciones de la probabilidad de infección asociada con la exposición a agentes patógenos en el agua de consumo humano. De esta manera, los datos epidemiológicos sobre la frecuencia de las infecciones asintomáticas, la duración y la gravedad de la enfermedad se pueden utilizar para estimar las cargas de enfermedad.

La ECRM se puede utilizar para determinar metas relacionadas con la eficacia y como base para evaluar los efectos de la mejora de la calidad del agua en la salud de la población y subpoblaciones. Se pueden desarrollar modelos matemáticos para estimar los efectos sobre la salud producidos por dosis bajas de agentes patógenos en el agua de consumo humano.

La evaluación de riesgos, incluida la ECRM, comienza con la formulación del problema para identificar todos los peligros posibles y sus vías desde las fuentes hasta los receptores. Luego, se combina la exposición humana a los agentes patógenos (concentraciones ambientales y volúmenes ingeridos) con las relaciones de dosis-respuesta para los organismos seleccionados (o de referencia) a fin de caracterizar los riesgos. Con el uso de información adicional (social, cultural, política, económica, ambiental, etc.) se pueden priorizar las opciones de gestión. Para fomentar el apoyo y la participación de las partes interesadas, es importante contar con un procedimiento transparente y que exista comunicación activa sobre los riesgos en cada etapa del proceso. En el cuadro 7.3, que se muestra a continuación, se presenta el ejemplo de un abordaje de evaluación de riesgos. Para obtener información más detallada sobre la ECRM en el contexto de la seguridad del agua potable (vea el documento complementario *Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management*; Anexo 1).

Cuadro 7.3 Paradigma de la evaluación de riesgos para agentes patógenos de importancia para la salud

| Paso | Objetivo |
|---|--|
| 1. Formulación del peligro e identificación del peligro | Identificar todos los peligros posibles asociados con el agua de consumo humano que podrían tener una consecuencia adversa en la salud pública, así como sus vías desde las fuentes hasta los consumidores |
| 2. Evaluación de la exposición | Determinar el tamaño y naturaleza de la población expuesta y la vía, cantidad y duración de la exposición |
| 3. Evaluación de la dosis-respuesta | Caracterizar la relación entre la exposición y la incidencia del efecto en la salud |
| 4. Caracterización del riesgo | Integrar la información de la exposición, de la dosis-respuesta y las intervenciones de salud para estimar la magnitud del problema de salud pública y evaluar la variabilidad y la incertidumbre |

Fuente: Adaptado de Haas, Rose & Gerba (1999)

Formulación del problema e identificación del peligro

Se deberán identificar y documentar todos los peligros potenciales, las fuentes y los eventos que puedan conducir a la presencia de agentes patógenos microbiológicos (es decir, lo que puede suceder y cómo) en cada componente del sistema de agua de consumo humano, sin tomar en cuenta si el componente está bajo el control directo del proveedor de agua de consumo humano o no. Esto incluye las fuentes puntuales de contaminación (p. ej., las descargas de residuos humanos e industriales), así como las

fuentes difusas (p. ej., las derivadas de actividades agropecuarias). También se deben considerar los patrones de la contaminación continua, intermitente o estacional, así como los eventos extremos y poco frecuentes, como las sequías e inundaciones.

Los peligros, en su sentido más amplio, incluyen escenarios peligrosos, que son eventos que pueden exponer a los consumidores a microorganismos patógenos específicos. En estos casos, el evento peligroso (p. ej., la contaminación pico de la fuente de agua con aguas residuales domésticas) puede ser referido como el peligro.

Como no se puede realizar la ECRM para cada uno de los peligros identificados, se seleccionan organismos representativos (o de referencia) que, en caso de ser controlados, se aseguraría el control de todos los agentes patógenos de interés. Usualmente, esto implica la inclusión de al menos una bacteria, un virus, un protozoo o un helminto. En esta sección se han utilizado *Campylobacter*, rotavirus y *Cryptosporidium* como ejemplos de agentes patógenos de referencia para ilustrar la aplicación de la evaluación del riesgo y el cálculo de las metas relacionadas con la eficacia.

Evaluación de la exposición

La evaluación de la exposición en el contexto del consumo de agua de consumo humano implica la estimación del número de agentes patógenos a los que una persona está expuesta, principalmente a través de la ingestión. Inevitablemente, la incertidumbre forma parte de la evaluación de la exposición, que además debe tener en cuenta la variabilidad de factores, como las concentraciones de los agentes patógenos a través del tiempo y los volúmenes ingeridos.

La exposición puede ser considerada como una sola dosis de agentes patógenos que ingiere un consumidor en determinado momento o la cantidad total de varias exposiciones (p. ej., a lo largo de un año). La exposición se determina por la concentración de agentes patógenos en el agua de consumo humano y el volumen de agua consumida.

La medición directa de los agentes patógenos en el agua de consumo humano de manera regular rara vez es posible o apropiada. Lo más frecuente es que se asuman o se midan las concentraciones en las aguas crudas y que se apliquen las reducciones estimadas—p. ej., a través del tratamiento—para calcular la concentración en el agua consumida. La medición de los agentes patógenos, cuando se realiza, generalmente se lleva a cabo mejor en el lugar donde hay más alta concentración de agentes patógenos (generalmente en las aguas crudas). La estimación de su eliminación a través de medidas secuenciales de control se logra generalmente mediante el uso de organismos indicadores como *E. coli* para los agentes patógenos bacterianos entéricos (ver la sección 7.4 y también el documento complementario *Water treatment and pathogen control*; Anexo 1).

El otro componente de la evaluación de la exposición, que es común para todos los agentes patógenos, es el volumen de agua sin hervir que consume la población, incluida la variación de persona a persona en el comportamiento de consumo y especialmente el comportamiento de consumo de las subpoblaciones vulnerables. Para los peligros microbiológicos es importante que el volumen del agua de consumo humano sin hervir, tanto el que se consume directamente como el que se usa en la preparación de alimentos, se utilice en la evaluación del riesgo, ya que calentar el agua inactiva rápidamente a los agentes patógenos. Esta cantidad es inferior a la utilizada para derivar las metas de calidad del agua, como los valores de referencia para sustancias químicas.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

La exposición diaria de un consumidor a los agentes patógenos en el agua de consumo humano se puede evaluar multiplicando la concentración de los agentes patógenos en el agua de consumo humano por el volumen de agua de consumo humano consumido (es decir, la dosis). Como ejemplo de los cálculos del modelo, se supone el consumo de 1 litro de agua de consumo humano sin hervir por día, pero se prefieren los datos sobre el consumo de agua de consumo humano del lugar específico.

Evaluación de la dosis–respuesta

La probabilidad de un efecto adverso para la salud después de la exposición a uno o más organismos patógenos se deriva de un modelo de dosis-respuesta. Los datos de dosis-respuesta disponibles se han obtenido principalmente de estudios que utilizan voluntarios adultos sanos. Sin embargo, se carece de datos adecuados referidos a las subpoblaciones vulnerables, como los niños, los adultos mayores y los inmunocomprometidos, que pueden sufrir consecuencias más graves de las enfermedades.

La base conceptual del modelo de dosis-respuesta es la observación de que la exposición a la dosis descrita conduce a la probabilidad de infección como un evento condicional: para que se produzca la infección, se debe haber ingerido uno o más agentes patógenos viables. Más aun, uno o más de los patógenos ingeridos deben haber sobrevivido en el cuerpo del consumidor. Un concepto importante es el principio de un solo organismo patógeno (es decir, que incluso un solo agente patógeno puede ser capaz de causar la infección y la enfermedad). Este concepto reemplaza el concepto de dosis infecciosa (mínima) que suele encontrarse en la literatura de años anteriores (ver el documento complementario *Hazard characterization for pathogens in food and water*; Anexo 1).

En general, los agentes patógenos que están dispersos en el agua se consideran que siguen la distribución de Poisson. Cuando la probabilidad individual de que cualquier organismo sobreviva y que inicie la infección es la misma, se simplifica la relación dosis-respuesta a una función exponencial. Sin embargo, si existe heterogeneidad en esta probabilidad individual, esto lleva a la relación dosis-respuesta beta-Poisson, donde beta significa la distribución de las probabilidades individuales entre los agentes patógenos (y huéspedes). En exposiciones bajas, como ocurre generalmente en el agua de consumo humano, el modelo de dosis-respuesta es lineal aproximadamente y puede representarse simplemente como la probabilidad de infección que resulta de la exposición a un solo organismo (ver el documento complementario *Hazard characterization for pathogens in food and water*; Anexo 1).

Caracterización del riesgo

La caracterización del riesgo reúne los datos recolectados sobre la exposición, la dosis-respuesta y la incidencia y gravedad de la enfermedad.

Se puede estimar la probabilidad de infección como el producto de la exposición al agua de consumo humano y la probabilidad de que la exposición a un organismo resulte en infección. La probabilidad de la infección por día se multiplica por 365 para calcular la probabilidad de infección por año. Al hacerlo, se supone que los diferentes eventos de exposición son independientes y que no se forma ninguna inmunidad protectora. Esta simplificación se justifica solo con riesgos bajos, como los que se discuten aquí.

No todas las personas infectadas desarrollarán la enfermedad clínica; la infección asintomática es común respecto a la mayoría de los agentes patógenos. El porcentaje de personas infectadas que desarrollarán la enfermedad clínica depende del agente patógeno, pero también de otros factores, como el estado de inmunidad del huésped. El riesgo de enfermedad por año se obtiene multiplicando la probabilidad de infección por la probabilidad de enfermar cuando se ha producido la infección.

Se puede interpretar que las cifras bajas del cuadro 7.4 representan la probabilidad de que una sola persona desarrolle la enfermedad en determinado año. Por ejemplo, el riesgo de enfermedad para *Campylobacter* de 2.2×10^{-4} por año indica que, en promedio, 1 de cada 4600 consumidores contraerá campilobacteriosis debido al consumo de agua de consumo humano.

Cuadro 7.4 Relación entre la carga de morbilidad tolerable y la calidad del agua cruda para agentes patógenos de referencia: ejemplo de cálculo

| Agua de río (contaminada con residuos humanos y del ganado) | | Unidades | <i>Cryptosporidium</i> | <i>Campylobacter</i> | Rotavirus ^a |
|--|--|----------|------------------------|-----------------------|------------------------|
| Calidad del agua cruda (C_R) | Organismos por litro | | 10 | 100 | 10 |
| Efecto necesario del tratamiento para alcanzar un nivel de riesgo tolerable (PT) | Valor de reducción de \log_{10} | | 5.89 | 5.98 | 5.96 |
| Calidad del agua de consumo humano (C_D) | Organismos por litro | | 1.3×10^{-5} | 1.05×10^{-4} | 1.1×10^{-5} |
| Consumo de agua sin hervir (V) | Litros por día | | 1 | 1 | 1 |
| Exposición al agua de consumo humano (E) | Organismos por litro | | 1.3×10^{-5} | 1.05×10^{-4} | 1.1×10^{-5} |
| Dosis-respuesta (r) ^b | Probabilidad de infección por organismo | | 2.0×10^{-1} | 1.9×10^{-2} | 5.9×10^{-1} |
| Riesgo de infección ($P_{inf,d}$) | Por día | | 2.6×10^{-6} | 2.0×10^{-6} | 6.5×10^{-6} |
| Riesgo de infección ($P_{inf,y}$) | Por año | | 9.5×10^{-4} | 7.3×10^{-4} | 2.4×10^{-3} |
| Riesgo de enfermedad (diarrea) cuando se ha producido infección ($P_{ill(Inf)}$) | Probabilidad de enfermedad por infección | | 0.7 | 0.3 | 0.5 |
| Riesgo de enfermedad (diarrea) (P_{ill}) | Por año | | 6.7×10^{-4} | 2.2×10^{-4} | 1.2×10^{-3} |
| Carga de morbilidad (db) | AVAD por caso | | 1.5×10^{-3} | 4.6×10^{-3} | 1.4×10^{-2} |
| Fración susceptible (f_s) | Porcentaje de población | | 100 | 100 | 6 |
| Meta en términos de salud (HT) | AVAD por año ^c | | 1×10^{-6} | 1×10^{-6} | 1×10^{-6} |

| | | |
|------------------|--------------------------|--|
| Fórmulas: | $C_D = C_R \div 10^{PT}$ | $P_{ill} = P_{inf,y} \times P_{ill(Inf)}$ |
| | $E = CD \times V$ | $HT = P_{ill} \times db \times f_s \div 100$ |
| | $P_{inf,d} = E \times r$ | |

AVAD, años de vida ajustados en función de la discapacidad

a Datos de regiones con ingresos altos. En las regiones con ingresos bajos, la gravedad suele ser mayor (ver el documento complementario *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality*; Anexo 1).

b Dosis-respuesta para *Campylobacter* y rotavirus de Haas, Rose & Gerba (1999) y para *Cryptosporidium* del documento complementario *Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water* (Anexo 1).

c Para una persona que bebe 1 litro por día (V).

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Para traducir el riesgo de desarrollar una enfermedad específica en términos de carga de morbilidad por caso, se utiliza la métrica años de vida ajustados en función de la discapacidad o AVAD (ver el recuadro 3.1 en el capítulo 3). Esta métrica refleja no solo los efectos agudos (p. ej., la enfermedad diarreica), sino también la mortalidad y los efectos más graves (p. ej., el síndrome de Guillain-Barré asociado a *Campylobacter*). La carga de morbilidad por cada caso varía ampliamente. Por ejemplo, la carga de enfermedad por cada 1.000 casos de diarrea por rotavirus es de 480 AVAD en regiones de bajos ingresos, donde la mortalidad infantil es frecuente. Sin embargo, es 14 AVAD por 1000 casos en regiones de ingresos altos, donde la gran mayoría de la población puede acceder a los hospitales (ver el documento complementario *Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality*; Anexo 1). Esta considerable diferencia en la carga de morbilidad da lugar a requisitos del tratamiento mucho más estrictos en las regiones de bajos ingresos para la misma calidad del agua cruda con el fin de obtener el mismo riesgo (expresado como AVAD por persona por año). Idealmente, el objetivo de la meta de salud de 10^{-6} AVAD por persona por año del cuadro 7.4 se debe adaptar a las situaciones nacionales específicas. En el cuadro 7.4, no se han contabilizado los efectos sobre las personas inmunocomprometidas (p. ej., la criptosporidiosis en pacientes con virus de la inmunodeficiencia humana o sida), que es importante en algunos países. La sección 3.2 da más información sobre la métrica AVAD y cómo se aplica para derivar un nivel de riesgo de referencia.

Solo una proporción de la población será susceptible a algunos organismos patógenos, porque la inmunidad desarrollada después de un episodio inicial de infección o enfermedad puede proporcionar protección durante toda la vida. Los ejemplos incluyen al virus de la hepatitis A y los rotavirus. Se estima que en los países en desarrollo todos los niños mayores de 5 años son inmunes a los rotavirus, debido a la exposición repetida en los primeros años de vida. Esto se traduce en un promedio de 17% de la población susceptible a la enfermedad por rotavirus. En los países desarrollados, la infección por rotavirus también es común en los primeros años de vida y la enfermedad se diagnostica principalmente en los niños pequeños, pero el porcentaje de niños de corta edad como parte de la población total es menor. Esto equivale a un promedio de 6% de la población susceptible en los países desarrollados.

La incertidumbre del resultado respecto al riesgo es producto de la incertidumbre y la variabilidad de los datos recolectados en las diversas etapas de la evaluación de riesgos. Idealmente, los modelos de evaluación de riesgos deberían tener en cuenta esta variabilidad e incertidumbre, aunque aquí se presentan solo estimaciones puntuales (ver a continuación).

Es importante elegir la estimación puntual más adecuada para cada una de las variables. Las consideraciones teóricas muestran que los riesgos son directamente proporcionales a la media aritmética de la dosis ingerida. De allí que se recomiende la media aritmética de variables, como la concentración en el agua cruda, la remoción mediante el tratamiento y el consumo de agua de consumo humano. Esta recomendación difiere de la práctica habitual entre microbiólogos e ingenieros que convierten las concentraciones y los efectos del tratamiento en valores logarítmicos y hacen cálculos o especificaciones a escala logarítmica. Esos cálculos resultan en estimaciones de la media geométrica en lugar de la media aritmética, lo que puede

subestimar significativamente el riesgo. Por lo tanto, el análisis de los datos de lugares específicos puede requerir que se vuelvan a tomar los datos originales (es decir, los recuentos y volúmenes probados) en vez de depender de valores logarítmicos transformados, ya que introducen ambigüedad.

Las emergencias tales como tormentas e inundaciones importantes pueden provocar deterioros sustanciales en la calidad de la fuente de agua, por ejemplo, grandes incrementos en las concentraciones de patógenos en breve tiempo. Estos no se deben incluir en los cálculos de la media aritmética. La inclusión llevará a que se apliquen niveles más altos de tratamiento de forma continua, lo que conllevará costos considerables. Es más eficiente desarrollar planes específicos para hacer frente a los eventos y emergencias (vea la sección 4.4). Tales planes pueden considerar el tratamiento mejorado o (si es posible) la selección de fuentes alternativas de agua durante una emergencia.

7.2.4 Establecimiento de metas de eficacia basadas en el riesgo

El proceso descrito anteriormente permite la estimación del riesgo a nivel de la población, teniendo en cuenta la calidad del agua cruda y el impacto del control. Esto se puede comparar con el nivel de riesgo de referencia (ver la sección 3.2) o un riesgo tolerable desarrollado localmente. Los cálculos permiten cuantificar el grado de protección de la fuente o el tratamiento que se necesita para lograr determinado nivel de riesgo tolerable y analizar el impacto estimado de los cambios en las medidas de control.

Las metas relacionadas con la eficacia se aplican con más frecuencia a la eficacia del tratamiento es decir, determinan la reducción microbiana necesaria que garantice la seguridad del agua. Una meta relacionada con la eficacia se puede aplicar a un sistema específico (esto es, se formula en respuesta a las características locales del agua cruda) o generalizadas (p. ej., se formula en respuesta a supuestos de la calidad del agua cruda de cierto tipo de fuente) (ver también el documento complementario *Water treatment and pathogen control*; Anexo 1).

La figura 7.2 ilustra las metas relacionadas con la eficacia del tratamiento para una gama de agentes patógenos presentes en el agua cruda. Por ejemplo, 10 microorganismos por litro de agua cruda conducirán a una meta de eficacia de 5.89 unidades logarítmicas (o 99.99987% de reducción) de *Cryptosporidium* o de 5.96 unidades logarítmicas (reducción de 99.99989%) de rotavirus en regiones de altos ingresos para lograr 10^{-6} AVAD por persona al año (ver también el cuadro 7.5 a continuación). La diferencia en las metas relacionadas con la eficacia de los rotavirus en países de altos y de bajos ingresos (5.96 y 7.96 unidades logarítmicas; figura 7.2) se relaciona con la diferencia en la gravedad de la enfermedad causada por este organismo. En los países de bajos ingresos, la tasa de letalidad infantil es relativamente alta y, consecuentemente, la carga de morbilidad es mayor. Además, en los países de bajos ingresos es mayor la proporción de la población menor de 5 años que está en situación de riesgo de infección por rotavirus.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

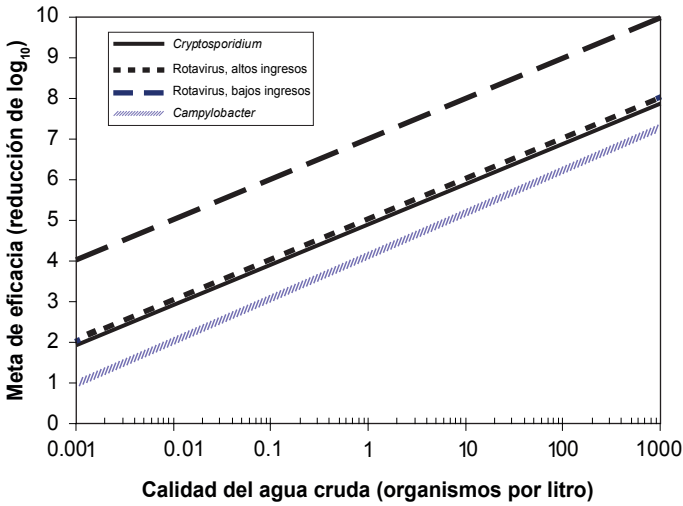


Figura 7.2 Metas de eficacia para ejemplos de bacterias, virus y protozoos patógenos con respecto a la calidad del agua cruda (para alcanzar un valor de 10^{-6} AVAD por persona al año)

La derivación de estas metas relacionadas con la eficacia se describe en el cuadro 7.5, que proporciona un ejemplo de los datos y cálculos que suelen emplearse en la construcción de modelos de evaluación del riesgo debido a agentes patógenos en el agua. El cuadro presenta datos representativos de los tres grupos principales de agentes patógenos (bacterias, virus y protozoos) de una variedad de fuentes. Estos ejemplos de cálculo apuntan a lograr el nivel de riesgo de referencia de 10^{-6} AVAD por persona al año, como se describe en la sección 3.2. Los datos del cuadro ilustran los cálculos que se necesitan para estimar el riesgo y no son valores de referencia.

Cuadro 7.5 Metas de protección de la salud derivadas del ejemplo de cálculo del cuadro 7.4

| | <i>Cryptosporidium</i> | <i>Campylobacter</i> | Rotavirus ^a |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------|
| Organismos por litro en el agua cruda | 10 | 100 | 10 |
| Meta en términos de salud | 10^{-6} AVAD por persona al año | 10^{-6} AVAD por persona al año | 10^{-6} AVAD persona al año |
| Riesgo de enfermedad diarreica ^b | 1 por 1500 al año | 1 por 4600 al año | 1 por 14 000 al año |
| Calidad del agua de consumo humano | 1 por 79 000 litros | 1 por 9500 litros | 1 por 90 000 litros |
| Meta de eficacia ^c | 5.89 unidades \log_{10} | 5.98 unidades \log_{10} | 5.96 unidades \log_{10} |

^a Datos de regiones con ingresos altos. En las regiones con ingresos bajos, la gravedad suele ser mayor, pero no es probable que el agua potable sea la vía de transmisión predominante.

^b Para la población susceptible.

^c La meta de eficacia es una medida de la reducción de los agentes patógenos, en escala logarítmica, con base en la calidad del agua de la fuente.

7.2.5 Presentación de la determinación de metas de eficacia

El cuadro 7.5 presenta algunos datos del cuadro 7.4 en un formato más significativo para los gestores de riesgos. Se incluye la concentración promedio de agentes patógenos en el agua de consumo humano para fines de información. No es una meta de calidad del agua ni intenta fomentar el monitoreo de agentes patógenos en el agua tratada. Por ejemplo, una concentración de 1.3×10^{-5} de *Cryptosporidium* por litro (ver el cuadro 7.4) corresponde a 1 ooquiste por 79 000 litros (ver el cuadro 7.5). La meta de eficacia (en la fila “Efecto del tratamiento” del cuadro 7.4) expresada como un valor de reducción de \log_{10} es, desde el punto de vista de la gestión, la información más importante del cuadro sobre evaluación del riesgo. También se puede expresar como un porcentaje de reducción. Por ejemplo, una reducción de 5.96 unidades \log_{10} de rotavirus corresponde a una reducción del 99.99989%.

7.2.6 Adaptación de las metas de eficacia basadas en el riesgo a las circunstancias locales

Los agentes patógenos de referencia mencionados en las secciones anteriores no son organismos patógenos prioritarios en todas las regiones del mundo. Siempre que sea posible, se debe utilizar información específica del país o localidad en las evaluaciones de este tipo. Si no se dispone de datos específicos, la estimación aproximada del riesgo puede basarse en valores predeterminados (ver el cuadro 7.6 a continuación).

El cuadro 7.5 toma en cuenta solamente los cambios en la calidad del agua derivados del tratamiento y no de las medidas de protección de la fuente, que a menudo contribuyen de manera importante a la seguridad general y afectan la concentración o variabilidad de los agentes patógenos. Las estimaciones del riesgo que se presentan en el cuadro 7.4 también suponen que no hay degradación de la calidad del agua en la red de distribución. Estas suposiciones no serán realistas en todas las circunstancias y es aconsejable tener presente estos factores en la medida de lo posible.

El cuadro 7.5 presenta únicamente estimados puntuales y no toma en cuenta la variabilidad ni la incertidumbre. Los modelos completos de evaluación de riesgos incorporarán dichos factores como variables a través de distribuciones estadísticas en lugar de estimaciones puntuales. No obstante, la elaboración de este tipo de modelos no está actualmente al alcance de muchos países y los datos para definir esas distribuciones son escasos. La elaboración de estos datos puede involucrar tiempo y recursos considerables; sin embargo, permiten una visión mucho mejor de la calidad real del agua cruda y de la eficacia del tratamiento.

El grado de tratamiento necesario depende también de los valores adoptados como variables en el modelo de evaluación de riesgos. Una de esas variables es el consumo de agua de consumo humano. La figura 7.3 muestra el efecto de la variación en el consumo de agua de consumo humano sin hervir en las metas de eficacia correspondientes a *Cryptosporidium*. Si la concentración en el agua cruda es de 1 ooquiste por litro, la meta de eficacia varía entre 4.3 y 5.2 unidades \log_{10} si los valores de consumo varían entre 0,25 y 2 litros al día. Otra variable es el segmento de población susceptible. Algunos datos de brotes sugieren que en los países desarrollados una proporción significativa de la población mayor de cinco años de edad puede carecer de inmunidad ante las enfermedades causadas por rotavirus. La figura 7.4 muestra el efecto de la variación

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

en la población vulnerable. Si la concentración en el agua cruda es de 10 partículas de rotavirus por litro, la meta de eficacia aumenta de 5.96 a 7.18, ya que la proporción de personas susceptibles aumenta del 6% al 100%.

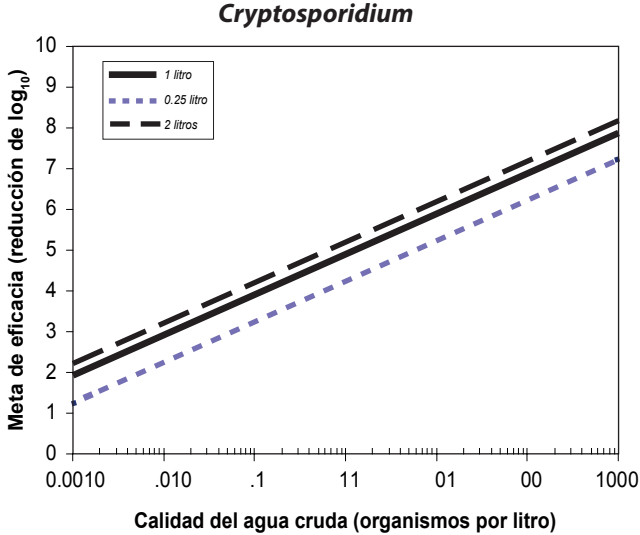


Figura 7.3 Metas de eficacia para *Cryptosporidium*, con respecto al consumo diario de agua sin hervir (para lograr 10^{-6} AVAD por persona al año)

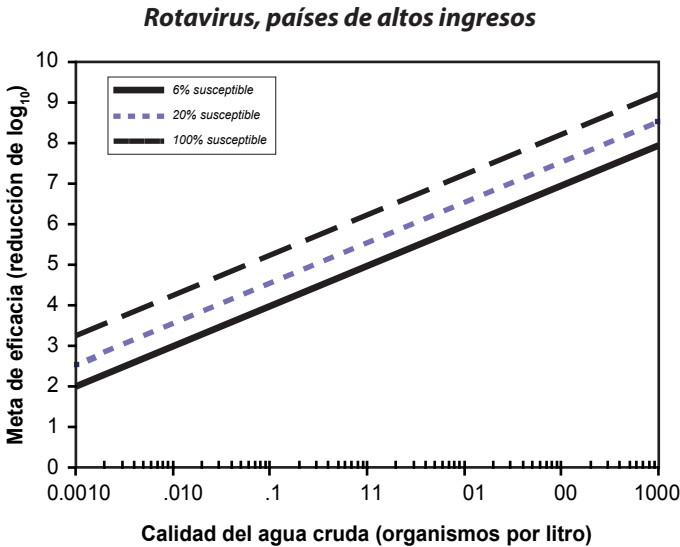


Figura 7.4 Metas de eficacia para rotavirus, con respecto al segmento de población susceptible a la enfermedad (para lograr 10^{-6} AVAD por persona al año)

7.2.7 Metas relacionadas con la salud

Las metas relacionadas con la salud que identifican la reducción de enfermedades en una comunidad deben responder a las medidas de control previstas en los planes de seguridad del agua y a las intervenciones asociadas a la calidad del agua a nivel de la comunidad y de los hogares. Estas metas identificarían la reducción esperada de las enfermedades en las comunidades donde se lleven a cabo las intervenciones.

La priorización de las intervenciones de calidad del agua deben centrarse en aquellos aspectos que se estima que contribuyen más de 5% a la carga de morbilidad por determinada enfermedad (p. ej., el 5% del total de diarrea). En muchas partes del mundo, la implementación de una intervención en la calidad del agua que da como resultado una mejora de más de 5% en términos de salud sería considerada extremadamente efectiva. Donde la carga de morbilidad es alta y se aplican intervenciones eficaces, es posible demostrar directamente los beneficios para la salud derivados de la mejora de la calidad del agua—p. ej., mediante la evaluación de la reducción del recuento de *E. coli* en el punto de consumo—esta puede ser una herramienta poderosa para verificar un primer paso en la mejora progresiva de la seguridad del agua de consumo humano.

Cuando se identifica una reducción cuantificable de determinada enfermedad como una meta relacionada con la salud, se aconseja llevar a cabo una vigilancia de la salud pública proactiva y permanente en las comunidades representativas para medir la efectividad de las intervenciones en la calidad del agua.

7.3 Ocurrencia y tratamiento de agentes patógenos

Como se discutió en la sección 4.1, la evaluación del sistema consiste en determinar si la cadena de abastecimiento de agua de consumo humano en conjunto puede suministrar agua con la calidad establecida en las metas. Esto requiere conocer la calidad de la fuente de agua y la eficacia de las medidas de control, como el tratamiento.

7.3.1 Ocurrencia

La comprensión de la ocurrencia de los agentes patógenos en las fuentes de agua es esencial, porque facilita la selección de la fuente de más alta calidad para el abastecimiento de agua de consumo humano, determina las concentraciones de los agentes patógenos en las fuentes de agua y proporciona una base para establecer los requisitos del tratamiento a fin de cumplir las metas de protección de la salud del plan de seguridad del agua.

De hecho, la forma más exacta de determinar las concentraciones de agentes patógenos en determinadas captaciones y otras fuentes de agua es mediante el análisis de las concentraciones durante un periodo, teniendo cuidado de considerar las variaciones estacionales y los evento pico, como las tormentas. Siempre que sea posible, se recomienda la medición directa de los agentes patógenos y organismos indicadores en las fuentes de agua específicas para las que se están estableciendo un plan de seguridad y metas respecto a los agentes patógenos, ya que esto proporciona las mejores estimaciones de las concentraciones microbianas. Sin embargo, las limitaciones de recursos en muchos entornos pueden impedirlo. En ausencia de medición de concentraciones de agentes patógenos, un abordaje provisional alternativo

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

es hacer estimaciones basadas en datos disponibles, como los resultados de estudios sanitarios combinados con análisis de indicadores.

Cuando no hay datos sobre la presencia y distribución de agentes patógenos humanos en el agua de la comunidad o del área de implementación, las concentraciones en las aguas crudas se pueden inferir de los datos del número de agentes patógenos por gramo de heces, pues representan la contaminación fecal directa, o del número de agentes patógenos por litro de aguas residuales no tratadas (cuadro 7.6). Los datos de las encuestas sanitarias se pueden utilizar para estimar el impacto de las aguas residuales crudas o tratadas descargadas en fuentes de aguas. En las aguas residuales tratadas, las concentraciones de agentes patógenos pueden reducirse 10 a 100 veces o más, dependiendo de la eficiencia del proceso de tratamiento. Las concentraciones de agentes patógenos en aguas crudas se pueden estimar a partir de las concentraciones de agentes patógenos en aguas residuales y la fracción de aguas residuales presentes en las fuentes de agua. Además, se dan algunas concentraciones de agentes patógenos en fuentes de agua que se midieron en lugares específicos, pero estas concentraciones pueden variar ampliamente entre las localidades.

Los datos del cuadro 7.6 muestran que las bacterias indicadoras fecales, como *E. coli*, siempre están presentes en altas concentraciones en las aguas residuales. Todas las personas eliminan *E. coli*, aunque las concentraciones varían ampliamente. Solo las personas infectadas eliminan organismos patógenos; por lo tanto, las concentraciones de agentes patógenos en las aguas residuales varían aún más. Estas variaciones se deben a patrones de eliminación y también dependen de otros factores, como el tamaño de la población que vierte en las aguas residuales y la dilución con otros tipos de aguas residuales, como los efluentes industriales. El tratamiento convencional de aguas residuales por lo general reduce de manera considerable las concentraciones microbianas antes de que el agua residual se descargue en las aguas superficiales. En otros lugares, el agua residual cruda se vierte directamente o pueden ocurrir descargas ocasionales por desbordes del alcantarillado combinado. Las aguas residuales vertidas se diluyen con las aguas superficiales receptoras, lo que reduce el número de agentes patógenos, aunque el factor de dilución es muy específico dependiendo del lugar. La inactivación de los agentes patógenos, el decaimiento bacteriano o la partición en sedimentos también pueden desempeñar un papel en la reducción de los agentes patógenos. Estos factores difieren según el cuerpo de agua superficial y el clima. Esta variabilidad sugiere que las concentraciones de indicadores fecales y de agentes patógenos varían aún más en las aguas superficiales que en las aguas residuales.

Cuadro 7.6 Ejemplo de la ocurrencia de organismos indicadores y de agentes patógenos seleccionados en las heces, aguas residuales y agua cruda (los datos locales pueden variar)

| Microbio | Número por gramo de heces | Número por litro en el agua residual sin tratar | Número por litro en el agua cruda |
|---|--|--|--|
| Coliformes fecales (<i>E. coli</i> y <i>Klebsiella</i>) | 10^7 (la mayoría no son agentes patógenos) | 10^6 – 10^{10} | 100–100 000 |
| <i>Campylobacter</i> spp. | 10^6 | 100– 10^6 | 100–10 000 |
| <i>Vibrio cholerae</i> ^a | 10^6 | 100– 10^6 | 100– 10^8 |
| Enterovirus | 10^6 | 1–1000 | 0.01–10 |

Cuadro 7.6 (continuación)

| Microbio | Número por gramo de heces | Número por litro en el agua residual sin tratar | Número por litro en el agua cruda |
|-----------------------------|---------------------------|---|-----------------------------------|
| Rotavirus | 10 ⁹ | 50–5000 | 0.01–100 |
| <i>Cryptosporidium</i> | 10 ⁷ | 1–10 000 | 0–1000 |
| <i>Giardia intestinalis</i> | 10 ⁷ | 1–10 000 | 0–1000 |

^a *Vibrio* puede crecer en ambientes acuáticos.

Fuentes: Feachem et al. (1983); Stelzer (1988); Jones, Betaieb & Telford (1990); Stampi et al. (1992); Koenraad et al. (1994); Gerba et al. (1996); AWWA (1999); Maier, Pepper & Gerba (2000); Metcalf & Eddy, Inc. (2003); Bitton (2005); Lodder & de Roda Husman (2005); Schijven & de Roda Husman (2006); Masini et al. (2007); Rutjes et al. (2009); Lodder et al. (2010).

Debido a las diferencias en la supervivencia, la proporción entre agentes patógenos y *E. coli* en el punto de descarga no será la misma a medida que se aleje aguas abajo. Una comparación de datos de *E. coli* con concentraciones de agentes patógenos en aguas superficiales indica que, en general, existe una relación positiva entre la presencia de agentes patógenos en el agua superficial y la concentración de *E. coli*, pero las concentraciones de agentes patógenos varían ampliamente de bajas a altas con cualquier concentración de *E. coli*. Incluso la ausencia de *E. coli* no garantiza la ausencia de agentes patógenos o de concentraciones de agentes patógenos por debajo de los niveles significativos para la salud pública.

Las estimaciones basadas en datos de campo del cuadro 7.6 proporcionan una guía útil para las concentraciones de agentes patógenos entéricos en una variedad de fuentes afectadas por contaminación fecal. Sin embargo, hay una serie de limitaciones y de incertidumbres en esos datos, incluidas las siguientes:

- Aunque los datos sobre agentes patógenos y *E. coli* se derivaron de diferentes regiones del mundo, sin duda, la mayoría proviene de países con altos ingresos.
- Existe preocupación respecto a la sensibilidad y solidez de las técnicas analíticas, en particular para los virus y protozoos, asociadas en gran medida a las recuperaciones obtenidas por las técnicas que se emplean para procesar y concentrar grandes volúmenes de muestras, lo que es común en el análisis de estos organismos.
- El número de agentes patógenos se obtuvo mediante una variedad de métodos, incluidos aquellos basados en cultivos con medios o células, ensayos de base molecular (como la reacción en cadena de la polimerasa) y microscopía, y deben interpretarse con cuidado.
- La falta de conocimiento sobre la infectividad de los agentes patógenos para los seres humanos tiene implicaciones en la evaluación de riesgos, lo que debe tomarse en cuenta.

7.3.2 Tratamiento

La comprensión de la eficacia de las medidas de control incluye la validación (ver las secciones 2.2 y 4.1.7). La validación es importante tanto para asegurar que el tratamiento logrará los objetivos deseados (metas relacionadas con la eficacia) como para evaluar las áreas en las que se puede mejorar la eficacia (p. ej., al comparar la eficacia lograda con lo que se puede alcanzar a través de procesos bien administrados). El tratamiento del agua se puede aplicar en una planta de tratamiento de agua de

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

consumo humano (tratamiento central), en los sistemas de tuberías, en el hogar o en el punto de uso en entornos distintos del abastecimiento por tubería.

Tratamiento central

Las aguas de muy alta calidad, como las aguas subterráneas de acuíferos confinados, pueden depender de la protección de la fuente de agua y del sistema de distribución como las principales medidas de control para el suministro de agua de consumo humano segura. Sin embargo, lo usual es que se requiera el tratamiento del agua para eliminar o destruir los microorganismos patógenos. En muchos casos (p. ej., cuando el agua superficial es de mala calidad), se requieren múltiples etapas de tratamiento, incluidas, la coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, entre otros. El cuadro 7.7 proporciona un resumen de los procesos de tratamiento que se utilizan normalmente de forma individual o combinados para lograr reducciones microbianas (ver también el Anexo 5). Las remociones mínimas y máximas se indican como valores de reducción log₁₀ y pueden ocurrir en condiciones defectuosas y óptimas del tratamiento, respectivamente.

Cuadro 7.7 Reducción de bacterias, virus y protozoos mediante tecnologías en plantas de tratamiento de agua de consumo humano para comunidades grandes

| Proceso del tratamiento | Grupos de agentes patógenos entéricos | Remoción mínima (LRV) | Remoción máxima (LRV) | Notas |
|---|---------------------------------------|-----------------------|-----------------------|--|
| Pretratamiento | | | | |
| Filtros gruesos | Bacterias | 0.2 | 2.3 | Depende del medio filtrante, coagulante |
| Reservorios de almacenamiento | Bacterias | 0.7 | 2.2 | Tiempo de retención > 40 días |
| | Protozoos | 1.4 | 2.3 | Tiempo de retención: 160 días |
| Filtración en la orilla | Virus | > 2.1 | 8.3 | Depende de la distancia del viaje, tipo del suelo, tasa de bombeo, pH y de la fuerza iónica |
| | Bacterias | 2 | > 6 | |
| | Protozoos | > 1 | > 2 | |
| Coagulación, floculación y sedimentación | | | | |
| Clarificación convencional | Virus | 0.1 | 3.4 | Depende de las condiciones de la coagulación |
| | Bacterias | 0.2 | 2 | |
| | Protozoos | 1 | 2 | |
| Clarificación de alta tasa | Protozoos | > 2 | 2.8 | Depende del uso apropiado de la capa de polímeros |
| Flotación por aire disuelto | Protozoos | 0.6 | 2.6 | Depende de la dosis del coagulante |
| Ablandamiento con cal | Virus | 2 | 4 | Depende del pH y del tiempo de sedimentación |
| | Bacteria | 1 | 4 | |
| | Protozoos | 0 | 2 | |
| Filtración | | | | |
| Filtración granular de alta tasa | Virus | 0 | 3.5 | Depende del medio filtrante y del pretratamiento de la coagulación, la turbiedad del agua filtrada |
| | Bacterias | 0.2 | 4.4 | |
| | Protozoos | 0.4 | 3.3 | |

Cuadro 7.7 (continuación)

| Proceso del tratamiento | Grupos de agentes patógenos entéricos | Remoción mínima (LRV) | Remoción máxima (LRV) | Notas |
|---|---------------------------------------|--|-----------------------|--|
| | | | | será de $\leq 0,3$ NTU en el 95% de las muestras (y ninguna debe superar 1 UNT) asociada con 1-2 log de reducción de virus y 3 log de reducción de <i>Cryptosporidium</i> ^a |
| Filtración lenta de arena | Virus | 0.25 | 4 | Depende de la presencia de la schmutzdecke, del tamaño del gránulo, del caudal y de las condiciones de la operación (principalmente de la temperatura y del pH); la turbiedad del agua filtrada será de ≤ 1 UNT en el 95% de las muestras (y ninguna debe superar 5 UNT) asociada con 1-2 log de reducción de virus y 2.5-3 log de reducción de <i>Cryptosporidium</i> ^a |
| | Bacterias | 2 | 6 | |
| | Protozoos | 0.3 | > 5 | |
| Filtración de precapa | Virus | 1 | 1.7 | Si hay torta del filtro Depende del pretratamiento químico Depende del tamaño del medio y de la tasa de filtración |
| | Bacteria | 0.2 | 2.3 | |
| | Protozoos | 3 | 6.7 | |
| Filtración de membrana: microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa | Virus | < 1 | > 6.5 | Varía según el tamaño del poro de la membrana (microfiltros, ultrafiltros, nanofiltros y filtros para la ósmosis inversa), la integridad del medio filtrante, de los sellos de los filtros y de la resistencia al avance de la degradación química y biológica; las reducciones máximas se asocian con una turbidez del agua filtrada de <0.1 UNT ^a |
| | Bacterias | 1 | > 7 | |
| | Protozoos | 2.3 | > 7 | |
| Desinfección primaria^{b,c} | | | | |
| Cloro | Virus | 2 (Ct ₉₉ 2–30 min•mg/l; 0–10 °C; pH 7–9) | | El cloro libre por tiempo de contacto predice eficacia; no es eficaz contra los ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> . La turbidez y los solutos que demandan cloro inhiben este proceso; por ello, la turbidez debe mantenerse por debajo de 1 UNT para propiciar una desinfección eficaz. Cuando esto no resulte práctico, el objetivo deberá ser mantener la turbidez por debajo de 5 UNT, aunque la desinfección todavía deberá aplicarse si no se consigue 5 UNT. Además de la desinfección inicial, se deben considerar los beneficios de mantener el residual del cloro libre en los sistemas de distribución por encima de 0.2 mg/l |
| | Bacterias | 2 (Ct ₉₉ 0.04–0.08 min•mg/l; 5 °C; pH 6-7) | | |
| | Protozoos | 2 (Ct ₉₉ 25–245 min•mg/l; 0–25 °C; pH 7–8; <i>Giardia</i> principalmente) | | |
| Dióxido de cloro | Virus | 2 (Ct ₉₉ 2–30 min•mg/l; 0–10 °C; pH 7–9) | | se deben considerar los beneficios de mantener el residual del cloro libre en los sistemas de distribución por encima de 0.2 mg/l |
| | Bacterias | 2 (Ct ₉₉ 0.02–0.3 min•mg/l; 15–25 °C; pH 6.5–7) | | |
| | Protozoos | 2 (Ct ₉₉ 100 min•mg/l) | | |
| Ozono | Virus | 2 (Ct ₉₉ 0.006–0.2 min•mg/l) | | Generalmente, los virus son más resistentes que las bacterias |

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Cuadro 7.7 (continuación)

| Proceso del tratamiento | Grupos de agentes patógenos entéricos | Remoción mínima (LRV) | Remoción máxima (LRV) | Notas |
|-------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|-----------------------|--|
| UV | Bacterias | 2 (Ct_{99} 0.02 min•mg/l) | | |
| | Protozoos | 2 (Ct_{99} 0.5–40 min•mg/l) | | Depende de la temperatura; <i>Cryptosporidium</i> varía ampliamente |
| | Virus | 4 (7–186 mJ/cm ²) | | La eficacia de la desinfección depende de la fluencia administrada (dosis), que varía con la intensidad, el tiempo de exposición y la longitud de onda UV. La turbidez excesiva y ciertas especies disueltas inhiben este proceso; por ello, la turbidez debe mantenerse por debajo de 1 UNT para propiciar una desinfección eficaz. Cuando esto no resulte práctico, la turbidez debe mantenerse por debajo de 5 UNT con fluencias más altas ^a |
| | Bacterias | 4 (0.65–230 mJ/cm ²) | | |
| | Protozoos | 4 (< 1–60 mJ/cm ²) | | |

Ct es el producto de la concentración del desinfectante por el tiempo de contacto; LRV es el valor de la reducción \log_{10}

^a Vea *Turbidity: information for regulators and operators of water supplies* (Anexo 1).

^b Desinfección química: se dan valores de Ct que logran 2 LRV.

^c Radiación UV: se da el rango de dosis UV que logra 4 LRV.

Fuentes: Chevrefils et al. (2006); Dullemont et al. (2006); Hijnen, Beerendonk & Medema (2006); ver también el documento complementario *Water treatment and pathogen control* (Anexo 1).

Las reducciones de la carga microbiana que se presentan en el cuadro 7.7 corresponden a grupos o categorías generales de microbios: bacterias, virus y protozoos. Esto se debe a que, por lo general, la eficacia del tratamiento para reducir la carga microbiana difiere en cada grupo de microbios, debido a sus diferentes propiedades inherentes (p. ej., su tamaño, la naturaleza de sus capas protectoras exteriores, las propiedades fisicoquímicas de sus superficies, etc.). Dentro de estos grupos de microbios, las diferencias en la eficacia de los procesos de tratamiento entre especies, tipos o cepas de microbios son menores. No obstante, estas diferencias existen y el cuadro proporciona estimaciones conservadoras de las reducciones de la carga microbiana basadas en los miembros de los microorganismos patógenos más resistentes o persistentes de ese grupo. Cuando las diferencias de remoción mediante el tratamiento son grandes entre los miembros específicos de un grupo de microbios, esos resultados se presentan por separado en el cuadro.

La eficacia del tratamiento para la reducción microbiana también puede diferir cuando se agregan diferentes procesos de tratamiento. La aplicación de múltiples barreras en el tratamiento, por ejemplo, en las plantas de tratamiento de agua potable, puede fortalecer su eficiencia, ya que la falla de un proceso no da lugar al fracaso de todo el tratamiento. Sin embargo, entre las múltiples etapas de tratamiento pueden ocurrir tanto interacciones positivas como negativas y todavía no se entiende completamente cómo estas interacciones afectan la calidad general del agua y la eficiencia del tratamiento del agua. En las interacciones positivas, la inactivación de un contaminante es más alta

cuando dos procesos ocurren conjuntamente que cuando cada uno de los procesos se produce por separado – como sucede, por ejemplo, cuando la coagulación y la sedimentación operan en condiciones óptimas y hay un aumento en el rendimiento de los filtros rápidos de arena. Por el contrario, las interacciones negativas pueden ocurrir cuando una falla en la primera etapa del proceso de tratamiento conduce a una falla en el siguiente proceso – por ejemplo, si la coagulación no logra eliminar el material orgánico, esto podría reducir la eficacia de la desinfección subsiguiente y dar lugar a un posible aumento de los SPD. La evaluación general de la eficacia del tratamiento del agua potable, como parte de la implementación del PSA, ayudará a comprender la eficacia de los procesos múltiples de tratamiento para garantizar la seguridad del suministro de agua potable.

En el documento complementario *Water treatment and pathogen control* (Anexo 1) se proporciona más información sobre estos procesos de tratamiento del agua, su operación y eficacia en la reducción de organismos patógenos en el sistema de abastecimiento de agua distribuida por tuberías.

Tratamiento domiciliario

La tecnología del tratamiento domiciliario del agua comprende una gama de dispositivos o métodos que se emplean para tratar el agua en el hogar o en el punto de uso en otros entornos. También se les conoce como tecnologías de tratamiento del agua en el punto de uso o en el punto de entrada (Cotruvo y Sobsey, 2006; Nath, Bloomfield y Jones, 2006; ver también el documento complementario *Managing water in the home*; Anexo 1). Estas opciones permiten a las personas y a las comunidades tratar el agua captada o el agua entubada contaminada con el fin de eliminar o inactivar microbios patógenos. Muchos de estos métodos se complementan con el almacenamiento seguro del agua tratada para impedir o minimizar la contaminación después del tratamiento domiciliario (Wright, Gundry y Conroy, 2003).

Se ha demostrado que el tratamiento domiciliario del agua y el almacenamiento seguro han mejorado significativamente la calidad del agua y reducido los riesgos de enfermedades infecciosas transmitidas por el agua (Fewtrell y Colford, 2004; Clasen et al., 2006). Los abordajes del tratamiento domiciliario del agua tienen el potencial de impactar de manera positiva y rápida en la salud donde no hay posibilidades de tener agua entubada y las personas dependen de fuentes de agua que podrían estar contaminadas o donde el agua almacenada se contamina debido a la manipulación antihigiénica durante el transporte o en la vivienda. El tratamiento domiciliario del agua también se puede utilizar para superar el problema generalizado de microbios peligrosos en el suministro de agua por tuberías. Los que viajan a zonas donde la calidad del agua de consumo humano es incierta también pueden utilizar tecnologías similares (ver también la sección 6.11).

No todas las tecnologías de tratamiento domiciliario del agua tienen alta eficacia para reducir todos los agentes patógenos transmitidos por el agua (bacterias, virus, protozoos y helmintos). Por ejemplo, el cloro es ineficaz para inactivar oocistos del protozoo *Cryptosporidium* que se transmite a través del agua, y algunos métodos de filtración, como los filtros de cerámica, de tela o de fibra, son ineficaces para eliminar virus entéricos. Por lo tanto, es necesario que, al elegir entre estas tecnologías, se

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

considere cuidadosamente a los microbios que se pretenden controlar en la fuente de agua de consumo humano.

A continuación se definen y describen varias tecnologías de tratamiento domiciliario del agua para contrarrestar la contaminación microbiana:

- *Desinfección química*: La desinfección química del agua de consumo humano incluye la tecnología basada en el cloro, como el dióxido de cloro, así como el ozono, algunos otros oxidantes y algunos ácidos fuertes y bases. Con excepción del ozono, la dosificación adecuada de los desinfectantes químicos pretende mantener una concentración residual en el agua para proporcionar cierta protección contra la contaminación después del tratamiento, es decir, durante el almacenamiento. La desinfección domiciliaria en los países en desarrollo se realiza principalmente con cloro libre, ya sea en forma líquida como el ácido hipocloroso (cloro comercial de uso doméstico o soluciones más diluidas de hipoclorito de sodio entre 0.5% y 1% comercializado para el tratamiento domiciliario del agua) o en forma seca como hipoclorito de calcio o dicloroisocianurato de sodio. Esto ocurre porque estas formas de cloro libre son convenientes, relativamente seguras de manejar, de bajo costo y fáciles de dosificar. Sin embargo, el tricloroisocianurato de sodio y el dióxido de cloro también se utilizan en algunas tecnologías de tratamiento domiciliario del agua. La dosis adecuada de cloro para el tratamiento del agua en la vivienda es crítica para proporcionar el suficiente cloro libre que mantenga un residual durante el almacenamiento y el uso. Se recomienda dosificar alrededor de 2 mg/l de cloro libre para aclarar el agua (< 10 unidades nefelométricas de turbiedad [UNT]) y el doble (4 mg/l) si el agua está turbia (> 10 UNT). Aunque estas dosis de cloro libre pueden producir cloro residual que excede la recomendación para el tratamiento central del agua en el punto de entrega, es decir 0.2-0.5 mg/l, estas dosis se consideran adecuadas para el tratamiento del agua domiciliar a fin de mantener un residual de cloro libre de 0.2 mg/l en el agua almacenada en la vivienda, que ha sido tratada por cloración. Para obtener más información sobre la cloración en el punto de uso, consulte el documento complementario *Preventing travellers' diarrhoea: How to make drinking water safe* (OMS, 2005).

La desinfección del agua de consumo humano con yodo, que es un fuerte oxidante, por lo general no se recomienda de manera prolongada a menos que se controlen las concentraciones residuales, debido a la preocupación por los efectos adversos de la ingesta excesiva sobre la glándula tiroides; sin embargo, se está revisando este tema, porque la deficiencia de yodo en la dieta es un problema grave de salud en muchas partes del mundo (ver también la sección 6.11 y el cuadro 6.1). En cuanto al tratamiento central, el ozono para el tratamiento domiciliario del agua se debe generar en el sitio, usualmente por descarga de corona o electrolíticamente, lo que requiere electricidad. Por ello, el ozono no se recomienda para el tratamiento domiciliario del agua debido a la necesidad de una fuente fiable de electricidad para generarlo, la complejidad de la generación, la dosis adecuada para una aplicación pequeña y su costo relativamente alto. Los ácidos fuertes o bases no se recomiendan como desinfectantes químicos para el agua de consumo humano, ya que son productos químicos peligrosos que pueden alterar el pH del agua a niveles

peligrosamente bajos o altos. Sin embargo, como intervención de emergencia o de corto plazo, se puede añadir al agua suficiente jugo de frutas cítricas, sean limas o limones, con el fin de reducir el pH del agua (probablemente a un pH menor de 4.5) para inactivar *Vibrio cholerae*.

- *Filtros de membrana, de cerámica porosa o compuestos*: Son filtros, cuyos poros tienen tamaños definidos e incluyen a los filtros de carbón en bloque, de cerámica porosa que contiene plata coloidal, membranas reactivas, membranas poliméricas y filtros de fibra o tela. El agua pasa a través de una sola o varias superficies porosas estructuradas, cuyos poros remueven y retienen físicamente a los microbios por exclusión de tamaño. Algunos de estos filtros también pueden emplear superficies antimicrobianas o bacteriostáticas o compuestos químicos que hacen que los microbios adsorbidos en las superficies de los filtros se inactiven o al menos que no se multipliquen. Se han recomendado los filtros de tela, como las telas de los sari, para reducir *Vibrio cholerae* en el agua. Sin embargo, estos filtros reducen solamente vibrios asociados con copépodos, otros crustáceos o eucariotas grandes retenidos en la tela. Estas telas no retendrán vibrios dispersos ni otras bacterias no asociadas con copépodos, otros crustáceos, sedimentos en suspensión ni grandes eucariotas, debido a que los poros de la tela son mucho más grandes que las bacterias, lo que les permite pasar a través de ellos. La mayoría de las tecnologías domiciliarias de filtro funcionan por gravedad o por la presión del agua suministrada por tubería. Sin embargo, algunas formas de ultrafiltración, nanofiltración y la filtración por ósmosis inversa pueden requerir el suministro fiable de electricidad para funcionar.
- *Filtros de medios granulares*: Los filtros de medios granulares incluyen a los que contienen arena, tierra diatomácea u otros que utilizan partículas de tamaño pequeño como lechos de relleno o capas de superficies a través de las cuales pasa el agua. Estos filtros retienen microbios mediante una combinación de procesos físicos y químicos, incluidas la filtración, la sedimentación y la adsorción. Algunos pueden emplear también superficies antimicrobianas o bacteriostáticas químicamente activas u otras modificaciones químicas. Otros filtros están activos biológicamente, porque en la superficie o en la matriz del medio granular desarrollan capas de microbios con sus exopolímeros asociados. Esta capa biológicamente activa, llamada schmutzdecke en los filtros convencionales lentos de arena, retiene microbios y suele producir su inactivación y biodegradación. Se ha desarrollado un filtro a escala domiciliar con una capa superficial activa biológicamente que puede ser dosificada de forma intermitente con agua.
- *Desinfección solar*: Hay diversas tecnologías que usan la radiación solar para desinfectar el agua. Algunas emplean la radiación solar para inactivar microbios en recipientes oscuros u opacos, y se basan en el calor generado por la energía solar. Otras, como la desinfección solar del agua o sistema SODIS, usa recipientes de plástico transparente por las que pasa la radiación ultravioleta de la luz solar y se basan en la acción combinada de la radiación UV y la actividad oxidativa asociada con el oxígeno disuelto y el calor. Otras formas físicas de sistemas de exposición a la radiación solar también emplean combinaciones de estos efectos de la radiación solar en otros tipos de recipientes, como las bolsas de plástico que reciben UV (p. ej., el "solar puddle") y paneles.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

- *Tecnologías de luz UV que usan lámparas:* Una serie de tecnologías de tratamiento del agua de consumo humano emplean la radiación de luz ultravioleta provista por lámparas UV para inactivar los microbios. En las viviendas o en el tratamiento de agua a pequeña escala, la mayoría emplea lámparas de arco de mercurio de baja presión que producen radiación UV monocromática con una longitud de onda germicida de 254 nm. Por lo general, estas tecnologías permiten que el agua en un recipiente o el flujo de reactores esté expuesto a la radiación de las lámparas UV en dosis suficiente (fluencia) para inactivar organismos patógenos en el agua. Estas tecnologías pueden tener una aplicación limitada en los países en desarrollo debido a la necesidad de un suministro fiable de electricidad y a sus costos y mantenimiento.
- *Tecnologías térmicas (calor):* Las tecnologías térmicas son aquellas cuyo principal mecanismo para destruir los microbios en el agua es el calor producido por la quema de un combustible. Estas incluyen la ebullición y el calentamiento hasta alcanzar temperaturas de pasteurización (típicamente > 63 °C durante 30 minutos cuando se aplica a la leche). El procedimiento recomendado para el tratamiento del agua es elevar la temperatura hasta conseguir el punto de ebullición, retirar el agua de la fuente de calor, dejar que se enfríe de forma natural y luego protegerla de la contaminación postratamiento durante el almacenamiento (vea el documento complementario Boil water; Anexo 1). Las tecnologías solares antes mencionadas que usan la radiación solar para calentar o una combinación de calor y radiación UV de la luz solar, se distinguen de esta categoría.
- *Coagulación, precipitación o sedimentación:* En la coagulación o precipitación se usa un dispositivo o método que emplea un coagulante o precipitante natural o químico para coagular o precipitar partículas en suspensión, incluidos los microbios, para mejorar su sedimentación. La sedimentación es un método de tratamiento del agua que utiliza la sedimentación de partículas en suspensión, incluidos los microbios, para eliminarlos del agua. Estos métodos se pueden usar con una tela o fibra como etapa de filtración para eliminar el flóculo (grandes partículas coaguladas o precipitadas que se forman en el agua). Esta categoría incluye la sedimentación simple (es decir, la que se logra sin un coagulante químico). Este método a menudo emplea una serie de tres vasijas u otros recipientes de almacenamiento de agua en serie, en los que el agua sedimentada (decantada) se transfiere cuidadosamente por decantación cada día; el tercer recipiente contiene agua que ha sido decantada de forma secuencial y almacenada al menos durante 2 días para reducir los microbios.
- *Abordajes de tratamientos combinados (de barreras múltiples):* Comprende algunas de las tecnologías anteriores utilizadas conjuntamente, ya sea de forma simultánea o secuencial, para el tratamiento del agua. Estos tratamientos combinados incluyen la coagulación más la desinfección, un medio de filtración más desinfección o un medio de filtración más filtración por membrana. Algunos son productos químicos comerciales de un solo uso en forma de gránulos, polvos o comprimidos que contienen un coagulante químico, como sal de hierro o de aluminio, y un desinfectante, como el cloro. Cuando se añaden al agua, estos productos químicos coagulan y floculan las impurezas para promover la sedimentación rápida y eficiente, y también contienen un desinfectante químico (p. ej., cloro libre) para

inactivar los microbios. Otras tratamientos combinados son los dispositivos físicos que incluyen dos o más etapas de tratamiento, como un medio filtrante o filtros de membrana o adsorbentes para eliminar físicamente a los microbios, y cualquiera de los desinfectantes químicos u otro proceso de tratamiento físico (p. ej., radiación UV) que destruyen los microbios restantes que no han sido eliminados físicamente por la filtración o adsorción. Muchas de estas tecnologías de tratamiento combinado del agua son productos comerciales que se pueden comprar para el hogar u otro uso local. Cuando se elige una combinación de dispositivos comerciales, es importante considerar las tecnologías de tratamiento incluidas. También es conveniente exigir que cumplan con criterios específicos de reducción microbiana y que preferiblemente estén certificados por una autoridad nacional o internacional, como el gobierno o una organización independiente que represente al sector privado y que certifique buenas prácticas y un nivel de eficacia documentado.

En el cuadro 7.8 se presenta un resumen de la reducción estimada de bacterias, virus y parásitos protozoos mediante las tecnologías de tratamiento domiciliario del agua mencionadas anteriormente. Estas reducciones se basan en resultados de estudios reportados en la literatura científica. Se presentan dos categorías de eficacia: la remoción basal y la remoción máxima. Las remociones basales son las que suelen esperarse en la práctica real de campo, efectuadas por personas no calificadas que aplican el tratamiento a aguas crudas de calidad promedio y variable, y donde hay instalaciones o instrumentos de apoyo mínimos para optimizar las condiciones y prácticas del tratamiento. Las remociones máximas son posibles cuando el tratamiento está optimizado por operadores calificados que tienen el apoyo de la instrumentación y otras herramientas para mantener el más alto nivel de eficacia con aguas de calidad predecible y estable (p. ej. el agua de muestra sembrada con concentraciones conocidas de determinados microbios). Cabe señalar que hay diferencias en el desempeño del valor de la reducción \log_{10} de ciertos procesos de tratamiento del agua, como se especifica para el tratamiento domiciliario del agua en el cuadro 7.8 y para el tratamiento central en el cuadro 7.7. Estas diferencias en la eficacia de las mismas tecnologías de tratamiento son de esperar, ya que el tratamiento central suele aplicarse al agua cuya calidad es la deseable para el proceso de tratamiento y este es aplicado por personal calificado que emplea procesos de ingeniería debidamente diseñados y controlados. En contraste, el tratamiento domiciliario del agua generalmente se aplica a aguas de muy variada calidad y algunas son subóptimas para la tecnología que se va aplicar y el tratamiento se realiza sin control operacional especializado por personas relativamente inexpertas y sin calificación en operaciones de tratamiento, en comparación con las personas que administran las plantas centrales de tratamiento del agua. Para obtener más detalles sobre estos procesos de tratamiento, incluidos los factores que influyen en su eficacia y las bases de los niveles de eficacia de la reducción del valor \log_{10} provistos en el cuadro 7.8, consulte los documentos complementarios *Managing water in the home* y *Guidelines for the microbiological performance evaluation of point-of-use drinking-water technologies* (Anexo 1).

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Cuadro 7.8 Reducción de bacterias, virus y protozoos mediante tecnologías de tratamiento domiciliario del agua

| Proceso del tratamiento | Grupos de agentes patógenos entéricos | Remoción basal (LRV) | Remoción máxima (LRV) | Notas |
|--|---|---------------------------------|-----------------------|--|
| Desinfección química | | | | |
| Desinfección con cloro libre | Bacterias | 3 | 6 | El cloro libre × tiempo de contacto predice eficacia; no es eficaz contra los ooquistes de <i>Cryptosporidium</i> . La turbidez y los solutos que demandan cloro inhiben este proceso; por ello, la turbidez debe mantenerse por debajo de 1 UNT para propiciar una desinfección eficaz. Cuando esto no resulte práctico, el objetivo deberá ser mantener la turbidez por debajo de 5 UNT, aunque la desinfección todavía deberá aplicarse si no se consigue 5 UNT. Con una turbiedad mayor de 1 UNT se requerirán mayores dosis de cloro o tiempos de contacto ^a . |
| | Virus | 3 | 6 | |
| | Protozoos que no son <i>Cryptosporidium</i> | 3 | 5 | |
| | <i>Cryptosporidium</i> | 0 | 1 | |
| Filtración con membranas, cerámica porosa o compuestos | | | | |
| Filtración con cerámica porosa y bloques de carbón | Bacterias | 2 | 6 | Varía con el tamaño del poro, el caudal, el medio filtrante y la inclusión de plata u otros agentes químicos |
| | Virus | 1 | 4 | |
| | Protozoos | 4 | 6 | |
| Filtración con membranas (microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración, ósmosis inversa) | Bacterias | 2 MF; 3 UF, 4 MF; 6 UF, NF o RO | | Varía con el tamaño del poro, la integridad del medio filtrante y de los sellos del filtro, y la resistencia al avance de la degradación química y biológica; las reducciones máximas se asocian con una turbidez del agua filtrada de <0.1 UNT ^a |
| | Virus | 0 MF; 3 UF, 4 MF; 6 UF, NF o RO | | |
| | Protozoos | 2 MF; 3 UF, 6 MF; 6 UF, NF o RO | | |
| Filtración con fibras y telas (p. ej., filtración con telas de sari) | Bacterias | 1 | 2 | La asociación de partículas o de plancton aumenta la remoción de microbios, especialmente la asociación de copépodos con el gusano de Guinea (<i>Dracunculus medinensis</i>) y el plancton asociado con <i>Vibrio cholerae</i> ; se puede remover protozoos grandes (> 20 µm); no es efectivo para remover virus, bacterias dispersas ni protozoos pequeños (p. ej., <i>Giardia intestinalis</i> 8–12 µm, y <i>Cryptosporidium</i> 4–6 µm) |
| | Virus | 0 | 0 | |
| | Protozoos | 0 | 1 | |
| Filtración con medio granular | | | | |
| Filtros rápidos granulares, con tierra diatomácea, a base de biomasa y combustible fósil (carbón activado granular y en polvo, madera y ceniza de carbón, cascarilla de arroz quemada, etc.) | Bacterias | 1 | 4+ | Varía considerablemente con el tamaño del medio y sus propiedades, el caudal y las condiciones de la operación; algunas opciones son más prácticas que otras para ser usadas en países en desarrollo |
| | Virus | 1 | 4+ | |
| | Protozoos | 1 | 4+ | |

Cuadro 7.8 (continuación)

| Proceso del tratamiento | Grupos de agentes patógenos entéricos | Remoción basal (LRV) | Remoción máxima (LRV) | Notas |
|---|---------------------------------------|----------------------|-----------------------|--|
| Filtración lenta | Bacterias | 1 | 3 | Varía con la madurez del filtro |
| | Virus | 0.5 | 2 | |
| | Protozoos | 2 | 4 | |
| Desinfección solar | | | | |
| Desinfección (radiación solar UV + efectos térmicos) | Bacterias | 3 | 5+ | Varía dependiendo de la oxigenación, de la intensidad de la luz solar, del tiempo de la exposición, la temperatura, la turbiedad y el tamaño del recipiente de agua (profundidad del agua) |
| | Virus | 2 | 4+ | |
| | Protozoos | 2 | 4+ | |
| Tecnología que usan lámparas de luz UV | | | | |
| Irradiación UV | Bacterias | 3 | 5+ | La eficacia de la desinfección depende de la fluencia administrada (dosis), que varía con la intensidad, el tiempo de exposición y la longitud de onda UV. La turbidez excesiva y ciertas especies disueltas inhiben este proceso; por ello, la turbidez debe mantenerse por debajo de 1 UNT para propiciar una desinfección eficaz. Cuando esto no resulte práctico, la turbidez debe mantenerse por debajo de 5 UNT con fluencias más altas ^a |
| | Virus | 2 | 5+ | |
| | Protozoos | 3 | 5+ | |
| Tecnologías térmicas (calor) | | | | |
| Térmico (p. ej., ebullición) | Bacterias | 6 | 9+ | Los valores se basan en las células vegetativas; las esporas son más resistentes a la inactivación térmica que las células vegetativas; el tratamiento para reducir esporas mediante la ebullición debe asegurar la temperatura y el tiempo suficientes |
| | Virus | 6 | 9+ | |
| | Protozoos | 6 | 9+ | |
| Sedimentación | | | | |
| Sedimentación simple | Bacterias | 0 | 0.5 | Eficaz debido a la sedimentación de partículas asociadas y grandes microbios (sedimentables); varía con el tiempo de almacenamiento y las partículas en el agua |
| | Virus | 0 | 0.5 | |
| | Protozoos | 0 | 1 | |
| Abordajes del tratamiento combinado | | | | |
| Floculación más sistemas de desinfección (p. ej., sobres de polvo o tabletas comerciales) | Bacterias | 7 | 9 | Es posible la remoción de <i>Cryptosporidium</i> mediante la coagulación |
| | Virus | 4.5 | 6 | |
| | Protozoos | 3 | 5 | |

LRV, valor de reducción \log_{10} ; MF, microfiltro; NF, nanofiltro; RO, ósmosis inversa; UF, ultrafiltro

^aVea *Turbidity: information for regulators and operators of water supplies* (Anexo 1).

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Los valores del cuadro 7.8 no toman en cuenta la contaminación postratamiento del agua almacenada, lo que puede limitar la eficacia de algunas tecnologías en las que no se practican métodos de almacenamiento seguro. Las mejores opciones para el tratamiento domiciliario del agua también deben emplear medios seguros de almacenamiento, como recipientes cubiertos, de boca estrecha y con un sistema de grifo o caño para dispensar el agua almacenada.

Se recomienda la validación, vigilancia y certificación del tratamiento y almacenamiento domiciliarios del agua, como existe para los suministros y sistemas de agua centrales. Las entidades responsables de estas actividades para los sistemas de tratamiento domiciliario del agua pueden diferir de los sistemas de abastecimiento central. Además, puede haber entidades separadas responsables de la validación, la vigilancia independiente y la certificación. En todo caso, la validación y la vigilancia, así como la certificación son fundamentales para la gestión eficaz del tratamiento domiciliario y otros suministros de agua de consumo humano en el punto de uso y en el punto de ingreso, y sus tecnologías de tratamiento y almacenamiento, como ocurre con los sistemas centrales (ver las secciones 2.3 y 5.2.3).

Las tecnologías de tratamiento de agua no entubada fabricadas u obtenidas de firmas comerciales u otras fuentes externas deben tener la certificación de que cumplen con los requisitos o lineamientos de desempeño o de eficacia, de preferencia emitida por un organismo independiente de certificación acreditado. Si las tecnologías de tratamiento se producen en el nivel local y son manejadas por las familias, se recomienda alentar los esfuerzos para documentar la construcción y el uso efectivos y monitorear su eficacia durante el uso.

7.4 Monitoreo microbiológico

El monitoreo microbiológicos se puede realizar con diversos propósitos, incluidos:

- la validación (ver también la sección 4.1.7);
- el monitoreo operacional (ver también las secciones 2.2.2 y 4.2);
- la verificación (ver también las secciones 2.3.1 y 4.3);
- la vigilancia (ver el capítulo 5);
- el monitoreo de la fuente de agua para identificar metas relacionadas con la eficacia (ver las secciones 7.2 y 7.3.1);
- la recolección de datos para la ECRM (vea también la sección 7.2.3 y el documento complementario *Quantitative microbial risk assessment: application to water safety management*, Anexo 1).

Debido a la complejidad, la sensibilidad de la detección, el costo y la puntualidad en la obtención de resultados, el análisis de agentes patógenos específicos se limita generalmente a la evaluación de la calidad del agua cruda como base para identificar metas relacionadas con la eficacia y la validación, donde se usa el monitoreo para determinar si un tratamiento u otro proceso es eficaz para eliminar organismos diana. Muy de vez en cuando, se realizan análisis de agentes patógenos para comprobar que un tratamiento u proceso específico ha sido eficaz. Sin embargo, las pruebas

microbiológicas incluidas en la verificación y en el monitoreo operacional y de vigilancia se limitan generalmente al análisis de organismos indicadores.

Se pueden emplear diferentes métodos para la detección de bacterias, virus, parásitos protozoarios y helmintos en el agua. El uso de algunos métodos, como la microscopía, se basa en la detección de toda la partícula u organismo. Otros métodos, como la amplificación molecular mediante la reacción en cadena de la polimerasa (PCR), se focalizan en el material genómico, en el ácido desoxirribonucleico (ADN) o ácido ribonucleico (ARN). Y hay otros, como los métodos de detección inmunológica (por ejemplo, el enzimoimmunoanálisis de adsorción [ELISA]), que se centran en las proteínas. Los métodos basados en cultivos, tales como cultivos de caldo o medios bacterianos basados en agar y cultivos celulares para virus y fagos, detectan organismos por infección o crecimiento.

Los cultivos en caldo o en medios sólidos se aplican en gran parte para determinar el número de bacterias viables en el agua. Los ejemplos más conocidos son los métodos basados en cultivos para indicadores, como *E. coli*. Los virus se pueden detectar por diversos métodos. Mediante el cultivo celular, se puede determinar el número de virus infecciosos en el agua. Alternativamente, los genomas virales se pueden detectar mediante el uso de la PCR. Los parásitos protozoarios suelen detectarse por separación inmunomagnética en combinación con la microscopía de inmunofluorescencia. También se puede aplicar la PCR. Los helmintos se detectan generalmente mediante microscopía.

En la investigación de fuentes asociada con brotes de enfermedades infecciosas transmitidas por el agua, los peligros microbianos generalmente se tipifican mediante el uso de la PCR, que puede ser seguido por un análisis de secuenciación para mejorar la precisión de la identificación. Un enfoque innovador es el análisis metagenómico (es decir, la secuenciación del ácido nucleico obtenido directamente de muestras ambientales). Esto puede detectar una multitud de peligros microbianos en una muestra de agua.

Es importante reconocer que los diferentes métodos miden diferentes propiedades de los microorganismos. Los métodos basados en cultivos detectan organismos vivos, mientras que la microscopía, la detección de ácidos nucleicos y los ensayos inmunológicos miden la presencia física de microorganismos o componentes de ellos y no determinan necesariamente si lo que se detecta está vivo o es infeccioso. Esto crea incertidumbre respecto al significado del riesgo para la salud humana comparado con la detección por métodos basados en cultivos. Cuando se utilizan métodos sin cultivos, que no miden en unidades indicativas la capacidad de generar cultivos o la infectividad, a menudo se hacen suposiciones acerca de la fracción de patógenos o componentes detectados que representan organismos viables e infecciosos.

La utilización de organismos como *E. coli* como indicadores de contaminación fecal es una práctica bien establecida en la evaluación de la calidad del agua de consumo humano. Los criterios establecidos para este tipo de indicadores fecales señalan que no deben ser considerados como organismos patógenos por sí mismos y que más bien se debe tener en cuenta que:

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

- están presentes universalmente en las heces de humanos y animales en grandes cantidades;
- no se multiplican en aguas naturales;
- persisten en el agua de manera similar a los agentes patógenos fecales;
- están presentes en números más altos que los agentes patógenos fecales;
- responden a los procesos de tratamiento de manera similar que los agentes patógenos fecales;
- son detectados fácilmente por métodos de cultivo simples y de bajo costo.

Estos criterios reflejan la suposición de que el mismo organismo podría ser utilizado como indicador tanto de la contaminación fecal como de la eficacia del tratamiento o proceso. Sin embargo, ha quedado claro que un indicador no puede cumplir estas dos funciones y que es necesario considerar una serie de organismos para diferentes fines (cuadro 7.9). Por ejemplo, las bacterias heterótrofas pueden ser utilizadas como indicadores operativos de la eficacia de la desinfección y de la limpieza del sistema de distribución; *Clostridium perfringens* y los colifagos se pueden emplear para validar la eficacia de los sistemas de tratamiento.

Escherichia coli se ha utilizado tradicionalmente para monitorear la calidad del agua de consumo humano y sigue siendo un parámetro importante en el monitoreo que se lleva a cabo como parte de la verificación o vigilancia. Los coliformes termotolerantes se pueden usar como una alternativa a la prueba de *E. coli* en muchas circunstancias. El agua destinada al consumo humano no debe contener organismos indicadores fecales. En la mayoría de los casos, el monitoreo de *E. coli* o de coliformes termotolerantes proporciona un alto grado de seguridad, debido a su gran cantidad en aguas contaminadas.

Sin embargo, ha aumentado la atención en las deficiencias de los indicadores tradicionales, como *E. coli*, como organismos indicadores de virus entéricos y de protozoos. Los virus y protozoos más resistentes a las condiciones ambientales convencionales o a tecnologías de tratamiento, incluidas la filtración y la desinfección, pueden estar presentes en el agua de consumo humano tratada en ausencia de *E. coli*. Los estudios retrospectivos de brotes de enfermedades transmitidas por el agua han demostrado que la confianza completa en los supuestos que rodean a la ausencia o presencia de *E. coli* podrían no garantizar la seguridad. En ciertas circunstancias, puede ser deseable incluir microorganismos más resistentes, como bacteriófagos o esporas bacterianas, como indicadores de peligros microbiológicos persistentes. Su incorporación en programas de monitoreo, incluidos los programas de control y vigilancia, debe evaluarse en relación con las circunstancias locales y criterios científicos. Tales circunstancias pueden incluir el uso de una fuente de agua que se sabe que está contaminada con virus y parásitos intestinales, o cuando se sospecha de dicha contaminación como consecuencia del impacto de desechos humanos y del ganado.

En el documento complementario *Assessing microbial safety of drinking water* (Anexo 1) se puede encontrar información adicional sobre organismos indicadores.

Cuadro 7.9 Uso de organismos indicadores en el monitoreo

| Microorganismo(s) | Tipo de monitoreo | | Verificación y vigilancia |
|--|---|---|---------------------------|
| | Validación del proceso | Operacional | |
| <i>E. coli</i> (o coliformes termotolerantes) | No aplicable | No aplicable | Indicador fecal |
| Coliformes totales | No aplicable | Indicador de la limpieza e integridad de los sistemas de distribución | No aplicable |
| Recuento heterotrófico en placas | Indicador de la eficacia de la desinfección de bacterias | Indicador de la efectividad de los procesos de desinfección y de la limpieza e integridad de los sistemas de distribución | No aplicable |
| <i>Clostridium perfringens</i> ^a | Indicador de la eficacia de la desinfección y de los procesos de remoción física de virus y protozoos | No aplicable | No aplicable ^b |
| Colifagos Fagos de <i>Bacteroides fragilis</i> Virus entéricos | Indicador de la eficacia de la desinfección y de los procesos de remoción física de virus | No aplicable | No aplicable ^b |

^a El uso de *Clostridium perfringens* en la validación dependerá del proceso de tratamiento que se esté evaluando.

^b Se podría usar en la verificación cuando se conoce que las fuentes de agua están contaminadas con virus y protozoos intestinales cuando se sospecha que hay tal contaminación, debido al impacto de heces humanas.

El cuadro 7.10 presenta los valores de referencia para la verificación de la calidad microbiológica del agua de consumo humano. Los valores individuales del cuadro no se deben utilizar directamente. Los valores de referencia se deben utilizar e interpretar en conjunto con la información contenida en las presentes guías y en otros documentos complementarios.

Cuadro 7.10 Valores de referencia para la verificación de la calidad microbiológica^a (vea también el cuadro 5.2)

| Organismos | Valor de referencia |
|--|--|
| Toda agua destinada directamente para beber | |
| <i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes ^{b,c} | No se debe detectar en ninguna muestra de 100 ml |
| Agua tratada que ingresa al sistema de distribución | |
| <i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes ^b | No se debe detectar en ninguna muestra de 100 ml |
| Agua tratada en el sistema de distribución | |
| <i>E. coli</i> o bacterias coliformes termotolerantes ^b | No se debe detectar en ninguna muestra de 100 ml |

^a Se debe tomar acción e investigar inmediatamente si se detecta *E. coli*.

^b Aunque *E. coli* es el indicador de contaminación fecal más preciso, el recuento de bacterias coliformes termotolerantes es una alternativa aceptable. En caso necesario, se deben realizar los análisis de confirmación pertinentes. Las bacterias coliformes totales no son indicadores aceptables de la calidad sanitaria del abastecimiento de agua, sobre todo en zonas tropicales donde numerosas bacterias que no tienen relevancia sanitaria están presentes en casi todos los sistemas de abastecimiento sin tratamiento.

^c 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. En estas condiciones, se deben establecer metas de mediano plazo para mejorar progresivamente los sistemas de abastecimiento de agua.

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

Una consecuencia de la susceptibilidad variable a los agentes patógenos es que la exposición al agua de consumo humano de determinada calidad puede tener diferentes efectos en la salud dependiendo de las poblaciones. Para la derivación de las normas nacionales, es necesario definir las poblaciones de referencia o, en algunos casos, centrarse en subpoblaciones vulnerables específicas. Las autoridades nacionales o locales pueden aplicar características específicas de sus poblaciones para derivar las normas nacionales.

7.5 Métodos de detección de bacterias indicadoras de contaminación fecal

El análisis de bacterias indicadoras de contaminación fecal proporciona una indicación sensible, aunque no la más rápida, de contaminación del agua de consumo humano. La exactitud de los análisis microbiológicos puede ser variable, debido al medio de cultivo y a las condiciones de incubación; asimismo, la naturaleza y el tiempo de la muestra de agua pueden influir en la especie aislada y en el recuento. Esto significa que la estandarización de los métodos y de los procedimientos de laboratorio es sumamente importante para aplicar criterios uniformes de calidad microbiológica del agua entre laboratorios diferentes y a nivel internacional.

Los métodos internacionales estandarizados deben evaluarse de acuerdo con las circunstancias locales, antes de adoptarlos. Existen métodos estandarizados establecidos, como los de la Organización Internacional de Normalización (ISO) (cuadro 7.11) y también métodos de eficacia y fiabilidad equivalentes. Es deseable que en los exámenes de rutina se usen métodos estandarizados establecidos. Cualquiera sea el método que se elija para la detección de *E. coli* o de coliformes termotolerantes, debe considerarse la importancia de “resucitar” o recuperar las cepas dañadas por las condiciones medioambientales o por la acción de desinfectantes.

Cuadro 7.11 Normas de la Organización de Normalización (ISO) para la detección y recuento de bacterias indicadoras de contaminación fecal en el agua

| Norma ISO | Título (calidad del agua) |
|-------------|--|
| 6461-1:1986 | Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia)—Part 1: Method by enrichment in a liquid medium (Detección y recuento de esporas de microorganismos anaerobios sulfito-reductores (clostridia)—Parte 1: Método por enriquecimiento en un medio líquido) |
| 6461-2:1986 | Detection and enumeration of the spores of sulfite-reducing anaerobes (clostridia)—Part 2: Method by membrane filtration (Detección y recuento de esporas de microorganismos anaerobios sulfito-reductores (clostridia)—Parte 2: Método de filtración por membrana) |
| 7704:1985 | Evaluation of membrane filters used for microbiological analyses (Evaluación de filtros de membrana utilizados en análisis microbiológicos) |
| 9308-1:2000 | Detection and enumeration of <i>Escherichia coli</i> and coliform bacteria—Part 1: Membrane filtration method (Detección y recuento de <i>Escherichia coli</i> y de bacterias coliformes—Parte 1: Método de filtración de membrana) |
| 9308-2:1990 | Detection and enumeration of coliform organisms, thermotolerant coliform organisms and presumptive <i>Escherichia coli</i> —Part 2: Multiple tube (most probable number) method (Detección y recuento de organismos coliformes, organismos coliformes termotolerantes y <i>Escherichia coli</i> presunta—Parte 2: Método de tubos múltiples (número más probable)) |

Cuadro 7.11 (continuación)

| Norma ISO | Título (calidad del agua) |
|--------------|---|
| 9308-3:1998 | Detection and enumeration of <i>Escherichia coli</i> and coliform bacteria—Part 3: Miniaturized method (most probable number) for the detection and enumeration of <i>E. coli</i> in surface and waste water (Detección y recuento de <i>Escherichia coli</i> y de bacterias coliformes)—Parte 3: Método miniaturizado (número más probable) para la detección y enumeración de <i>E. coli</i> en agua superficial y agua residual) |
| 10705-1:1995 | Detection and enumeration of bacteriophages—Part 1: Enumeration of F-specific RNA bacteriophages (Detección y recuento de bacteriófagos—Parte 1: Recuento de bacteriófagos de ARN F específicos) |
| 10705-2:2000 | Detection and enumeration of bacteriophages—Part 2: Enumeration of somatic coliphages (Detección y recuento de bacteriófagos—Parte 2: Recuento de colifagos somáticos) |
| 10705-3:2003 | Detection and enumeration of bacteriophages—Part 3: Validation of methods for concentration of bacteriophages from water (Detección y recuento de bacteriófagos—Parte 3: Validación de métodos para la concentración de bacteriófagos del agua) |
| 10705-4:2001 | Detection and enumeration of bacteriophages—Part 4: Enumeration of bacteriophages infecting <i>Bacteroides fragilis</i> (Detección y recuento de bacteriófagos—Parte 4: Enumeración de bacteriófagos que infectan <i>Bacteroides fragilis</i>) |

7.6 Identificación de medidas locales en respuesta a problemas y situaciones de emergencia relativas a la calidad microbiológica del agua

Durante una situación de emergencia en la que se tienen pruebas de contaminación fecal del agua de consumo humano, puede ser necesario modificar el tratamiento de las fuentes existentes o utilizar temporalmente otras fuentes de agua. También podría ser necesario aumentar la desinfección del agua en la fuente después de 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 (ver la sección 7.6.1). Cuando sea preferible reaccionar con rapidez suficiente para impedir que cantidades significativas de agua contaminada lleguen a los consumidores, se puede efectuar la supercloración y aplicar medidas correctivas inmediatas

Si ocurren brotes de enfermedades potencialmente transmitidas por el agua o cuando se detecte contaminación fecal en un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, 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 (ver también las secciones 4.4.3, 6.2 y 8.7).

7.6.1 Recomendaciones de hervir el agua

Las recomendaciones de hervir el agua comparten muchas características con las recomendaciones de evitar el agua en caso de contaminación química grave (ver la sección 8.7). Los abastecedores de agua conjuntamente con las autoridades de salud pública deben desarrollar protocolos para promulgar las órdenes de hervir el agua. Los protocolos deben prepararse antes de la ocurrencia de incidentes e incorporarse en los planes de gestión. Las decisiones respecto a la emisión de las recomendaciones se

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

toman frecuentemente en un plazo corto y el desarrollo de repuestas ante un incidente puede complicar la toma de decisiones, comprometer la comunicación y socavar la confianza de la población. Además de la información descrita en la sección 4.4.3, los protocolos deben proporcionar la siguiente información:

- los criterios para promulgar y rescindir las recomendaciones;
- la información que se proporcionará a la población general y a grupos específicos;
- las actividades afectadas por las recomendaciones.

Los protocolos deben especificar los mecanismos que se utilizarán en la comunicación de las recomendaciones de hervir el agua. Estos mecanismos pueden variar, dependiendo de la naturaleza del abastecimiento y del tamaño de la comunidad afectada, y podrían incluir:

- comunicados difundidos por televisión, radio, y prensa;
- comunicación por teléfono, correo electrónico o fax a establecimientos específicos, grupos comunitarios y autoridades locales;
- colocación de anuncios en lugares visibles;
- comunicación entregada personalmente;
- comunicación enviada por correo.

Los métodos elegidos deben proporcionar una garantía razonable de que la recomendación se notifique, con la mayor brevedad posible, a todos los afectados, incluidos los residentes del lugar, a los que trabajen en la localidad y a los que se encuentren allí de viaje.

Las recomendaciones de hervir el agua deben indicar que el agua puede potabilizarse haciéndola hervir. Tras hervirla, se debe dejar que el agua enfríe sin añadir hielo. Este procedimiento es eficaz a cualquier altitud y aunque el agua esté turbia. Deberá considerarse la necesidad de emitir recomendaciones de hervir el agua cuando se produzcan los siguientes incidentes:

- deterioro substancial de la calidad de la fuente de agua;
- averías graves que afectan los procesos de tratamiento o la integridad de los sistemas de distribución;
- desinfección insuficiente;
- detección de agentes patógenos o de organismos indicadores de contaminación fecal en el agua de consumo humano ;
- pruebas epidemiológicas que indican que un brote de enfermedad se ha transmitido por el agua de consumo humano.

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, solo 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 al incidente hayan examinado cuidadosamente la información disponible y hayan concluido que existe un riesgo 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 humano, al evaluar la necesidad de emitir una recomendación de hervir el agua deberán considerarse los siguientes factores:

- la confiabilidad y exactitud de los resultados;
- la vulnerabilidad de la fuente de agua a la contaminación;
- las pruebas del deterioro de la calidad de la fuente de agua;
- los resultados del monitoreo de la fuente de agua;
- los resultados del monitoreo operacional de los procesos de tratamiento y la desinfección;
- el efecto residual del desinfectante;
- la integridad física del sistema de distribución.

Debe examinarse la información disponible para determinar la causa probable de la contaminación y la posibilidad de recurrencia o persistencia.

Una vez tomada la decisión de emitir la recomendación de hervir el agua, esta 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 generalmente incluyen una descripción del problema, los posibles riesgos para la salud y los correspondientes síntomas, las actividades afectadas, las acciones de investigación y las medidas correctivas que se han iniciado, así como el tiempo previsto para resolver el problema. Si la recomendación se relaciona con el brote de una enfermedad, se deberá proporcionar información específica sobre la naturaleza del brote, la enfermedad y la respuesta de salud pública.

Las recomendaciones de hervir el agua deben señalar tanto los usos del agua de consumo humano afectados como 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 cepillarse los dientes. Salvo que la contaminación sea intensa, el agua sin hervir generalmente será apta para bañarse (siempre que se evite tragar agua) y para lavar la ropa. La recomendación de hervir el agua podría incluir indicaciones específicas dirigidas a grupos vulnerables, como a las embarazadas y personas con inmunodeficiencia. También se proporcionarán recomendaciones específicas para diversos tipos de centros, como clínicas dentales, centros de diálisis, consultorios médicos, hospitales y otros establecimientos de atención de la salud, guarderías infantiles, escuelas, proveedores y fabricantes de alimentos, hoteles, restaurantes y operadores de balnearios y piscinas públicas.

Se deberá considerar el suministro de agua de consumo humano de otras fuentes, como el agua embotellada o en bloque mientras estén vigentes las recomendaciones

7. ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS

temporales de hervir el agua. Los protocolos deben señalar las fuentes alternativas de agua y los mecanismos de acceso.

Los protocolos deben especificar los criterios que se aplicarán para revocar las recomendaciones de hervir el agua. Dependiendo del motivo que originó la recomendación, pueden incluirse uno o más de los siguientes criterios:

- pruebas de que la calidad de la fuente de agua ha vuelto a la normalidad;
- corrección de las averías que afectaron los procesos de tratamiento o sistemas de distribución;
- rectificación de las fallas de los procesos de desinfección y restauración de la concentración normal del residual del desinfectante;
- prueba de que se ha eliminado o inactivado la contaminación cuando la recomendación se debió a la detección de contaminación microbiana del agua de consumo humano ;
- pruebas de que se han realizado purgas o descargas suficientes de agua en las cañerías para desplazar el agua potencialmente contaminada y las biopelículas;
- evidencia epidemiológica que indique que el brote de enfermedad ha finalizado.

Cuando se anulan las recomendaciones de hervir el agua, debe notificarse la anulación a través de los medios que se usaron para informar a los mismos grupos de población que recibieron la recomendación original. Además, debe informarse a los administradores, operadores u ocupantes de grandes edificios y de edificios que cuentan con depósitos de almacenamiento de agua sobre la necesidad de asegurar que se realice la purga completa de los depósitos y de los sistemas de distribución internos antes de restaurar el uso normal del agua.

7.6.2 Medidas después de un incidente

Es importante investigar adecuadamente cualquier incidente e instigar medidas correctivas para evitar su recurrencia. El plan de seguridad del agua deberá actualizarse para incorporar la experiencia adquirida y los hallazgos y acciones que se hayan tomado también pueden comunicarse a otros sistemas de abastecimiento de agua para prevenir incidentes similares en otros lugares. En caso pertinente, las investigaciones epidemiológicas de la autoridad de salud también contribuirán a la adopción de acciones en el futuro.

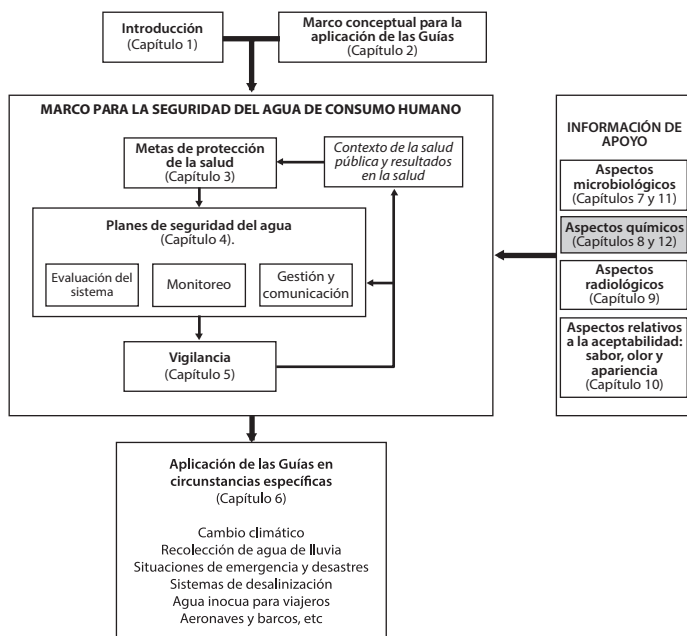
8

Aspectos Químicos

La mayoría de las sustancias químicas presentes en el agua de consumo humano 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 descargan o filtran de forma esporádica a corrientes de aguas superficiales o subterráneas, precedentes, por ejemplo, de vertederos contaminados.

En algunos casos, el agua puede contener grupos de sustancias químicas que proceden de fuentes afines —por ejemplo, los subproductos de la desinfección (SPD) — y puede no ser necesario establecer normas para todos los SPD para los que existen valores de referencia. Si se practica la cloración, es probable que los principales SPD sean los trihalometanos (THM) y los ácidos haloacéticos (AHA). Si el bromuro está presente, se producirán SPD bromados así como clorados. Si se mantienen las concentraciones de THM y AHA por debajo de los valores de referencia acordados para controlar los compuestos precursores también se 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, hasta



el momento no se ha realizado ningún intento de definir una concentración mínima deseable de tales sustancias en el agua de consumo humano, aunque durante el proceso de elaboración de las guías se ha considerado el rol esencial que desempeña en la nutrición.

El capítulo 12 del presente documento contiene fichas informativas sobre contaminantes químicos individuales. Las fichas informativas 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 que se puede alcanzar mediante tratamiento y el límite de detección analítico. Se puede encontrar información más detallada sobre sustancias químicas en http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/

8.1 Peligros químicos en el agua de consumo humano

Se ha demostrado que cierto número de contaminantes químicos causan efectos adversos sobre la salud de las personas como consecuencia de una exposición prolongada al agua de consumo humano. No obstante, se trata sólo de una proporción muy pequeña de las sustancias químicas que pueden estar presentes en el agua de consumo humano procedentes de diversas fuentes.

Las listas de sustancias químicas que se abordan en este documento no implican que todas estas sustancias siempre estarán presentes o que las sustancias químicas no incluidas en este caso estarán ausentes.

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 humano para los consumidores. Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan la aceptabilidad del agua de consumo humano de modo que, por lo general, pueden conllevar al rechazo del agua a concentraciones bastante menores que las consideradas peligrosas para la salud. Para dichas sustancias, generalmente no se ha propuesto un valor de referencia formal, pero puede ser necesario un valor basado en efectos sobre la salud (ver la sección 8.2), por ejemplo, para decidir sobre la intervención que se requiere cuando se encuentran problemas y en algunos casos, tranquilizar a las autoridades de salud y a los consumidores respecto a los posibles riesgos para la salud.

Los reguladores deben establecer metas de protección de la salud que deben cumplirse a través de los planes de seguridad del agua. En el caso de los contaminantes químicos, generalmente se basan en el valor de referencia que, a su vez, se basa en criterios de valoración (*endpoints*) relacionados con la salud. En este caso, el valor de referencia y la meta local de calidad del agua son similares, pero no necesariamente idénticos, porque este último valor puede tener que ajustarse para tomar en cuenta las circunstancias socioculturales, económicas y ambientales/geológicas, como se indica en la sección 2.6. Los valores de referencia brindan un indicador para la elaboración

8. ASPECTOS QUÍMICOS

de metas locales de calidad del agua para sustancias químicas (generalmente una norma nacional que exprese una concentración máxima permisible). Puede que los valores de referencia no reflejen directamente la meta de 10^{-6} años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD), puesto que con frecuencia estos se calculan en base a la evidencia que indica que no existe un efecto adverso o que el nivel de riesgo es mínimo. Algunos valores de referencia se basan en la extrapolación del riesgo de cáncer desde exposiciones a las que esto se puede medir hasta exposiciones bajas donde actualmente no es posible la medición.

En la sección 2.6, se indica que “En el desarrollo de normas nacionales sobre el agua de consumo humano basadas en estas Guías, será preciso tener en cuenta diversas circunstancias ambientales, sociales, culturales, económicas y alimentarias, así como otros factores que afectan 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.

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 humano. Los conocimientos locales acumulados a lo largo del tiempo mediante la experiencia práctica son extremadamente valiosos. Por lo tanto, la presencia de unos pocos contaminantes químicos en el agua de consumo humano 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 el motivo por el que el efecto sobre la salud es a largo plazo, causado por una exposición crónica y no una exposición aguda. 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 humano, 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 humano será una fuente de exposición menor y el control de las concentraciones en el agua tendrá un impacto limitado en la exposición general. En otros, el control de un contaminante en el agua puede ser el modo más costo-efectivo de reducir la exposición. Por lo tanto, las estrategias de monitoreo del agua de consumo humano no deben contemplarse aisladamente de otras posibles vías de exposición a sustancias químicas presentes en el 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 en el agua de consumo humano se pueden clasificar de varias maneras; sin embargo, lo más adecuado es considerar la fuente principal del contaminante, es decir, agrupar las sustancias químicas en función del factor que se puede controlar de manera más efectiva. Esta clasificación facilita el desarrollo de abordajes diseñados para evitar o minimizar la contaminación, en lugar de métodos basados primordialmente en la medición de las concentraciones de contaminantes en las aguas tratadas.

En general, los abordajes a la gestión de las sustancias químicas en el agua de consumo humano varían entre aquellos en el que la fuente de agua es un contribuyente importante (y su contaminación se controla, por ejemplo, mediante la selección de la fuente de agua, el control de su contaminación, su tratamiento o su mezcla con agua de otras fuentes), mientras que los procedentes de materiales y sustancias químicas utilizadas en la producción y distribución del agua de consumo humano se controlan mediante la optimización de procesos o la especificación de productos. 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.

Cuadro 8.1 Categorización de las fuentes de componentes químicos

| Fuente de componentes químicos | Ejemplos de fuentes |
|---|---|
| Origen natural | Rocas, suelos y los efectos del marco geológico y el clima; masas de agua eutróficas (también influenciados por el vertido de aguas residuales y la escorrentía agrícola) |
| Fuentes industriales y núcleos habitados | Minería (industrias extractivas) e industrias de fabricación y procesamiento, aguas residuales (incluidos una serie de contaminantes que son motivo de preocupación), 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 humano | Coagulantes, SPD, materiales de tuberías |
| Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud | Larvicidas utilizados en el control de insectos vectores de enfermedades |

Las categorías no siempre son precisas. El grupo de contaminantes de origen natural, por ejemplo, incluye muchas sustancias químicas inorgánicas que se encuentran en el agua de consumo humano al haberse desprendido de rocas y suelos por la precipitación, pudiendo en algunos casos convertirse en problemas cuando se producen alteraciones ambientales, como en las áreas mineras.

8.2 Cálculo de los valores de referencia para sustancias químicas y valores basados en la salud

Para que determinado constituyente de una sustancia química pueda ser evaluado con el fin de determinar si se puede calcular un valor de referencia o un valor basado en la salud, debe cumplir uno de los siguientes criterios:

- Existe prueba creíble de ocurrencia de la sustancia química en el agua potable, combinada con pruebas de toxicidad real o potencial
- La sustancia química tiene importancia internacional
- Se está considerando la inclusión de la sustancia química, o ya está incluida, en el Esquema de Evaluación de Plaguicidas (WHOPES), de la OMS, que coordina la prueba y evaluación de plaguicidas para la salud pública, incluidos los que se aplican directamente en el agua potable para el control de insectos vectores de enfermedades

Los valores de referencia se calculan para muchos constituyentes químicos del agua potable. Un valor de referencia normalmente representa la concentración de un componente que no produce ningún riesgo significativo para la salud si se consume a lo largo de una vida. Se han establecido una serie de valores de referencia provisionales en concentraciones razonablemente alcanzables mediante enfoques prácticos de tratamiento o en laboratorios analíticos; en estos casos, el valor de referencia está por encima de la concentración que normalmente representaría el valor calculado basado en la salud. Los valores de referencia también se designan como provisionales cuando existe un alto grado de incertidumbre en los datos toxicológicos y de salud (vea también la sección 8.2.5).

En el caso de algunas sustancias químicas, no se propone ningún valor de referencia formal, debido a que su ocurrencia solo se da en concentraciones muy por debajo de las que serían motivo de preocupación para la salud. Establecer un valor de referencia formal para esas sustancias podría alentar a algunos Estados Miembros a incorporar el valor en sus normas nacionales cuando esto no es necesario ni apropiado. Sin embargo, para proporcionar orientación a los Estados Miembros en caso de que la sustancia química se encontrara en el agua potable o en la fuente de agua durante la fase de identificación de peligros de la elaboración de un PSA, se ha determinado un valor basado en la salud.

Además, actualmente se están elaborando valores basados en la salud para exposiciones agudas a un pequeño número de sustancias que pueden estar implicadas en situaciones de emergencia como resultado de un derrame, generalmente en fuentes de agua superficial. El cálculo de estos valores agudos basados en la salud se explica en la sección 8.7.5.

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 principal y preferida. Sin embargo, la disponibilidad de dichos estudios para muchas sustancias es limitada, debido a las barreras éticas para la realización de estudios toxicológicos en humanos y 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 con más frecuencia. Los estudios toxicológicos se ven limitados por el número relativamente pequeño de animales utilizados y las dosis administradas relativamente altas, 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 seres humanos, 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 humana, es preciso seleccionar el estudio o estudios más adecuados. Es preferible emplear datos de estudios realizados en forma adecuada, donde se haya comprobado una relación clara entre dosis y el efecto (respuesta). La selección del estudio más adecuado entre la diversa información disponible se ha basado en la opinión de expertos, que se aplica en contra de los criterios descritos en la sección 8.2.4. Se incluyen factores de seguridad o incertidumbre usando principios normalizados de evaluación de riesgos para brindar valores de referencia conservadores que se consideran protectores.

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 tienen en cuenta los posibles mecanismos por los que la sustancia puede causar cáncer, con el fin de decidir si debe aplicarse un método basado en la existencia de umbral de toxicidad o en su ausencia (ver las secciones 8.2.2 y 8.2.3).

La evaluación de la carcinogenicidad potencial de las sustancias químicas suele basarse en estudios de laboratorio de largo plazo con animales. En ocasiones, se dispone de datos sobre carcinogenicidad en personas, generalmente de la exposición ocupacional.

En base a 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:

8. ASPECTOS QUÍMICOS

- 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 cáncer que conduce, si es posible, a una segunda etapa de evaluación cuantitativa del riesgo. Al establecer valores de referencia para el agua de consumo humano, 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 ha administrado en el agua de consumo humano:

$$IDT = \frac{DSEAO \text{ o } DMEAO \text{ o } LCIDR}{FI \text{ y/o } FAESQ}$$

donde:

- DSEAO = dosis sin efecto adverso observado
DMEAO = dosis mínima con efecto adverso observado
LCIDR = límite de confianza inferior sobre la dosis de referencia
FI = factor de incertidumbre
FASQE = factor de ajuste para sustancias químicas específicas

A continuación, se calcula el valor de referencia (VR) a partir de la IDT del modo siguiente:

$$VR = \frac{IDT \times pc \times P}{C}$$

donde:

- pc = peso corporal (ver más adelante)
P = proporción de la IDT asignada al agua de consumo humano
C = consumo diario de agua de consumo humano (vea más adelante)

Ingesta diaria tolerable

La IDT es una estimación de la cantidad de una sustancia presente en los alimentos y el agua de consumo humano, expresada en función del peso corporal (miligramos o microgramos por kilogramo de peso corporal), que se puede ingerir durante toda la vida (con un margen de seguridad) sin riesgo apreciable para la salud.

Las ingestas diarias admisibles (IDA) se establecen para aditivos de alimentos 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 humano, 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 Comité Mixto FAO/OMS de expertos en aditivos alimentarios (JEFCA) y la Reunión Conjunta FAO/OMS sobre residuos de plaguicidas (JMPR) han desarrollado, a lo largo de muchos años, ciertos principios aplicables para el cálculo de las IDA (FAO/OMS, 2009). Estos principios han sido adoptados, 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 humano.

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 humano. 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 (ver más adelante).

Dosis de referencia

Cada vez más los abordajes preferidos para estimar las IDT/IDA para los efectos umbrales incluyen la dosis de referencia (DR) o el límite de confianza mínimo en la dosis de referencia (LCDR) (IPCS, 1994). Cuando se cuenta con datos apropiados para hacer modelos matemáticos de las relaciones dosis-respuesta, los LCDR se usan como alternativas a la DSEAO en el cálculo de los valores de referencia basados en los efectos sobre la salud. En dicho caso, el uso del LCDR podría eliminar la necesidad de aplicar un factor de incertidumbre adicional a la DMEAO. El LCDR es el límite de confianza mínimo de la dosis que produce un pequeño incremento (p. ej., 5% o 10%) en el nivel

8. ASPECTOS QUÍMICOS

de efectos adversos. El LCDR se estima de forma cuantitativa usando datos de toda la curva de dosis-respuesta para el efecto crítico en lugar de una sola dosis en la DSEAO o DMEAO y considera la potencia estadística y la calidad de los datos (IPCS, 2009).

Factores de incertidumbre

Los factores de incertidumbre (o de seguridad) se han aplicado tradicional y satisfactoriamente 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 en forma detallada la información científica disponible.

Al calcular los valores de referencia, se aplican factores de incertidumbre a la DSEAO, la DMEAO o DR/LCDR 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 o DR/LCDR correspondiente al efecto crítico en animales se divide normalmente entre un factor de incertidumbre de 100. Esto comprende dos factores de 10, uno para las diferencias entre especies y uno para la variabilidad entre individuos en el ser humano (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 severidad y carácter irreversible de los efectos.

Cuadro 8.2 Fuente de incertidumbre en el cálculo de los valores de referencia

| Fuente de incertidumbre | Factor de incertidumbre |
|---|--------------------------------|
| Variación entre especies (extrapolación de animales experimentales a seres humanos) | 1-10 |
| Variación dentro de especies (entre individuos de una especie) | 1-10 |
| Idoneidad de los estudios o base de datos | 1-10 |
| Naturaleza y severidad del efecto | 1-10 |

Se han usado 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 en los que se utilizaron una DMEAO en lugar de una DSEAO y tuvieron una duración menor que la deseable. Entre las situaciones en las que la naturaleza o la severidad 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 calcula basándose en un abordaje de IDT en lugar de una extrapolación del riesgo teórico.

Los valores de referencia correspondientes a sustancias para las que se aplicaron factores de incertidumbre mayores que 1000 se ha aplicado 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 utiliza un factor de incertidumbre relativamente grande. 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.

Uso de factores de ajuste específicos a sustancias químicas en lugar de factores de incertidumbre

Los abordajes para la estimación de los IDT se basan cada vez más en una comprensión del modo de acción de la sustancia química a fin de reducir la dependencia en supuestos predeterminados. Este abordaje brinda un cambio respecto al uso de factores de incertidumbre predeterminados (tales como un simple 10 para la variación entre especies y 10 para la variación dentro de especies) y depende del uso de datos cuantitativos de toxicocinética y toxicodinámica para calcular FASC para su uso en extrapolaciones entre y dentro de especies (IPCS, 2005). Anteriormente, los FASC se denominaban “factores de incertidumbre derivados de los datos”. La parte del abordaje del FASC que actualmente se desarrolla mejor es el uso de modelos farmacocinéticos basados en la psicología para reemplazar los valores predeterminados para la extrapolación entre especies y entre las diferentes vías de exposición (p. ej., inhalación a vía oral).

Asignación de la fuente relativa

Por lo general, el agua de consumo humano 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 o exposición a contaminantes químicos procedentes del agua de consumo humano es mucho mejor en comparación con la de otras fuentes, tales como los alimentos, el aire y los productos de consumo. Por tanto, al elaborar los valores de referencia y las estrategias de gestión de riesgos, se debe considerar qué proporciones de la IDT o IDA puede atribuirse a diversas fuentes. Este planteamiento garantiza que la ingesta diaria total procedente de todas las fuentes (incluida el agua de consumo humano con concentraciones de la sustancia iguales o próximas al valor de referencia) no supere la IDA o IDT.

En la medida de lo posible o en una situación ideal, el cálculo de los valores de referencia utiliza datos sobre la proporción diaria de agua potable que se ingiere normalmente (basada en los niveles medios en los alimentos, el agua potable, los

8. ASPECTOS QUÍMICOS

productos de consumo, el suelo y el aire) o datos de las ingestas estimadas tomando en cuenta las propiedades físicas y químicas de las sustancias de interés. Como las fuentes primarias de exposición a los productos químicos son generalmente los alimentos (por ej. los residuos de plaguicidas) y el agua, es importante cuantificar, siempre que sea posible, las exposiciones a ambas fuentes. La obtención de información para este proceso requiere la recolección de la mayor cantidad posible de datos de alta calidad sobre la ingesta de alimentos en diferentes partes del mundo. Los datos recopilados pueden utilizarse para estimar la proporción de la ingesta que proviene de los alimentos y la proporción que proviene del agua potable. Sin embargo, para la mayoría de los contaminantes, los datos de las diversas fuentes de exposición, especialmente de los alimentos y del agua potable, solo están disponibles en los países desarrollados

En ausencia de datos de exposición suficientes o cuando se dispone de pruebas documentadas sobre la presencia generalizada en uno o más de los otros medios (por ej., en el aire, alimentos, suelo o productos de consumo), la asignación normal de la ingesta diaria total de agua potable es de 20% (valor mínimo), que refleja un nivel razonable de exposición basado en una amplia experiencia, y sigue siendo protector (Krishnan & Carrier, 2013). Este valor refleja un cambio respecto a la asignación anterior del 10%, que se consideró excesivamente conservadora. A medida que se reevalúen progresivamente los productos químicos, se volverá a examinar la exposición general y, si procede, se efectuará un cambio en el factor de asignación por defecto del 10 al 20%. Por lo tanto, no todos los valores de las guías anteriores reflejan este cambio. En algunas circunstancias, hay pruebas claras de que el agua es la fuente principal (y posiblemente la única) de exposición, como para algunos de los SPD; la asignación en estos casos puede ser tan alta como 80% (valor máximo), lo que todavía permite cierta exposición de otras fuentes (Krishnan & Carrier, 2013). Cuando se puedan desarrollar factores de asignación químicos y específicos del contexto utilizando datos o modelos de exposición, el factor de asignación aplicado deberá estar limitado por el valor mínimo y el máximo (es decir, 20-80%).

En el caso de los plaguicidas, aun cuando los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos sugieren que la exposición por esta vía es mínima, se utiliza el factor de asignación por defecto del 20% para tomar en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la vía de exposición por esta ruta puede ser más alta.

Un componente esencial de la evaluación es una explicación detallada del razonamiento detrás del factor de asignación. Esto ayuda a los Estados Miembro a tomar decisiones apropiadas sobre la incorporación o adaptación de los valores de referencia a normas nacionales donde se deben tomar en cuenta las circunstancias locales. También ayuda con la toma de decisiones sobre riesgos potenciales cuando se excede un valor de referencia. Como principio general, se deben hacer esfuerzos para mantener lo más bajas posibles las concentraciones de contaminantes y no permitir que se incrementen hasta llegar al valor de referencia.

Aunque los valores elegidos son, en la mayoría de los casos, suficientes para tener en cuenta otras rutas de ingesta (la inhalación y la absorción cutánea) de contaminantes presentes en el agua, bajo ciertas circunstancias (p. ej., ventilación limitada), 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 (ver la sección 8.2.9).

Algunos elementos son esenciales para la nutrición humana. Cuando se desarrollan los valores de referencia y se consideran los factores de asignación, es necesario tomar en cuenta la ingesta diaria mínima recomendada y las exposiciones de los alimentos, y garantizar que la asignación no genere un conflicto aparente con la esencialidad.

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 litros de agua diarios, mientras que el supuesto predeterminado relativo al peso corporal es 60 kg.

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 litro 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 litros para un peso corporal de 5 kg.

Cifras significativas

La IDA o la IDT se utilizan para calcular el valor de referencia, que usualmente se redondea a una cifra significativa. Al calcular el valor de referencia, se debe usar el valor de la IDA o de la IDT sin redondeo.

El valor de referencia generalmente se redondea a una cifra significativa para reflejar la incertidumbre, por ej., en datos experimentales sobre toxicidad animal, en suposiciones de la exposición y en los factores de incertidumbre seleccionados. En algunos casos, el redondeo a dos cifras significativas es apropiado porque el efecto práctico del redondeo depende de las unidades; por ej., el redondeo de 1.5 a 2.0 $\mu\text{g/L}$ tiene menos influencia en los requerimientos del tratamiento que el redondeo de 1.5 a 2.0 mg/L . Estos se consideran caso por caso.

La regla general del redondeo para los valores intermedios ($\times 5$) es redondear en línea con la convención común. Los ejemplos del redondeo a una cifra significativa son como siguen: 1.25 se convierte en 1, 0.73 se convierte en 0.7 y 1.5 se convierte en 2.

8.2.3 Sustancias químicas sin umbral de toxicidad

Los valores de referencia correspondientes a compuestos considerados cancerígenos genotóxicos se determinan habitualmente mediante un modelo matemático. Aunque existen varios modelos, generalmente se adopta el modelo multietapa linealizado. En unos pocos casos, se consideran más adecuados otros modelos. Estos modelos calculan un valor estimado del riesgo correspondiente a un nivel de exposición determinado y proporcionan límites de confianza superior e inferior del valor calculado, que puede incluir cero en el límite inferior. Los valores de referencia se presentan, aplicando un criterio cauteloso, como las concentraciones en el agua de consumo humano asociadas a un valor máximo del riesgo adicional vitalicio de cáncer de 10^{-5} (o un caso adicional de cáncer por cada 100 000 personas que ingieren agua de consumo humano

8. ASPECTOS QUÍMICOS

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 a esto, incluso de casi cero, pero los riesgos correspondientes a niveles de exposición bajos no se pueden verificar de forma experimental. El reconocimiento de que el riesgo de cáncer puede llegar a cero o puede no ser distinguido del cero parte de las incertidumbres asociadas a los mecanismos de carcinogénesis, incluyendo el rol de la sustancia química en el proceso del cáncer y la posibilidad de que haya mecanismos de detoxificación y reparación. Los Estados Miembros pueden considerar que es más adecuado para sus circunstancias un nivel de riesgo hipotético diferente, y pueden determinar valores correspondientes a riesgos de 10^{-4} o 10^{-6} de casos de cáncer adicionales durante una vida de exposición, 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 detoxificación pre-sistémica y metabólica, la reparación del ADN o la protección por el sistema inmunológico. 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 sustancias químicas sin umbral de toxicidad mayor al valor de referencia no tiene un impacto significativo en el cálculo del riesgo.

8.2.4 Calidad de los datos

Al evaluar la calidad y confiabilidad 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 consumo humano), que administran dosis adecuadas de la sustancia pura y realizan un análisis patológico y bioquímico de buena calidad
- La base de datos debe ser suficientemente amplia para identificar todos los posibles criterios de valoración toxicológicos de interés
- La calidad de los estudios es tal que se consideran confiables; por ejemplo, se han analizado debidamente los factores de confusión en los estudios epidemiológicos.
- Existe una coherencia razonable entre los estudios: el criterio de valoración y el estudio empleado para calcular un valor de referencia no contradicen el peso total de la evidencia (del conjunto total de pruebas)
- En lo que respecta a las sustancias inorgánicas, se tiene en cuenta en alguna medida la especiación en el agua de consumo humano

- 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 actuales abordajes internacionales. En concreto, se examinaron las anteriores evaluaciones de riesgos del Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (IPCS, por su sigla en inglés) descritas en las monografías de la serie Criterios de Salud Ambiental (CSA), y los documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas, 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 documentaciones de libre acceso examinadas por expertos, revisiones 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).

8.2.5 Valores de referencia provisionales

En el cuadro 8.3 se describe el uso y la designación de valores de referencia provisionales.

Cuadro 8.3 Uso y designación de valores de referencia provisionales

| Situaciones en las que se aplica un valor de referencia provisional | Designación |
|---|---|
| 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 analítica alcanzable | A <i>(El valor de referencia se establece en el límite de cuantificación alcanzable)</i> |
| El valor de referencia calculado es menor que la concentración alcanzable mediante métodos de tratamiento prácticos. | T <i>(El valor de referencia se establece en el límite práctico del tratamiento)</i> |
| El valor de referencia calculado puede superarse como resultado de los procedimientos de desinfección | D <i>(El valor de la guía de referencia se establece considerando los posibles efectos sobre la salud y la necesidad de mantener una desinfección suficiente. La desinfección suficiente del agua potable sigue siendo primordial)</i> |

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} , en la práctica se recomienda establecer un valor de referencia provisional (designado como A o T, respectivamente).

8.2.6 Sustancias químicas que afectan la aceptabilidad

Ciertas sustancias consideradas peligrosas para la salud afectan al sabor, el olor o la apariencia del agua de consumo humano, de modos que, por lo general, conllevarían el rechazo del agua, en concentraciones significativamente menores que las

8. ASPECTOS QUÍMICOS

consideradas peligrosas para la salud. No suele ser oportuno el monitoreo sistemático de dichas sustancias. Sin embargo, se han establecido valores de referencia para algunas sustancias que pueden causar sabor u olor en el agua de consumo humano a concentraciones mucho menores que los valores de referencia debido a que la capacidad de los consumidores para detectarlos por olor o sabor tiene un rango muy amplio. En tales casos, se presentan del modo habitual un valor de referencia y una hoja de información relativa a los efectos sobre la salud. En la hoja de información se explica la relación entre las concentraciones que afectan a la salud y las que afectan a la aceptabilidad del agua de consumo humano. En los cuadros de valores de referencia, aquellos basados en efectos sobre la salud se designan con una "C". No obstante, los valores de referencia basados en efectos sobre la salud pueden ser necesarios para otras sustancias, por ejemplo, a fin de interpretar la respuesta que se requiere cuando se encuentran problemas y en algunos casos, tranquilizar a las autoridades de salud y los consumidores respecto a posibles riesgos para la salud.

8.2.7 Sustancias químicas no incluidas en las Guías

Existe información adicional sobre numerosas sustancias químicas no incluidas en estas Guías que están disponibles en varias fuentes que gozan de credibilidad, entre las que se encuentran las monografías relativas a los criterios sobre salud ambiental de la OMS y los documentos internacionales concisos sobre evaluación de sustancias químicas (<http://www.who.int/ipcs/en/>), 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, tales como la Agencia de Protección Ambiental (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. Esta información puede ayudar a los proveedores de agua de consumo humano 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.

8.2.8 Mezclas

Los contaminantes químicos del agua de consumo humano 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. Las interacciones sinérgicas entre sustancias generalmente son selectivas y muy limitadas, especialmente en los niveles más bajos encontrados en el agua de consumo humano. 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. Sin embargo, 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.

8.2.9 Adaptación de los valores de referencia a las circunstancias locales

A fin de tomar en cuenta las variaciones en la exposición de diferentes fuentes en diversas partes del mundo, generalmente se usan valores predeterminados, entre 20% y 80%, para asignar el IDT al agua de consumo humano cuando se establecen valores de referencia para muchas sustancias químicas. Cuando se cuenta con datos de exposición relevantes, se alienta a las autoridades a desarrollar valores de referencia específicos al contexto que se adapten a las circunstancias y condiciones locales. Por ejemplo, en áreas donde se sabe que la ingesta de un contaminante específico en el agua de consumo humano es mucho mayor que de otras fuentes (p. ej., aire y alimentos), puede resultar conveniente asignar una mayor proporción del IDT al agua de consumo humano para calcular un valor de referencia que se adapte mejor a las condiciones locales.

La ingesta diaria de agua puede variar en forma considerable en diferentes partes del mundo, de manera estacional y especialmente cuando los consumidores están involucrados en el trabajo manual en climas cálidos. Al momento de establecer normas locales, puede ser necesario hacer ajustes locales al valor diario de consumo de agua, como en el caso del fluoruro, por ejemplo. Para la mayoría de las otras sustancias, el rango de ingesta del agua de consumo humano es muy pequeño (quizás un factor de 2-4) en comparación con el rango mucho mayor en los factores de incertidumbre toxicológicos; por lo tanto, no es necesario hacer ajuste alguno.

Las sustancias volátiles presentes en el agua pueden ser liberadas a la atmósfera al momento de ducharse y realizar otras actividades domésticas. En dichas circunstancias, la inhalación puede volverse una vía de exposición significativa. Algunas sustancias también pueden ser absorbidas a través de la piel durante el baño, pero generalmente este no representa una fuente de absorción importante. Para aquellas sustancias que son particularmente volátiles, tales como el cloroformo, el factor de corrección sería aproximadamente equivalente a la duplicación de la exposición, que es pequeña en relación con las incertidumbres inherentes en el cálculo de los valores de referencia. Sin embargo, en algunas partes del mundo, los hogares tienen una tasa muy baja de ventilación, y puede que las autoridades deseen tomar en cuenta la exposición a la inhalación al momento de adaptar los valores de referencia a las condiciones locales, aunque otros factores de incertidumbre usados en las evaluaciones cuantitativas pueden tornar esto innecesario. Cuando se demuestra que dicha exposición es particularmente importante para una sustancia (es decir, alta volatilidad, bajas tasas de ventilación y altas tasas de baño/ducha), puede resultar conveniente ajustar el valor de referencia según corresponda.

8.3 Capacidad de detección analítica

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 asociada a los límites analíticos razonables.

8. ASPECTOS QUÍMICOS

La información proporcionada en esta sección y en el Anexo 4 tiene por objetivo orientar a los lectores sobre la selección de métodos analíticos adecuados para circunstancias específicas. Al momento de realizar la identificación de peligros y la evaluación de riesgos, y para la verificación y auditoría del plan de seguridad del agua para contaminantes químicos, generalmente es necesario realizar algunos análisis. Es importante contar con instalaciones apropiadas para garantizar el uso de métodos adecuados de análisis químicos.

Existen diversas colecciones de métodos “estándar” o “recomendados” de análisis de agua que han sido 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 estándar. La experiencia muestra que no siempre es así, ya que diversos factores pueden afectar la exactitud de los resultados, tales como la pureza de los reactivos, el tipo de instrumentos analíticos y su desempeño, el grado de modificación del método en un laboratorio particular, y las aptitudes y destreza del analista. Es probable que estos factores varíen de un laboratorio a otro 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 el muestreo y de la naturaleza de la muestra (“matriz”). Si bien no es fundamental utilizar métodos estándar, 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 turbiedad, el resultado depende del método empleado, y esto debe tenerse en cuenta al realizar comparaciones basadas en los datos.

En la selección del método, es importante tener en cuenta una serie de 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 cumplan con este criterio principal
- De primordial importancia es la experiencia y diligencia de los laboratorios que realizan los análisis. Deben utilizar procedimientos de control y aseguramiento de la calidad que puedan ser auditables para que sus resultados sean creíbles. Es muy deseable contar con certificaciones externas
- Existen varios procedimientos notablemente diferentes para medir y reportar los errores existentes en todos los métodos. Esto complica y prejuzga la eficacia de la selección de método, y se han sugerido formas de estandarizar estos procedimientos. Es, por consiguiente, deseable publicar información detallada sobre todos los métodos analíticos con los parámetros relacionados con su desempeño analítico para que puedan interpretarse sin ambigüedad
- Si los resultados analíticos de un laboratorio han de compararse 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 los métodos analíticos para sustancias inorgánicas, en base a 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 o por la operación de los mismos. En general, cuanto mayor es la categorización del método, los costos totales asociados también es mayor.

Cuadro 8.4 Clasificación de los métodos analíticos para sustancias inorgánicas en función de su complejidad

| Categoría | Ejemplo de métodos analíticos |
|-----------|--|
| 1 | Método volumétrico, método colorimétrico |
| 2 | Método electrolítico |
| 3 | Cromatografía de iones |
| 4 | Cromatografía líquida de alta resolución |
| 5 | Espectrometría de absorción atómica de llama |
| 6 | Espectrometría de absorción atómica electrotrémica |
| 7 | Espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma inductivamente acoplado |
| 8 | Espectrometría de masas con fuente de plasma inductivamente acoplado |

Cuadro 8.5 Clasificación de los métodos analíticos para sustancias orgánicas en función de su complejidad

| Categoría | Ejemplo de métodos analíticos |
|-----------|--|
| 1 | Cromatografía líquida de alta resolución |
| 2 | Cromatografía de gases |
| 3 | Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas |
| 4 | Cromatografía de gases <i>headspace</i> acoplada con espectrometría de masas |
| 5 | Cromatografía de gases con purga y trampa |
| | Cromatografía de gases con purga y trampa acoplada con espectrometría de masas |

Los aspectos analíticos basados en los límites de detección, de las sustancias inorgánicas y orgánicas para las que se han establecido valores de referencia, se brindan en el Anexo 4, por categoría de fuente.

Existen muchos equipos de análisis de campo disponibles para medir las concentraciones de varias sustancias químicas en el agua. Por lo general, se usan para examinar el cumplimiento del monitoreo operacional de la calidad del agua de consumo humano. Si bien los equipos de análisis de campo tienen la ventaja de ser fáciles de usar en entornos que no sean un laboratorio y, generalmente, están

8. ASPECTOS QUÍMICOS

disponibles a precios relativamente bajos, su exactitud analítica usualmente es menor que la de los métodos mostrados en los cuadros 8.4 y 8.5. Sin embargo, cuando se usan apropiadamente, son herramientas valiosas que permiten evaluar rápidamente varios contaminantes en un ambiente de laboratorio informal y a un bajo costo en comparación con los análisis de laboratorio comerciales. Por lo tanto, es necesario verificar el desempeño del equipo de análisis de campo antes de emplearlo.

En el Anexo 4 se brinda una breve descripción de los métodos analíticos listados en los cuadros 8.4 y 8.5.

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 recolección, tratamiento, almacenamiento y distribución del agua de consumo humano conllevan la adición deliberada de numerosas sustancias químicas para mejorar la inocuidad y calidad para los consumidores del agua de consumo humano 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 humano se describen en más detalle en la sección 8.5.4.

8.4.1 Eficacia del tratamiento

La eficacia del tratamiento varía de acuerdo con las condiciones y circunstancias locales. La capacidad de alcanzar un valor de referencia en un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano depende de varios factores, entre otros los siguientes:

- la concentración de la sustancia química en el agua no tratada;
- las medidas de control aplicadas en todo el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano;
- la naturaleza del agua no tratada (aguas subterráneas o superficiales, presencia de materia orgánica natural y solutos orgánicos y otros componentes, como la turbiedad);
- 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 necesarias. 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. Se pueden alcanzar progresivamente valores de referencia en el largo plazo a través de opciones que no estén relacionadas con el tratamiento y que sean menos intensivas en el uso de capital, tales como acuerdos con los usuarios del terreno para reducir la aplicación de productos químicos (fertilizantes, plaguicidas, etc.).

En el cuadro 8.6 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, dependiendo de la planta o de la operación. En general, cuanto más alta es la categoría del método, mayores son los costos asociados.

Cuadro 8.6 Clasificación de procesos de tratamiento del agua en función de su complejidad técnica y costo

| Categoría | Ejemplos de procesos de tratamiento |
|-----------|--|
| 1 | Cloración simple Filtración sencilla (rápida o lenta, en arena) |
| 2 | Precloración más filtración Aeración |
| 3 | Coagulación química Optimización de procesos para el control de los SPD |
| 4 | Tratamiento con carbón activado granular Intercambio de iones |
| 5 | Ozonización |
| 6 | Procesos de oxidación avanzados Tratamiento con membranas |

El Anexo 5 resume los procesos de tratamiento que son capaces de eliminar contaminantes químicos con impactos significativos en la salud. Los cuadros en el Anexo 5 incluyen solo aquellas sustancias químicas, por categoría de fuente, de las que se dispone datos sobre tratamiento y para las que se han establecido valores de referencia.

Los cuadros en el Anexo 5 sirven para ayudar a informar las decisiones sobre la capacidad del tratamiento actual de cumplir con las directrices y el tratamiento adicional que se necesitaría instalar. En base a la literatura publicada, que incluye principalmente experimentos de laboratorio, se han compilado algunas investigaciones en plantas piloto y relativamente pocos estudios a escala completa de los procesos de tratamiento de agua. En consecuencia:

- Muchos de los tratamientos descritos están diseñados para plantas de tratamiento más grandes y pueden no necesariamente ser apropiados para plantas de tratamiento más pequeñas o tratamiento de tipo individual. En estos casos, se debe elegir la tecnología más apropiada según sea el caso

8. ASPECTOS QUÍMICOS

- La información probablemente sea la más “óptima”, puesto que los datos habrían sido obtenidos bajo condiciones de laboratorio o con una planta cuidadosamente controlada para propósitos de experimentación
- La eficacia real del proceso dependerá de la concentración de la sustancia química en el agua no tratada y de la calidad general del agua no tratada. Por ejemplo, la cloración y la eliminación de sustancias químicas orgánicas y plaguicidas usando carbón activado o la ozonización resultará afectada si existe una alta concentración de materia orgánica natural
- Para muchos contaminantes, existen varios procesos que podrían ser potencialmente apropiados, y los procesos deben ser elegidos en base a su complejidad técnica y al costo, tomando en cuenta las circunstancias locales. Por ejemplo, los procesos de membrana pueden eliminar un amplio espectro de sustancias químicas, pero existen alternativas más simples y menos costosas que son efectivas en la eliminación de la mayoría de sustancias
- Es una práctica habitual usar una serie de procesos unitarios (p. ej. coagulación, sedimentación, filtración, cloración) para lograr los objetivos deseados de calidad del agua ya que todos pueden contribuir a la eliminación de sustancias químicas. Para eliminar sustancias específicas puede ser técnica y económicamente ventajoso usar una combinación de procesos (p. ej. ozonización más carbono activado granular o membranas)
- La efectividad de los procesos potenciales se deben evaluar usando pruebas de laboratorio o en plantas piloto con en el agua no tratada de interés. Estos análisis deben durar lo suficiente como para identificar potenciales variaciones estacionales o temporales en las concentraciones de contaminantes y la eficacia del proceso
- Estas caracterizaciones de las tecnologías de tratamiento son estimados y no son exhaustivas; más bien, su propósito es brindar algunas indicaciones de los tipos de tecnologías que han mostrado mayor o menor capacidad de eliminar las sustancias químicas indicadas del agua de consumo humano

En el Anexo 5 se brinda una breve descripción de los varios procesos de tratamiento referidos en el cuadro 8.6.

8.4.2 Medidas de control de procesos para subproductos de la desinfección

Todos los desinfectantes químicos producen SPD inorgánicos y orgánicos que pueden tener efectos nocivos.

Los SPD principales que se forman durante la cloración son trihalometanos (THM), ácidos haloacéticos (HAA), haloacetonas y haloacetnitrilos, como resultado de la cloración de precursores orgánicos de origen natural tales como las sustancias húmicas. La monocloramina produce concentraciones de THM más bajas que el cloro pero produce otros SPD, incluido el cloruro de cianógeno.

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.

El cloro y el ozono oxidan el bromuro para producir ácidos hipohalosos, que reaccionan con los precursores para formar THM bromados. También se pueden formar una variedad de otros SPD, incluidos los aldehídos y los ácidos carboxílicos. De particular interés es el bromato, formado por la oxidación del bromuro. El bromato también puede estar presente en algunas fuentes de hipoclorito, pero generalmente en el agua tratada se encontrarán concentraciones por debajo del valor de referencia.

Los principales subproductos derivados del uso de dióxido de cloro son el ion clorito, que es un producto inevitable de la descomposición, y el ion clorato. También con el tiempo se produce clorato a partir del 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.

Cambios a las condiciones del proceso

La formación de THM 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 la distribución de subproductos clorados. La reducción del pH reduce la concentración de THM, 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 incrementa la formación de THM.

En la formación de bromato durante la ozonización influyen varios factores, como las concentraciones de bromuro, ozono y el pH. No es factible eliminar el bromuro del agua no tratada, y es difícil eliminar el bromato una vez formado, aunque se ha descrito la eficacia de la filtración mediante carbono activado granular (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, dependiendo del punto en el que se aplique y las condiciones de tratamiento locales.

Cambio de desinfectantes

El cambio de desinfectante puede lograr reducir las concentraciones de SPD hasta los valores de referencia. La disminución alcanzable estará en función de la calidad del agua cruda del tratamiento instalado (por ejemplo, eliminación de precursores).

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Puede resultar eficaz cambiar de cloro a monocloramina, al menos para el suministro de un desinfectante residual secundario en la distribución, con el fin de reducir la formación de THM 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, como lo haría el cloro. Los principales problemas con el dióxido de cloro son las concentraciones residuales del producto y sus subproductos clorito y clorato. Esto puede evitarse controlando la dosis de dióxido de cloro en la planta de tratamiento.

Desinfección por medios no químicos

La radiación UV y los procesos de membrana pueden considerarse como alternativas a la desinfección química. La UV es particularmente efectiva en la inactivación de *Cryptosporidium*, que es extremadamente resistente a la cloración. 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 preservante durante la distribución.

Eliminación de los SPD antes de la distribución

Es técnicamente factible eliminar los SPD del agua antes de su distribución; no obstante, este método de control de las concentraciones de SPD es el menos práctico. Las estrategias para el control de los SPD incluyen el control de la fuente, la eliminación de precursores, el uso de desinfectantes alternativos y la eliminación de SPD mediante el arrastre con aire, el carbón activado, la luz UV y la oxidación avanzada. Estos procesos deberían complementarse con una etapa posterior de desinfección para proteger el agua de la contaminación microbiológica y asegurarse de proporcionar una concentración residual de desinfectante en el sistema de distribución.

8.4.3 Tratamiento para el control de la corrosión

La corrosión es la disolución parcial de los materiales que forman parte de los sistemas de tratamiento y abastecimiento, depósitos, tuberías, válvulas y bombas. Bajo ciertas circunstancias, todas las aguas pueden ser corrosivas. La corrosión puede ocasionar fallas 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, incluidos 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 humano.

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.

Caracterización de la corrosividad

La mayoría de los índices creados para caracterizar la capacidad corrosiva del 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 un índice de Langelier positivo tienen capacidad de depositar incrustaciones de carbonato de calcio de la solución.

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 con carbonato de calcio, es variable. Los parámetros relativos a la saturación de carbonato cálcico son, en sentido estricto, indicadores de la tendencia a la deposición o disolución de incrustaciones de carbonato cálcico (calcita), no son exactamente 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. Sin embargo, estos índices de precipitación de carbonato cálcico no necesariamente se consideran buenos para la predicción de la corrosión los sistemas de cobre.

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, 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 los productos químicos 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 de calcio.

8. ASPECTOS QUÍMICOS

En el Anexo 5 se puede encontrar información más detallada sobre la corrosión de varios metales comúnmente usados en sistemas de tratamiento y distribución de agua.

8.4.4 Tratamiento domiciliario

Por lo general, las sustancias químicas de mayor preocupación para la salud en algunas aguas naturales son el exceso de fluoruro, nitrato/nitrito y arsénico presentes de forma natural.

Algunas tecnologías comerciales de tratamiento de agua están disponibles para pequeñas aplicaciones de eliminación de contaminantes químicos. Por ejemplo, el intercambio de aniones usando alúmina activada o productos que no contienen hierro reducirá eficazmente las concentraciones excesivas de fluoruro. También se ha usado el carbón animal para reducir las concentraciones de fluoruro. El arsénico también puede ser eliminado mediante procesos de intercambio de aniones similares a aquellos empleados para el fluoruro. La mejor forma de abordar la minimización de los nitratos y nitritos, que frecuentemente están presentes por la contaminación con aguas residuales o escorrentía residual, es protegiendo la fuente de agua de la contaminación. Son difíciles de eliminar, aunque la desinfección oxidará el nitrito, forma más tóxica, a nitrato. Además, la desinfección permitirá que el agua sea apta para consumo humano y reducirá el riesgo de infección gastrointestinal, que es un factor de riesgo para la metaemoglobinemia causada por una excesiva exposición a nitrato/nitrito hasta entre aproximadamente 3-6 meses de edad.

El ablandamiento del agua mediante el intercambio de cationes se usa ampliamente para eliminar el exceso de dureza debido a altos contenidos de calcio o magnesio, y también puede eliminar metales como el hierro y el radio.

Las sustancias orgánicas naturales y sintéticas pueden ser eliminadas mediante tecnologías del uso de carbono activado granular o de “carbón block”. Los sistemas de tratamiento deben ser adecuadamente gestionados y reemplazados con regularidad ya que su efectividad se pierde con el tiempo, dependiendo de los tipos de sustancias contaminantes y sus concentraciones en el agua. Las tecnologías de osmosis inversa se pueden aplicar en general para la eliminación de la mayoría de sustancias orgánicas e inorgánicas; sin embargo, existe cierta selectividad, y también hay una cantidad significativa de desperdicio de agua cuando se usan unidades de baja presión para el tratamiento de pequeños volúmenes de agua.

8.5 Valores de referencia para sustancias químicas, por tipo de fuente

8.5.1 Sustancias químicas de origen natural

Existen varias fuentes de sustancias químicas presentes en el agua de consumo humano de forma natural. Todas las aguas naturales contienen diversas sustancias inorgánicas y orgánicas. Las inorgánicas proceden de las rocas y el suelo 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 verdeazules (ver también la sección 11.5) presente ampliamente en lagos, embalses, lagunas y ríos de movimiento lento. Se sabe que muchas especies producen toxinas, o “cianotoxinas”, que tienen efectos perjudiciales sobre la salud. Existe una amplia variación en la toxicidad de cianotoxinas reconocidas (incluidas diferentes variantes estructurales dentro de un grupo, tales como microcistinas), y es probable que muchas toxinas sigan sin ser reconocidas, por lo que se opta de preferencia por el control de afloramientos.

El abordaje 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 microbiológicos. 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 humano se ha comprobado que ocasiona efectos adversos sobre 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 otras secciones de este capítulo.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas de origen natural enumeradas en el cuadro 8.17, por los motivos indicados en el cuadro. Se proporcionan fichas informativas sobre estas sustancias en el capítulo 12.

Cuadro 8.7 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 |
|----------------------|---|--|
| Bromuro | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud | |
| Cloruro | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Dureza | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Sulfuro de hidrógeno | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Hierro | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Manganeso | No es una preocupación para la salud en niveles que normalmente causan problemas de aceptabilidad del agua potable. Sin embargo, hay circunstancias en las que el manganeso puede permanecer en solución en concentraciones más altas en algunas aguas ácidas o anaerobias, especialmente en las aguas subterráneas | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.7 (continuación)

| Sustancia | Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia | Observaciones |
|---------------------------|--|--|
| Molibdeno | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud | |
| pH | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Un parámetro operacional importante de la calidad del agua |
| Potasio | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud | |
| Sodio | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Sulfato | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |
| Sólidos totales disueltos | Se presentan en el agua de consumo humano en concentraciones que no producen efectos perjudiciales sobre la salud | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10) |

Se han establecido valores de referencia para las sustancias de origen natural enumeradas en el cuadro 8.8, que cumplen con los criterios de inclusión. En el capítulo 12 se incluyen hojas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.8 Valores de referencia correspondientes a sustancias de origen natural cuya presencia en el agua de consumo humano puede afectar la salud

| Sustancia | Valor de referencia | | Observaciones |
|-------------------|---------------------|-------------|---|
| | µg/l | mg/l | |
| Inorgánica | | | |
| Arsénico | 10 (A, T) | 0.01 (A, T) | |
| Bario | 1300 | 1.3 | |
| Boro | 2400 | 2.4 | |
| Cromo | 50 (P) | 0.05 (P) | Para cromo total |
| Fluoruro | 1500 | 1.5 | Al fijar normas nacionales deben tenerse en cuenta el volumen de agua consumida y la ingesta de otras fuentes |
| Selenio | 40 (P) | 0.04 (P) | |
| Uranio | 30 (P) | 0.03 (P) | Sólo se abordan los aspectos químicos del uranio |
| Orgánica | | | |
| Microcistina-LR | 1 (P) | 0.001 (P) | Para la microcistina-LR (suma de la libre más la intracelular) |

A, valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado está por debajo del nivel de cuantificación alcanzable; P, valor de referencia provisional debido a incertidumbres en la base de datos sobre salud; T, valor de referencia provisional porque el valor de referencia calculado está por debajo del nivel que se puede alcanzar a través de métodos de tratamiento prácticos, protección de la fuente, etc.

8.5.2 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados

La contaminación del agua de consumo humano con sustancias químicas de fuentes industriales puede producirse directamente por vertidos de industrias o, indirectamente, por fuentes difusas derivadas del uso y disposición de materiales y

productos que contienen las sustancias químicas. En algunos casos, la manipulación o disposición inadecuadas 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 naturales de drenaje. Muchos de estos productos se utilizan en pequeñas industrias en núcleos habitados, y pueden constituir una fuente significativa de contaminación, particularmente cuando las industrias están integradas en núcleos donde hay otras empresas similares. En los núcleos habitados donde se utilizan abundantes aceites de petróleo, su manipulación o disposición inadecuada 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 sistema local de abastecimiento de agua.

Algunas sustancias químicas pueden contaminar el agua como consecuencia de la disposición 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 usados en el ámbito doméstico, por ejemplo, el di(2-etilhexil)ftalato, están muy presentes en el ambiente, y pueden contaminar las fuentes de agua, aunque habitualmente en concentraciones bajas.

Algunas sustancias químicas que contaminan el agua de consumo humano procedentes de fuentes industriales o asentamientos humanos cuentan con otras fuentes primarias y se abordan, por consiguiente, en otras secciones de este capítulo. La ubicación inadecuada de letrinas y fosas sépticas, pueden contaminar las fuentes de agua de potable con nitrato (ver la sección 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 principal abordaje para prevenir este tipo de contaminación es evitarla mediante el fomento de buenas prácticas. Sin embargo, si se ha producido contaminación, puede ser necesario considerar el uso de tratamientos

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.9 por las razones indicadas en el cuadro. En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.9 Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que no se han establecido valores de referencia

| Sustancia | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|-----------|--|
| Berilio | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.9 (Continuación)

| Sustancia | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|---------------------------------------|---|
| Cianuro | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud, excepto en situaciones de emergencia luego de un derrame a una fuente de agua |
| 1,3-Diclorobenceno | Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud |
| 1,1-Diclorobenceno | Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud |
| 1,1-Dicloroetano | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Di(2-etilhexil)adipato | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Hexaclorobenceno | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| 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 humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud, y el valor de referencia basado en los efectos sobre la salud excedería considerablemente el umbral gustativo y olfativo mínimo reportado |
| Nitrobenceno | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Productos derivados del petróleo | El sabor y el olor en la mayoría de casos se detectarían a concentraciones menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud, particularmente con la exposición a corto plazo. |
| Triclorobencenos (totales) | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud, y el valor basado en efectos sobre la salud excedería el umbral olfativo mínimo reportado |
| 1,1,1-Tricloroetano | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas listadas en el cuadro 8.10, que cumplen con todos los criterios de inclusión. En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.10 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados cuya presencia en el agua de consumo humano puede afectar la salud

| Sustancia | Valor de referencia | | Observaciones |
|-------------------------|---------------------|-------------------|--------------------------|
| | µg/l | mg/l | |
| Inorgánica | | | |
| Cadmio | 3 | 0.003 | |
| Mercurio | 6 | 0.006 | Para mercurio inorgánico |
| orgánicas | | | |
| Benceno | 10 ^a | 0.01 ^a | |
| Tetracloruro de carbono | 4 | 0.004 | |

Cuadro 8.10 (continuación)

| Sustancia | Valor de referencia | | Observaciones |
|-------------------------|---------------------|------------------------|---|
| | µg/l | mg/l | |
| 1,2-Diclorobenceno | 1000 (C) | 1 (C) | |
| 1,4-Diclorobenceno | 300 (C) | 0.3 (C) | |
| 1,2-Dicloroetano | 30 ^a | 0.03 ^a | |
| 1,2-Dicloroetano | 50 | 0.05 | |
| Dichlorometano | 20 | 0.02 | |
| Di(2-etilhexil)ftalato | 8 | 0.008 | |
| 1,4-Dioxano | 50 ^a | 0.05 ^a | Calculado usando el enfoque de la IDT así como el modelado lineal de múltiples etapas |
| Ácido edético | 600 | 0.6 | Aplicable al ácido libre |
| Etilbenceno | 300 (C) | 0.3 (C) | |
| Hexaclorobutadieno | 0.6 | 0.0006 | |
| Ácido nitrilotriacético | 200 | 0.2 | |
| Pentaclorofenol | 9 ^a (P) | 0.009 ^a (P) | |
| Estireno | 20 (C) | 0.02 (C) | |
| Tetracloroetano | 40 | 0.04 | |
| Tolueno | 700 (C) | 0.7 (C) | |
| Tricloroetileno | 20 (P) | 0.02 (P) | |
| Xilenos | 500 (C) | 0.5 (C) | |

C, concentraciones de la sustancia iguales o menores que el valor de referencia basado en efectos sobre la salud pueden afectar la apariencia, sabor u olor del agua, dando lugar al reclamo de los consumidores; P: valor de referencia provisional debido a incertidumbres en la base de datos sobre salud.

a El valor de referencia de las sustancias sin umbral es la concentración en el agua de consumo humano 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 humano 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.

8.5.3 Sustancias químicas de actividades agrícolas

En la agricultura y la ganadería se utilizan productos químicos. El nitrato puede estar presente como consecuencia de 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 el estiércol líquido de la producción ganadera. y en suspensión procedente de la producción animal. La mayoría de las sustancias químicas que se pueden generar de 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 de disposición inadecuados.

Algunos plaguicidas se utilizan también para usos no agropecuarios, como el control de mala hierba en carreteras y líneas férreas. Estos plaguicidas también se incluyen en esta sección.

El cuadro 8.11 muestra sustancias químicas para las que no se han establecido valores de referencia debido a que una revisión de la bibliografía sobre su presencia en

8. ASPECTOS QUÍMICOS

agua de consumo humano y la credibilidad de su presencia porque no han demostrado evidencia de que las sustancias químicas no se producen en el agua potable.

Cuadro 8.11 Sustancias químicas de actividades agropecuarias excluidas del cálculo de los valores de referencia

| Sustancia | Motivo de exclusión |
|--|---|
| Amitraz | Se degrada rápidamente en el medio ambiente y no se espera que existan concentraciones mensurables en el agua de consumo humano |
| Clorobencilato | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Clortalonilo | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Cipermetrina | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Deltametrina | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Diazinón | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Dinoseb | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Etilentiourea | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Fenamifós | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Formotión | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Hexaclorociclohexanos (mezcla de isómeros) | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| MCPB ^a | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Metamidofos | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Metomil | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Mirex | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Monocrotofós | Ha dejado de utilizarse en muchos países y no es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Oxamil | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Forato | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Propoxur | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Piridato | No es persistente y su presencia en agua de consumo humano no es frecuente |
| Piriproxifeno | No es probable su presencia en agua de consumo humano ^b |
| Quintoceno | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Toxafeno | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Triazofós | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Óxido de tributilestaño | No es probable su presencia en agua de consumo humano |
| Triclorfón | No es probable su presencia en agua de consumo humano |

^a ácido 4-(4-cloro-*o*-toliloxi)butírico.

^b El uso de piriproxifeno como un larvicida para fines de salud pública se discute en más detalle en la sección 8.6.

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas listadas en el cuadro 8.12 por las razones indicadas en el cuadro. Sin embargo, para varios plaguicidas se han desarrollado valores basados en la salud y, en algunos casos, valores agudos basados en la salud, a fin de proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando existe una razón de preocupación local, como una situación de emergencia o derrame (para obtener más información sobre los valores de referencia y los valores basados en la salud, vea la sección 8.2). En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.12 Sustancias químicas de actividades agropecuarias para las que no se han establecido valores de referencia

| Sustancia química | Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia |
|------------------------------------|--|
| Amoniaco | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Bentazona | Ocurre en el agua potable o fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Carbaril | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| 1,3-Dicloropropano | Los datos son insuficientes para poder determinar un valor de referencia basado en efectos sobre la salud |
| Diclorvos | Ocurre en el agua potable o fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Dicofol | Es poco probable que ocurra en el agua potable o fuentes de agua potable ^a |
| Diquat | Ocurre en el agua potable o fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Endosulfán | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Fenitrotión | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Glifosato y AMPA ^b | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Heptacloro y epóxido de heptacloro | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Malatión | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| MCPA ^c | Ocurre en el agua potable o fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que preocupación para la salud representan una |
| Metil paratión | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Paratión | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| 2-Fenilfenol y su sal sódica | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| 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 |

^a Aunque el dicofol no cumple uno de los tres criterios para ser evaluado en las Guías, se ha preparado un documento de antecedentes y se ha establecido un valor basado en la salud para atender una solicitud de orientación de los Estados Miembros.

^b Ácido aminometilfosfónico.

^c (4-(2-metil-4-clorofenoxi) ácido acético.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas listadas en el cuadro 8.13, que cumplen con los criterios de inclusión. En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.13 Valores de referencia correspondientes a sustancias químicas de actividades agropecuarias cuya presencia en el agua de consumo humano puede afectar la salud

| Sustancias química | Valor de referencia | | Observaciones |
|---|----------------------|--------------------------|---|
| | µg/l | mg/l | |
| Sustancias que no son plaguicidas | | | |
| Nitrato (como NO ₃ ⁻) | 50 000 | 50 | Basado en efectos de corto plazo, pero es protector contra los efectos de largo plazo |
| Nitrito (como NO ₂ ⁻) | 3 000 | 3 | Basado en efectos de corto plazo, pero es protector contra los efectos de largo plazo |
| Plaguicidas usados en la agricultura | | | |
| Alacloro | 20 ^a | 0.02 ^a | |
| Aldicarb | 10 | 0.01 | Aplicable al aldicarb sulfóxido y al aldicarb sulfona |
| Aldrín y dieldrín | 0.03 | 0.000 03 | Aplicable a la suma de aldrín y dieldrín |
| Atrazina y sus metabolitos de cloro- <i>s</i> -triazina | 100 | 0.1 | |
| Carbofurán | 7 | 0.007 | |
| Clordano | 0.2 | 0.000 2 | |
| Clorotolurón | 30 | 0.03 | |
| Clorpirifós | 30 | 0.03 | |
| Cianazina | 0.6 | 0.000 6 | |
| 2,4-D ^b | 30 | 0.03 | Aplicable al ácido libre |
| 2,4-DB ^c | 90 | 0.09 | |
| 1,2-Dibromo-3-cloropropano | 1 ^a | 0.001 ^a | |
| 1,2-Dibromoetano | 0.4 ^a (P) | 0.000 4 ^a (P) | |
| 1,2-Dicloropropano | 40 (P) | 0.04 (P) | |
| 1,3-Dicloropropeno | 20 ^a | 0.02 ^a | |
| Diclorprop | 100 | 0.1 | |
| Dimetoato | 6 | 0.006 | |
| Endrin | 0.6 | 0.000 6 | |
| Fenoprop | 9 | 0.009 | |
| Hidroxiatrazina | 200 | 0.2 | Metabolito de atrazina |
| Isoproturón | 9 | 0.009 | |
| Lindano | 2 | 0.002 | |
| MCPA ^d | 2 | 0.002 | |
| Mecoprop | 10 | 0.01 | |
| Metoxyclo | 20 | 0.02 | |
| Metolacloro | 10 | 0.01 | |
| Molinato | 6 | 0.006 | |
| Pendimetalina | 20 | 0.02 | |
| Simazina | 2 | 0.002 | |

Cuadro 8.13 (Continuación)

| Sustancias química | Valor de referencia | | Observaciones |
|----------------------|---------------------|-------|---------------|
| | µg/l | mg/l | |
| 2,4,5-T ^c | 9 | 0.009 | |
| Terbutilazina | 7 | 0.007 | |
| Trifluralina | 20 | 0.02 | |

P valor de referencia provisional debido a incertidumbres en la base de datos sobre salud

^a El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo humano 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 humano 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^b . ^b Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético.

^c Ácido 2,4-Diclorofenoxiacético.

^d Ácido 2,4-Diclorofenoxibutírico.

^e Ácido 2,4,5-Triclorofenoxiacético.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas listadas en el Cuadro 8.13, que cumplen los criterios de inclusión (vea la sección 8.2). En el Capítulo 12 se incluyen hojas de información sobre estas sustancias.

Los valores de referencia y los valores basados en la salud son protectores contra los efectos en la salud resultantes de la exposición durante toda una vida. Las pequeñas excedencias por períodos cortos no constituirían normalmente una emergencia de salud. En caso de un derrame, podría justificarse una mayor asignación a la IDA de agua potable. Alternativamente, en los casos en que se hayan calculado valores agudos basados en la salud, normalmente respaldados en las evaluaciones de la JMPR, estos pueden proporcionar una orientación útil (para obtener más información, vea la sección 8.7.5).

Generalmente, no se considera necesario el monitoreo rutinario de los plaguicidas. Los Estados Miembros deberán considerar el uso local y las situaciones potenciales, como los derrames, para decidir si deben monitorear y dónde. En el caso de que los resultados del monitoreo muestren, de manera regular, niveles por encima del valor de referencia o del valor basado en la salud, es aconsejable que se desarrolle y ejecute un plan para enfrentar la situación.

Como principio general, deben hacerse esfuerzos para mantener la concentración de plaguicidas en el agua tan baja como sea posible y no permitir que las concentraciones aumenten hasta el valor de referencia o el valor basado en la salud.

8.5.4 Sustancias químicas procedentes de productos químicos empleados en el tratamiento del agua o de los materiales en contacto con el agua de consumo humano

El agua final puede contaminarse con sustancias químicas procedentes de los productos usados 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

8. ASPECTOS QUÍMICOS

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 (cuadro 8.14). 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, 2006).

Cuadro 8.14 Subproductos de la desinfección presentes en aguas desinfectadas (basado en IPCS, 2000)

| Desinfectante | Productos organohalogenados significativos | Productos inorgánicos significativos | Productos no halogenados significativos |
|---------------------------------------|--|--|---|
| Cloro/ácido hipocloroso (hipoclorito) | Trihalometanos, ácidos haloacéticos, haloacetoneitrilos, hidrato de cloral, cloropicrina, clorofenoles, <i>N</i> -cloraminas, halofuranonas, bromohidrinas | Clorato (principalmente del uso de hipoclorito) | Aldehídos, ácidos cianoalcanóicos, ácidos alcanóicos, benceno, ácidos carboxílicos, <i>N</i> -nitrosodimetilamina |
| Dióxido de cloro | | Clorito, clorato | No se conocen |
| Cloramina | Haloacetoneitrilos, cloruro de cianógeno, cloraminas orgánicas, ácidos cloramínicos, hidrato de cloral, halocetonas | Nitrato, nitrito, clorato, hidracina | Aldehídos, cetonas, <i>N</i> -nitrosodimetilamina |
| Ozono | Bromoformo, ácido monobromoacético, ácido dibromoacético, dibromoacetona, bromuro de cianógeno | Clorato, yodato, bromato, peróxido de hidrógeno, ácido hipobromoso, epóxidos, ozonatos | Aldehídos, cetoácidos, cetonas, ácidos carboxílicos |
| Dicloroisocianurato de sodio | Como para cloro/ácido hipocloroso (hipoclorito) | | Ácido cianúrico |

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 aluminio) o en materiales en contacto con el agua de consumo (por ejemplo, el estireno) tienen otras fuentes principales y, por lo tanto, se discuten en más detalle en otras secciones de este capítulo.

Muchos de estos aditivos, tanto directos como indirectos, son componentes de los procesos de producción de agua de consumo humano. El método preferible de monitoreo y gestión es mediante el control del material o el producto químico. 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 los productos químicos 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 puede 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 buenas prácticas sobre su aplicación, además de controles de la composición de los materiales.

En todo el mundo existen numerosos sistemas de evaluación y aprobación de aditivos y materiales para el contacto con el agua de consumo humano, tanto por organismos nacionales como por organismos independientes; no obstante, muchos países no cuentan con estos sistemas o no los aplican. Los gobiernos y otras organizaciones deberían considerar el establecimiento o adaptación de sistemas de gestión de aditivos, y la fijación de normas de calidad de los productos y orientación sobre su uso, que se aplicarían para determinar qué productos son aceptables para uso en contacto con el agua. Lo ideal sería elaborar normas armonizadas entre países o sistemas de reconocimiento recíproco que reducirían costos y aumentarían el acceso a tales normas (ver también la sección 1.2.9).

No se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas enumeradas en el cuadro 8.15, por los motivos indicados en el cuadro. En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.15 Sustancias químicas usadas en el tratamiento de agua o procedentes de materiales en contacto con el agua de consumo humano para las que no se han establecido valores de referencia

| Producto | Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia |
|--|--|
| Desinfectantes | |
| Dióxido de cloro | Se reduce principalmente a clorito, clorato y cloruro en el agua potable, y a clorito y cloruro al ser ingerido; los valores de referencia provisionales para el clorito y el clorato protegen contra la toxicidad potencial del dióxido de cloro. |
| Diocloramina | 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. |
| Subproductos de la desinfección | |
| Bromocloroacetato | Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud. |
| Bromocloroacetronitrilo | Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud. |
| Hidrato de cloral | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud. |
| Cloroacetonas | Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para cualquiera de las cloroacetonas. |

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.15 (Continuación)

| Producto | Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia |
|----------------------|--|
| 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 |
| Cloruro de cianógeno | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales 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 |
| Formaldehido | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Monobromoacetato | Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud |
| MX ^a | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Tricloroacetnitrilo | Los datos disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud |

Contaminantes procedentes de productos químicos

| | |
|----------|--|
| Aluminio | Se podría calcular un valor basado en efectos sobre la salud de 0.9 mg/l, pero este valor excede los niveles factibles basados en la optimización del proceso de coagulación en plantas de agua de consumo humano usando coagulantes basados en aluminio: 0.1 mg/l o menos en grandes plantas de tratamiento de agua y 0.2 mg/l en plantas pequeñas. |
|----------|--|

Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios

| | |
|--------------------------|---|
| Asbesto | No hay pruebas sólidas de que la ingestión de asbesto 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 ^c | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Estaño inorgánico | Se presenta en el agua de consumo en concentraciones mucho menores que las que pueden producir efectos perjudiciales sobre la salud |
| Cinc | No es peligroso para la salud en las concentraciones observadas en el agua de consumo humano ^b |

^a 3-Cloro-4-diclorometil-5-hidroxi-2(5H)-furanona.

^b Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10).

^c Vea la hoja informativa sobre hidrocarburos aromáticos policíclicos.

Se han establecido valores de referencia para las sustancias químicas señaladas en el cuadro 8.16, que cumplen con los criterios de inclusión. En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas sobre estas sustancias.

Cuadro 8.16 Valores de referencia correspondientes a productos químicos usados en el tratamiento de agua o procedentes de materiales en contacto con el agua cuya presencia en el agua de consumo humano puede afectar la salud

| Sustancias | Valor de referencia ^a | | Observaciones |
|---|----------------------------------|--------------------------|---|
| | µg/l | mg/l | |
| Desinfectantes | | | |
| Cloro | 5 000 (C) | 5 (C) | Para que la desinfección sea eficaz, debe haber una concentración residual de cloro libre de ≥ 0.5 mg/l tras un tiempo de contacto de al menos 30 minutos a un pH < 8.0 . Se debe mantener una concentración residual de cloro a lo largo del sistema de distribución. En el punto de entrega, la concentración residual mínima del cloro libre debe ser 0.2 mg/l. |
| Monocloramina | 3 000 | 3 | |
| Dicloroisocianurato de sodio | 50 000 | 50 | Como dicloroisocianurato de sodio |
| | 40 000 | 40 | Como ácido cianúrico |
| Subproductos de la desinfección | | | |
| Bromato | 10 ^a (A, T) | 0.01 ^a (A, T) | |
| Bromodiclorometano | 60 ^a | 0.06 ^a | |
| Bromoformo | 100 | 0.1 | |
| Clorato | 700 (D) | 0.7 (D) | |
| Clorito | 700 (D) | 0.7 (D) | |
| Cloroformo | 300 | 0.3 | |
| Dibromoacetnitrilo | 70 | 0.07 | |
| Dibromoclorometano | 100 | 0.1 | |
| Dicloroacetato | 50 ^a (D) | 0.05 ^a (D) | |
| Dicloroacetnitrilo | 20 (P) | 0.02 (P) | |
| Monocloroacetato | 20 | 0.02 | |
| N-Nitrosodimetilamina | 0.1 | 0.0001 | |
| Tricloroacetato | 200 | 0.2 | |
| 2,4,6-Triclorofenol | 200 ^a (C) | 0.2 ^a (C) | |
| Trihalometanos | | | La suma de los cocientes de la concentración de cada uno y sus respectivos valores de referencia no debe ser mayor a 1. |
| Contaminantes procedentes de productos químicos utilizados en el tratamiento | | | |
| Acrilamida | 0.5 ^a | 0.0005 ^a | |
| Epiclorohidrina | 0.4 (P) | 0.0004 (P) | |
| Contaminantes procedentes de tuberías y accesorios | | | |
| Antimonio | 20 | 0.02 | |
| Benzo[α]pireno | 0.7 ^a | 0.0007 ^a | |

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.16 (Continuación)

| Sustancias | Valor de referencia ^a | | Observaciones |
|-------------------|----------------------------------|---------------------|--|
| | µg/l | mg/l | |
| Cobre | 2000 | 2 | El agua puede manchar la ropa y los aparatos sanitarios a concentraciones menores que el valor de referencia |
| Plomo | 10 (A, T) | 0.01 (A, T) | |
| Níquel | 70 | 0.07 | |
| Cloruro de vinilo | 0.3 ^a | 0.0003 ^a | |

A = valor de referencia provisional dado que el valor de referencia calculado es menor que el límite de cuantificación práctico; 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; D = valor de referencia provisional porque es probable que la desinfección supere del valor de referencia; P = valor de referencia provisional debido a incertidumbres en la base de datos sobre 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, control de la fuente, etc.

^a El valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo humano 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 humano 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.

Indicadores utilizados 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 humano 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. Si bien la concentración total de organohalógenos no se correlaciona bien con la de trihalometanos o la de ácidos haloacéticos, es una medida de la concentración total de subproductos de la cloración y puede ser otro indicador potencial para fines operativos.

En ninguna circunstancia, se debe poner en peligro la eficiencia 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 estos compuestos orgánicos halogenados.

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 reacciona con el tiempo disminuye la concentración de cloro disponible, es necesario aumentar la dosis del producto para lograr la concentración de cloro residual deseada,

umentando así las cantidades de clorato y clorito añadidas al agua tratada. La descomposición del hipoclorito de calcio 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 de calcio y se almacenan antes de usarlas, también se produciría la descomposición del hipoclorito y la formación de clorato y clorito.

El hipoclorito de sodio se elabora mediante electrólisis de cloruro sódico disuelto en agua, que también contendría, 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 humano. 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, se producirá mayor cantidad de bromato.

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 ion 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 Sustancias químicas de preocupación emergente

Productos farmacéuticos

Los productos farmacéuticos pueden ingresar a las aguas residuales procedentes de la excreción humana de dichas sustancias, de la disposición no controlada de fármacos (p. ej., desecho de fármacos en los baños) y de la escorrentía agrícola del estiércol animal. Dichas sustancias han empezado a generar preocupación entre el público debido a su potencial de llegar al agua de consumo humano.

Los tipos específicos de productos farmacéuticos y sus metabolitos en las fuentes de agua pueden diferir entre países o regiones dependiendo de factores sociales, culturales, tecnológicos y agrícolas. Las áreas urbanas y rurales pueden presentar diferencias importantes en cuanto a la ocurrencia y las concentraciones de dichas sustancias como resultado de los diferentes patrones de uso. Las características físicas y químicas locales de las fuentes de agua también pueden afectar los niveles de ocurrencia de los productos farmacéuticos e influir en su degradación natural.

La mayoría de datos de ocurrencias en el agua de consumo humano y en la fuente de agua han provenido de investigaciones seleccionadas, y no del monitoreo sistemático. Los avances en la sensibilidad y precisión de las tecnologías y metodologías de detección han conducido a una mayor detección de las cantidades traza de productos farmacéuticos, con concentraciones que van desde nanogramos por litro hasta microgramos por litro (aunque mayormente menos de 0.1 µg/l) en el agua de consumo humano, agua superficial y agua subterránea. Las mayores concentraciones de estos

8. ASPECTOS QUÍMICOS

contaminantes se encuentran en los efluentes del tratamiento de aguas residuales o en las descargas de aguas residuales de instalaciones de manufactura de medicamentos mal controladas.

Por lo general, se han encontrado concentraciones de productos farmacéuticos en el agua de consumo humano en órdenes de magnitud menores que las dosis terapéuticas más bajas. Por lo tanto, es improbable que la exposición a compuestos individuales en el agua de consumo humano tenga impactos adversos en la salud humana. Por consiguiente, en estas Guías no se proponen valores de referencia formales.

El monitoreo rutinario de los productos farmacéuticos en el agua de consumo humano y el tratamiento de agua de consumo humano adicional o especializado para reducir las concentraciones de productos farmacéuticos en el agua de consumo humano no se consideran necesarios. Sin embargo, cuando las circunstancias locales indican que las concentraciones de productos farmacéuticos pueden ser elevadas en el agua de consumo humano, se puede llevar a cabo un monitoreo investigativo y estudios de fuentes de agua impactadas para evaluar la posible exposición. De realizarse estos estudios, se debe garantizar su calidad y estos deben centrarse en productos farmacéuticos que sean de importancia local – es decir, aquellos que comúnmente se prescriben y usan, o se fabrican localmente. En base a la evaluación de riesgos, se pueden desarrollar valores de referencia para evaluar los riesgos potenciales de la exposición a través del agua de consumo humano, y se podrían considerar posibles medidas de control como parte de los planes de seguridad del agua. Las dificultades prácticas de implementar programas de monitoreo incluyen la falta de protocolos estandarizados de muestro y análisis, los altos costos y la limitada disponibilidad de tecnologías necesarias para detectar la amplia variedad de productos farmacéuticos que pueden estar presentes.

El tratamiento efectivo de los productos farmacéuticos depende de las propiedades fisicoquímicas de los compuestos específicos. Usualmente, los procesos de tratamiento convencionales son menos efectivos que los procesos de tratamientos avanzados para eliminar muchos compuestos orgánicos, particularmente aquellos que son más solubles en el agua.

Es probable que las medidas preventivas, tales como el uso racional de fármacos y la educación de los profesionales que recetan medicamentos y el público para reducir la disposición y las descargas al ambiente, disminuyan la exposición humana.

Para obtener más información, consulte *Pharmaceuticals in drinking-water* (vea el Anexo 1).

8.6 Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública

El control de insectos vectores de enfermedades (p. ej., fiebre del dengue) es esencial en muchos países, y existen ocasiones en la que los vectores, particularmente los mosquitos, se reproducen en recipientes usados para el almacenamiento y la recolección de agua de consumo humano. Si bien se deben tomar acciones para prevenir el acceso de vectores o su reproducción en estos recipientes, esto no siempre es posible o puede no ser totalmente efectivo, y en algunos entornos es recomendable el uso de larvicidas.

WHOPES realiza evaluaciones de plaguicidas por motivos de salud pública. Existen actualmente siete compuestos de larvicidas (diflubenzurón, metopreno, novalurón,

pirimifos-metil, piriproxifen, spinosad y temefós) y una bacteria larvicida (*Bacillus thuringiensis israelensis*) que han sido evaluados y listados por WHOPES para el control de mosquitos que se reproducen en envases.

Si bien no resulta apropiado establecer valores de referencia para los plaguicidas usados para control vectorial, resulta valioso brindar información sobre la seguridad de su uso. Las formulaciones de plaguicidas usadas para el control vectorial en el agua de consumo humano deben seguir estrictamente las recomendaciones del fabricante y solo deben ser aquellas aprobadas para dicho uso por las autoridades nacionales, tomando en consideración los ingredientes y adyuvantes usados en la elaboración del producto final. Al considerar los plaguicidas usados en el control vectorial, para propósitos de las Guías, se hace una evaluación de la exposición potencial en comparación con la ingesta diaria aceptable (IDA). Sin embargo, la superación de la IDA no necesariamente significa que producirá efectos adversos sobre la salud. Las enfermedades transmitidas por vectores son causas importantes de morbilidad y mortalidad. Por lo tanto, es importante lograr un equilibrio apropiado entre la ingesta del plaguicida del agua de consumo humano y el control de insectos portadores de la enfermedad. Se hace hincapié en que debe procurarse mantener la exposición general y la concentración de todos los larvicidas en niveles que no excedan lo recomendado por WHOPES y en los niveles más bajos que sea posible acorde con la eficacia.

Los Estados Miembro deben considerar el uso de larvicidas como parte de su amplia estrategia de control de vectores. El uso de larvicidas solo debe ser una parte de un plan de gestión integral de almacenamiento de agua a nivel domiciliario y de la gestión doméstica del agua y no depender exclusivamente de la eliminación de larvas mediante insecticidas, sino que debe incluir otras medidas de gestión ambiental así como cambios en el comportamiento social. No obstante, sería valioso obtener datos reales sobre la exposición a dichas sustancias bajo condiciones de campo a fin de realizar una evaluación más detallada de los márgenes de exposición.

Para el control de insectos vectores de enfermedades, además del uso de larvicidas aprobados para su aplicación en agua de consumo humano, también deben considerarse otras medidas de control. Por ejemplo, la cría de tipos adecuados de peces (por ejemplo, el gambusino, que come larvas de mosquitos y los copépodos predatorios) 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 después de las lluvias.

En el cuadro 8.17 se incluyen aquellos plaguicidas usados para fines de protección de la salud pública para los que no se han calculado valores de referencia. El diclorodifeniltricloroetano (DDT) se ha usado en el pasado por motivos de salud pública. En algunas áreas se ha reintroducido (pero no para aplicaciones de agua) para el control de mosquitos portadores de malaria. Su valor de referencia se muestra en el cuadro 8.18. En el cuadro 8.19 se brinda un resumen de las formulaciones y las tasas de dosificación de los productos, con sus correspondientes exposiciones.

En el capítulo 12 se incluyen fichas informativas para todos los larvicidas considerados en las Guías.

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Cuadro 8.17 Plaguicidas usados para fines de protección de la salud pública para los que no se han calculado valores de referencia

| Plaguicida | Motivo por el que no se ha establecido un valor de referencia |
|---|---|
| <i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti) | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Diflubenzurón | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Metopreno | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Novalurón | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Permetrina | No se recomienda su adición directa al agua de consumo humano como parte de la política de la OMS de excluir el uso de todos los piretroides para la eliminación de larvas de mosquitos vectores de enfermedad en humanos |
| Pirimifos-metil | No se recomienda para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Piriproxifen | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Spinosad | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |
| Temefos | No se considera apropiado establecer valores de referencia para plaguicidas usados para el control vectorial en el agua de consumo humano |

Cuadro 8.18 Valores de referencia correspondientes a plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública cuya presencia en el agua de consumo humano puede afectar a la salud

| Plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública | Valor de referencia | |
|---|---------------------|-------|
| | µg/l | mg/l |
| DDT y metabolitos | 1 | 0.001 |

Cuadro 8.19 Compuestos y formulaciones recomendados por la OMS para el control de larvas de mosquitos que habitan en recipientes^a

| Insecticida | Formulación | Dosis (mg/l) ^b | IDA (mg/kg pc) | Exposición (mg/kg pc) ^c | Uso en el agua de consumo humano |
|--|-------------|---------------------------|----------------|--|---|
| <i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti) ^d | GA | 1–5 | – | Adulto: 0.17 Niño: 0.5 Lactante: 0.75 | Se puede usar en las dosis recomendadas |
| Diflubenzurón | PD, GR, PH | 0.02–0.25 | 0–0.02 | Adulto: 0.008 Niño: 0.025 ^e Lactante: 0.0375 ^e | Se puede usar en las dosis recomendadas |
| Metopreno | CE | 1 | 0–0.09 | Adulto: 0.033 Niño: 0.1 ^e Lactante: 0.15 ^e | Se puede usar en las dosis recomendadas |
| Novalurón | CE | 0.01–0.05 | 0–0.01 | Adulto: 0.0017 Niño: 0.005 Lactante: 0.0075 | Se puede usar en las dosis recomendadas |

Cuadro 8.19 (continuación)

| Insecticida | Formulación | Dosis (mg/l) ^b | IDA (mg/kg pc) | Exposición (mg/kg pc) ^c | Uso en el agua potable |
|-----------------|-------------|---------------------------|--------------------|--|--|
| Pirimifos-metil | CE | 1 | 0-0.03 | Adulto: 0.033 Niño: 0.1 ^e Lactante: 0.15 ^e | No se recomienda su aplicación directa al agua de consumo humano |
| Piriproxifen | GR | 0.01 | 0-0.1 | Adulto: 0.000 33 Niño: 0.001 Lactante: 0.0015 | Se puede usar en las dosis recomendadas |
| Spinosad | PD, GR, CS | 0.1-0.5 ^f | 0-0.02 | Adulto: 0.0017 Niño: 0.0052 Lactante: 0.0078 | Se puede usar en las dosis recomendadas |
| Temefos | EC, GR | 1 | 0.023 ^g | Adulto: 0.033 Niño: 0.1 ^e Lactante: 0.15 ^e | Se puede usar en las dosis recomendadas |

pc, peso corporal; PD, pastilla de aplicación directa; CE, concentrado emulsificable; GR, gránulo; CS, concentración en suspensión; GA, gránulo soluble en agua; PH, polvo humectable

^a Las recomendaciones de la OMS sobre el uso de plaguicidas en la salud pública solo son válidas si se vinculan a las especificaciones de la OMS para su control de calidad. Las especificaciones de la OMS para plaguicidas de la salud pública están disponibles en <http://who.int/whopes/quality/en>. Siempre se deben seguir las instrucciones de la etiqueta cuando se usen insecticidas.

^b Ingrediente activo para el control de mosquitos que se reproducen en recipientes.

^c Exposición a la dosis máxima en el agua de consumo humano para (a) un adulto de 60 kg que bebe 2 litros de agua por día, (b) un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua por día y (c) un lactante de 5 kg alimentado con biberón que bebe 0.75 litros de agua por día.

^d No se considera que el Bti por sí solo cause un peligro para los seres humanos a través del agua de consumo humano.

^e Se deben considerar fuentes de agua alternativas para niños pequeños y lactantes alimentados con biberón por un periodo después de su aplicación, siempre que esto resulte práctico. Sin embargo, la superación de la IDA no necesariamente producirá efectos adversos.

^f La concentración máxima realmente alcanzada con la formulación de liberación lenta de spinosad fue de aproximadamente 52 µg/l.

^g Esta es una IDT en lugar de una IDA, puesto que JMPR consideraba que la base de datos no era lo suficientemente robusta para servir como base para establecer una IDA para temefos. Para fines de estas Guías, se ha calculado una IDT a partir del NOAEL oral más bajo en el estudio crítico identificado por JMPR.

Fuente: Adaptado de OMS/TDR (2009)

8.7 Identificación 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 (ver la sección 8.5 y el Anexo 3) 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 sobre 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

8. ASPECTOS QUÍMICOS

de que se trate, y funcionarios de salud calificados deben ser quienes juzguen si esto es aceptable o no. No obstante, la superación del valor de referencia debería ser una señal que se requiere de:

- como mínimo, investigar la causa con vista a aplicar las medidas correctivas pertinentes;
- 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 humano, su toxicidad, la probabilidad y la naturaleza de los posibles efectos adversos y la viabilidad de las medidas correctivas

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 tomen medidas para proteger la salud y se informe de la situación a los consumidores para que puedan actuar siguiendo las recomendaciones de las autoridades competentes.

El principal objetivo cuando se supera un valor de referencia de 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 humano, 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 humano o si la contaminación se produce durante el tratamiento o la distribución del agua, el objetivo principal es minimizar el riesgo de efectos adversos sin interrumpir innecesariamente el uso del sistema de abastecimiento de agua.

Esta sección 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 mediano plazo. Los abordajes propuestos sirven de base para el debate entre diversas autoridades y para juzgar la urgencia de la adopción de medidas adicionales.

Normalmente, será preciso realizar una revisión específica de la situación y se deberá recurrir a los 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 este reducirá la concentración de la sustancia.

Cuando no se conoce 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 ingresen al sistema de abastecimiento y minimizar 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 producen tales circunstancias (ver la sección 4.4).

La planificación para situaciones de emergencia y para la respuesta a contingencias en los que se supere un valor de referencia, ya sea de contaminantes químicos o microbiológicos, se trata en la sección 4.4. Las medidas para situaciones de emergencia se abordan en más detalle en la sección 6.7 y, las correspondientes a la contaminación microbiológica en la sección 7.6.

8.7.1 Situaciones que desencadenan la adopción de medidas

Las situaciones que desencadenan la adopción de medidas pueden incluir:

- detección de un vertido por el proveedor de agua de consumo humano, o reporte 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 humano;
- detección de una sustancia en el agua;
- cambio repentino en el tratamiento del agua; o
- reclamos de los consumidores (por ejemplo, olor, sabor o color inusuales).

8.7.2 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.

8.7.3 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. Por lo general, serán las autoridades de salud quienes tomen las decisiones finales, pero para adoptar las decisiones más adecuadas es esencial conocer el sistema de abastecimiento de agua y la naturaleza del suministro. Además, para abordar con éxito los problemas y situaciones de emergencia relativos al agua de consumo humano, es fundamental una comunicación oportuna y clara con los consumidores.

La coordinación con autoridades clave se aborda en la sección 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 la salud de las personas, y asegurarse de que la autoridad de salud pública participe en la toma de decisiones. Si se adoptan medidas para las que es preciso informar a todos los consumidores o que impliquen el suministro de fuentes temporales de agua de consumo humano, 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

8. ASPECTOS QUÍMICOS

autoridades de salud pública permite que puedan obtener información de especialistas y contar con el personal adecuado.

8.7.4 Información a la población

Los consumidores pueden conocer la existencia de un posible problema de seguridad de su agua de consumo humano 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 humano 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 humano, sino que desempeñan una función importante de colaboración con las autoridades en caso de incidentes, por sus propias acciones y adoptando las medidas necesarias en los hogares. La confianza y buena voluntad de los consumidores son extremadamente importantes, tanto en el corto como en el largo plazo.

Las autoridades de salud deben intervenir cuando sea necesario tomar la decisión de informar a la población sobre riesgos para la salud o sobre recomendaciones de adoptar medidas de protección de la salud, tales como hervir el agua. Esta información debe proporcionarse de forma oportuna y clara.

8.7.5 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 (p. ej. los alimentos) en el ámbito local;
- los posibles subgrupos de población vulnerables;
- 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 la sección 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 humano para tener en cuenta la exposición por otras fuentes, en particular por los alimentos. La asignación suele ser el 20%, pero puede ser tan baja como el 1% o tan alta como el 80%. En muchas circunstancias, una revisión de las fuentes locales de exposición probables puede revelar que las diferentes fuentes de agua de consumo humano son menos significativas de lo supuesto y que es sensato asignar una proporción mayor de la exposición total al agua de consumo humano. Las fichas informativas en el capítulo 12 y los documentos de referencia sobre todas las sustancias químicas abordadas en estas Guías http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/ 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 humano el 100% de la IDT durante un periodo breve (por ejemplo, unos pocos días) mientras se realiza una revisión más detallada. 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 buscar 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:

- El valor de referencia para el nitrato es de 50 mg/L, (como ion nitrato), para proteger la salud de la subpoblación más sensible, los lactantes alimentados con biberón. Este valor de referencia se basa en la ausencia de efectos adversos para la salud (metahemoglobinemia y efectos tiroideos) con concentraciones por debajo de 50 mg/L en estudios epidemiológicos. Aunque el valor de referencia se basa en efectos de corto plazo, es protector contra los efectos de largo plazo y en otros grupos de población, como los niños mayores y los adultos. La metahemoglobinemia se complica por la presencia de contaminación microbiana y posterior infección gastrointestinal, lo que puede aumentar el riesgo para este grupo de manera significativa. Por lo tanto, las autoridades deben estar más vigilantes respecto a que el agua que se va a usar para los lactantes alimentados con biberón sea microbiológicamente segura cuando el nitrato está presente en concentraciones cercanas o superiores al valor de la guía. También es particularmente importante asegurarse de que estos lactantes no presenten síntomas de infección gastrointestinal (diarrea). Además, debido a que la ebullición excesiva del agua para garantizar la seguridad microbiológica puede concentrar altos niveles de nitrato en el agua, se debe tener cuidado de asegurar que el agua se caliente solo hasta que llegue al punto de ebullición. En situaciones extremas, se pueden usar fuentes alternativas de agua (por ejemplo, agua embotellada).
- 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 que depende 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.

8. ASPECTOS QUÍMICOS

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. Sin embargo, se deberá procurar determinar si adquieren importancia otros criterios de valoración toxicológicos más importantes para la exposición a corto plazo, como la neurotoxicidad.

Se están desarrollando valores basados en efectos sobre la salud para un pequeño número de sustancias que se usan en cantidades importantes y que con frecuencia están presentes en una emergencia como consecuencia de derrames, generalmente en fuentes de agua superficial. La metodología usada en el cálculo de estos valores basados en efectos sobre la salud se describe a continuación.

Valores basados en efectos sobre la salud en caso de emergencias

Los valores basados en la salud para exposiciones agudas y de corto plazo (denominados valores agudos y de corto plazo basados en la salud) pueden calcularse para cualquier producto químico que se utilice en cantidades significativas y que esté involucrado en una emergencia, como un derrame en fuentes de agua superficial.

La JMPR ha proporcionado orientación respecto al establecimiento de la dosis aguda de referencia (DARf) para plaguicidas (Solecki et al., 2005). Estas DARf pueden utilizarse como base para calcular el valor agudo basado en la salud para plaguicidas en el agua potable; la orientación general también se puede aplicar para calcular las DARf de otros productos químicos. La DARf de la JMPR generalmente se establece para abarcar a toda la población y debe ser adecuada para proteger al embrión o feto de posibles efectos en el útero. Una DARf basada en los efectos del desarrollo (embrión o feto), que se aplica solo a las mujeres en edad fértil, puede ser conservadora y no relevante para otros subgrupos de la población¹.

La DARf puede definirse como la cantidad de un producto químico, expresada usualmente según el peso corporal, que puede ser ingerido en un período de 24 horas o menos sin riesgo apreciable para la salud del consumidor. La mayoría de los conceptos científicos que se aplican en el establecimiento de la IDA o IDT para la exposición crónica son igualmente válidos para el establecimiento de la DARf. Se seleccionarán los resultados toxicológicos más relevantes para una sola exposición o la exposición de un día. En el caso de las DARf para plaguicidas, los posibles resultados finales pertinentes incluyen la hematotoxicidad (incluida la formación de metahemoglobina), la inmunotoxicidad, la neurotoxicidad aguda, la toxicidad hepática y renal (observados en estudios de dosis únicas o en estudios anteriores de dosis repetidas) y efectos endocrinos y en el desarrollo. Se selecciona el estudio más relevante o adecuado en el que se hayan determinado estos resultados finales (en las especies más sensibles o subgrupos más vulnerables) y se establecen los NOAEL. El resultado final más relevante que proporciona el NOAEL más bajo se utiliza entonces

¹ La DARf establecida para plaguicidas por la JMPR se puede encontrar en <http://apps.who.int/pesticide-residues-jmpr-database>.

en el cálculo de la DARf. Los factores de incertidumbre se usan para extrapolar datos de estudios experimentales con animales al ser humano promedio y para comparar la variación de sensibilidad en la población humana. La DARf calculada de esta manera se puede usar para establecer un valor agudo basado en la salud al asignar el 100% de la DARf al agua potable, como sigue:

$$\text{Valor agudo basado en la salud} = \frac{\text{DARf} \times pc \times p}{C}$$

donde:

- pc = peso corporal (60 kg para adultos, 10 kg para niños, 5 kg para lactantes)
- P = fracción de la DARf asignada al agua potable (100%)
- C = consumo diario de agua potable (2 L para adultos, 1 L para niños, 0.75 L para lactantes alimentados con biberón)

Sin embargo, los datos disponibles no permiten la evaluación precisa de la toxicidad aguda para una serie de compuestos de interés. Si no se dispone de datos suficientes de una dosis o de corto plazo, puede utilizarse el resultado final de un estudio de toxicidad de dosis repetidas. Es probable que este tenga un enfoque más conservador, lo que debería establecerse claramente en el cálculo del valor basado en la salud.

Cuando ha ocurrido el derrame de una sustancia en una fuente de agua potable, la contaminación puede estar presente por un período de más de 24 horas, pero no suele estar presente por más de unos pocos días. En estas circunstancias, el uso de datos de estudios de toxicidad de dosis repetidas es apropiado para calcular el valor de corto plazo basado en la salud (con el enfoque descrito en la sección 8.2.2). Como el período de exposición utilizado en estos estudios suele ser mucho más extenso que unos pocos días, es probable también que este sea un enfoque conservador.

Si existe la necesidad de una respuesta rápida y no hay datos suficientes que estén disponibles para establecer una DARf, pero se cuenta con un valor de referencia o un valor basado en la salud para el producto químico de interés, un enfoque pragmático sería asignar una proporción más alta de la IDA o IDT al agua potable. Dado que la IDA o la IDT tienen por objeto proteger la exposición durante toda una vida, las pequeñas superaciones de la IDA o IDT durante períodos cortos no serán una preocupación importante para la salud. En estas circunstancias, sería razonable permitir que el 100% de la IDA o IDT provenga del agua potable durante un período corto.

Evaluación de fuentes de importancia local de la sustancia en cuestión por otras vías de exposición

Las fuentes de información más útiles sobre la exposición local a sustancias por los alimentos y, en menor grado, por el aire y por otras vías ambientales suelen ser organismos públicos que se ocupan de la contaminación de los alimentos y del 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 empleo potencial de un producto químico y de si sería probable que entrara en la cadena alimentaria. Puede obtenerse más información en el documento complementario *Chemical safety of drinking-water* (Anexo 1).

8. ASPECTOS QUÍMICOS

Subpoblaciones sensibles

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 en función del peso corporal (por ejemplo, los lactantes alimentados con biberón) o la existencia de una vulnerabilidad particular (por ejemplo, de la hemoglobina fetal al nitrato y nitrito). Sin embargo, 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 humano en un incidente es mayor que la IDT o la IDA 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 de mitigación específicas que afectan la evaluación de riesgos

Estas medidas se refieren a las actuaciones en el ámbito local o en los hogares que pueden afectar la presencia de un contaminante específico. 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.

8.7.6 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 costosa y podrá 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 recolección 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 microbiológicos u otros contaminantes químicos.

8.7.7 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 humano como consecuencia de vertidos pueden generar problemas organolépticos. En estas circunstancias, el agua de consumo humano puede resultar tan desagradable que el agua resulte imbebible o que los consumidores recurran a otras fuentes de agua de consumo humano 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.

8.7.8 Seguridad de la adopción de medidas correctivas, 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 plan de seguridad del agua 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.

8.7.9 Mezclas

Un vertido puede contener más de un contaminante potencialmente peligroso para la salud (ver la sección 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.

8.7.10 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 (ver la sección 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 fuentes de agua alternativas, 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

8. ASPECTOS QUÍMICOS

contaminante o por su inhalación. También pueden emitir 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 emisión 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 emitir 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 la sección 4.4.3, los protocolos deben proporcionar la siguiente información a la población general y a grupos específicos:

- criterios que determinarán la emisión y revocación de las recomendaciones;
- actividades afectadas por la recomendación;
- otras fuentes de agua segura 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 específicas;
- 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 microbiológica— 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;
- olor o sabor significativos, sin fuente conocida o que pudieran generar ansiedad considerable en la población.

Cuando se emiten recomendaciones de evitar el consumo de agua, deben proporcionar información sobre las mismas cuestiones incluidas en las recomendaciones de hervir el agua (ver la sección 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 elevadas de contaminantes que únicamente son preocupantes desde el punto de vista del consumo de agua para beber o cocinar, se podría recomendar a la población que evite consumir el agua para beber, elaborar alimentos y bebidas frías, fabricar hielo y para actividades de higiene personal, tales 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, podría recomendarse a la población que no utilice el agua para beber, cocinar, lavarse los dientes, ni bañarse o ducharse. Por otro lado, puede emitirse una recomendación específica de evitar el consumo de agua cuando exista la posibilidad de que la contaminación pueda afectar a subgrupos de población vulnerables, tales 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 generalmente se basarán en pruebas de que se ha eliminado la fuente de las concentraciones altas de contaminantes peligrosos, que los sistemas de distribución se han purgado adecuadamente y que el agua es segura para beber y para otros usos. En edificios, deben evacuarse o eliminarse también los depósitos y las instalaciones internas de gasfitería.

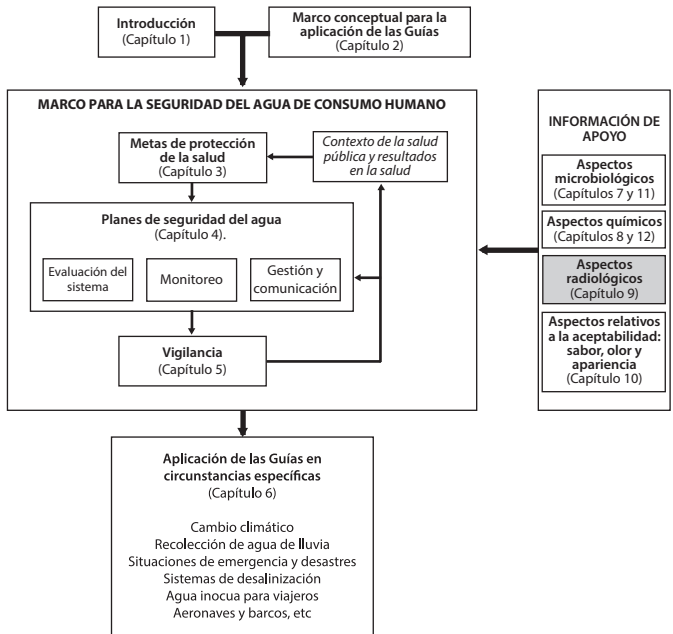
9

Aspectos radiológicos

El agua de consumo humano puede contener sustancias radiactivas ("radionúclidos") que podrían presentar un riesgo para la salud humana. Estos riesgos son normalmente pequeños en comparación con los riesgos derivados de microorganismos y sustancias químicas que pueden estar presentes en el agua de consumo humano. Salvo en circunstancias extremas, la dosis de radiación resultante de la ingestión de radionúclidos en el agua de consumo humano

es mucho menor que la proveniente de otras fuentes de radiación. El objetivo de este capítulo es proporcionar criterios para evaluar la seguridad del agua de consumo humano con respecto a su contenido de radionúclidos y ofrecer orientación sobre la reducción de riesgos para la salud mediante la adopción de medidas que reduzcan las concentraciones de radionúclidos y, por lo tanto, las dosis de radiación en situaciones en las que se consideren necesarias.

En cuanto a la evaluación de los riesgos para la salud, en estas Guías no se hace distinción entre los radionúclidos de origen natural y los que se derivan de actividades humanas. Sin embargo, se hace la diferenciación en términos de gestión de riesgos, porque en principio, los radionúclidos hechos por el hombre a menudo se pueden controlar en el punto de ingreso al sistema de abastecimiento de agua. En contraste, los radionúclidos naturales pueden entrar potencialmente al suministro de agua en



cualquier punto o en varios puntos, antes de su consumo. Por esta razón, es más difícil el control de los radionúclidos de origen natural en el agua de consumo humano.

Los radionúclidos de origen natural presentes en el agua de consumo humano suelen tener dosis de radiación superiores a los radionúclidos producidos artificialmente y, por tanto, son de mayor preocupación. Los riesgos radiológicos se controlan mejor a través de un enfoque de gestión de riesgos de tipo preventiva que tiene como marco la seguridad del agua de consumo humano (ver capítulo 2) y el plan de seguridad del agua (ver capítulo 4). Al considerar las medidas que se deben tomar para evaluar y gestionar los riesgos radiológicos, se tendrá cuidado de asegurar que los escasos recursos se inviertan en atender problemas más importantes de la salud pública.

Los niveles de detección y los niveles de referencia respecto a la radiactividad que se presentan en estas Guías se basan en las últimas recomendaciones de la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP, 2008).

Algunos sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, en particular los que tienen como fuente aguas subterráneas, pueden contener radón, un gas radiactivo. Aunque el radón puede ingresar al aire interior de los edificios a través del agua de los grifos o emisión de gas del agua al ducharse, la fuente más significativa de radón en el aire de interiores proviene de la acumulación natural en el medio ambiente. Una evaluación internacional de datos de investigación (UNSCEAR, 2000) ha concluido que, en promedio, el 90% de la dosis que se le atribuye al radón en el agua de consumo humano proviene de la inhalación antes que de la ingestión. En consecuencia, no suele ser necesario establecer niveles de detección y niveles de referencia para limitar la dosis de la ingesta de radón contenido en el agua de consumo humano. Las medidas de detección para las actividades alfa y beta totales incluirán la contribución de los descendientes (progenie) del radón, que es la principal fuente de dosis de ingestión de radón en los suministros de agua de consumo humano. Esto se discute con más detalle en la sección 9.7.

9.1 Fuentes¹ de exposición a la radiación y efectos sobre la salud

La radiactividad de varias fuentes naturales y la creada por el hombre está presente en todo el entorno. Algunos elementos químicos del medio ambiente son radiactivos de forma natural. Estos se encuentran en cantidades variables en el suelo, el agua, el aire libre y de interiores e incluso dentro de nuestros cuerpos, de modo que la exposición a ellos es inevitable. Además, la Tierra es bombardeada constantemente con partículas de alta energía procedentes tanto del Sol como de fuera del sistema solar. Colectivamente, a estas partículas se les denomina radiación cósmica. Todo el mundo recibe una dosis de radiación cósmica, la que está influenciada por la latitud, longitud y altura sobre el nivel del mar.

Hoy en día, el uso de la radiación en la medicina para el diagnóstico y tratamiento es la fuente más grande de exposición a la radiación creada por el hombre. La prueba de armas nucleares, las descargas de rutina de las instalaciones industriales y de los

¹ En este capítulo, cuando aparece el término “fuente” sin ninguna otra referencia, debe entenderse en el contexto de “fuente de radiación”. En otros casos, se provee información adicional (p. ej., “fuente de agua”).

centros de atención médica, y los accidentes, como el de Chernobyl, han añadido a nuestro medio ambiente radionúclidos manufacturados por el hombre.

El Comité Científico de Naciones Unidas sobre los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR, 2008) ha estimado que la dosis promedio global que recibe una persona al año de todas las fuentes de radiación en el medio ambiente es de aproximadamente 3.0 mSv/año (ver el recuadro 9.1). De esa cantidad, el 80% (2.4 mSv) proviene de fuentes naturales de radiación, el 19.6% (casi 0.6 mSv) se debe al uso de radiación para el diagnóstico médico y el 0.4% restante (alrededor de 0.01 mSv) se debe a otras fuentes de radiación hecha por el hombre (ver figura 9.1). Puede haber gran variabilidad en la dosis que reciben los miembros individuales de la población, dependiendo de donde vivan, sus preferencias alimenticias y otras opciones según el estilo de vida. Las dosis de radiación individual también pueden variar en función de los tratamientos médicos y la exposición ocupacional. En el cuadro 9.1 (UNSCEAR, 2008) se presentan las dosis promedio anuales y rangos típicos de las dosis individuales procedentes de fuentes naturales.

Recuadro 9.1 Términos claves, cantidades y unidades

Becquerel (Bq)—El becquerel es la unidad de radiactividad en el Sistema Internacional de Unidades (abreviado SI del francés *Système international d'unités internationales*), que corresponde a la desintegración radiactiva por segundo. En el caso del agua de consumo humano, es usual referirse a la concentración de la actividad, expresada en unidades de Bq/l.

Dosis efectiva—Cuando la radiación interactúa con los tejidos y órganos del cuerpo, la dosis de radiación recibida depende de factores tales como el tipo de radiación, la parte del cuerpo afectada y la vía de exposición. Esto significa que 1 Bq de radiactividad no siempre tendrá la misma dosis de radiación. Se ha creado la unidad llamada "dosis efectiva" para dar cuenta de las diferencias entre los diferentes tipos de radiación, de manera que sus impactos biológicos puedan compararse directamente. La dosis efectiva se expresa en unidades SI llamadas sieverts (Sv). El sievert es una unidad muy grande, por lo que a menudo es más práctico hablar en términos de milisieverts (mSv). Hay 1000 mSv en 1 Sv.

Semivida efectiva—Los radioisótopos tienen una semivida "física", que es el período de tiempo que tarda la mitad de los átomos en desintegrarse. La semivida física de los radioisótopos puede variar desde unos pocos microsegundos hasta miles de millones de años. Cuando un radioisótopo está presente en un organismo vivo, puede ser excretado. La velocidad de esta eliminación está influenciada por factores biológicos conocidos como la semivida "biológica". La semivida efectiva es la tasa real de reducir a la mitad la radiactividad en un organismo vivo determinada tanto por las semividas físicas como biológicas. Si bien para algunos radionúclidos los procesos biológicos son dominantes, para otros, la desintegración física es la influencia dominante.

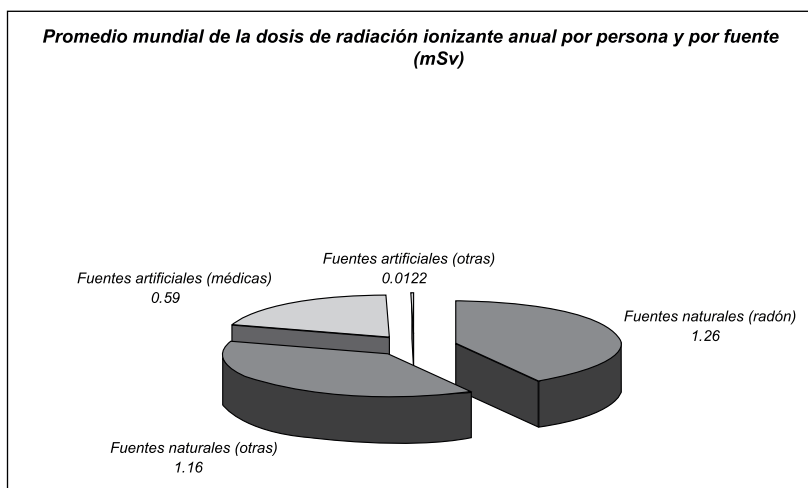


Figura 9.1 Distribución promedio de la exposición a la radiación para la población mundial

Cuadro 9.1 Dosis promedio de radiación de fuentes naturales

| Fuente | Promedio mundial de la dosis efectiva anual (mSv) | Intervalo típico (mSv) |
|--|---|------------------------|
| Exposición externa | | |
| Rayos cósmicos | 0.39 | 0.3-1 ^a |
| Radiación terrestre (en exteriores e interiores) | 0.48 | 0.3-1 ^b |
| Exposición interna | | |
| Inhalación (radón principalmente) | 1.26 | 0.2-10 ^c |
| Ingestión (alimentos y agua de consumo humano) | 0.29 | 0.2-1 ^d |
| Total | 2.4 | 1-13 |

^a Rango desde el nivel del mar hasta terrenos elevados.

^b Dependiendo de la composición de radionúclidos del suelo y de los materiales de construcción.

^c En función de la acumulación del gas radon en el aire de interiores.

^d Dependiendo de la composición de radionúclidos en los alimentos y el agua de consumo humano.

Fuente: Adaptado de UNSCEAR (2008)

9.1.1 Exposición a la radiación por el agua de consumo humano

Las fuentes de agua pueden contener radionúclidos de origen natural y artificial (es decir, hechos por el hombre):

- Los radionúclidos naturales, incluidos el potasio-40, y los de la serie de desintegración del torio y uranio, en particular, el radio-226, radio-228, uranio-234, uranio-238 y plomo-210, se pueden encontrar en el agua, debido a procesos naturales (p. ej., la absorción del suelo) o a procesos tecnológicos relacionados con materiales radiactivos naturales (p. ej. la minería y el procesamiento de arenas minerales o la producción de fertilizantes fosfatados).
- Los radionúclidos hechos por el hombre pueden estar presentes en el agua provenientes de varias fuentes, tales como:

9. ASPECTOS RADIOLÓGICOS

- radionúclidos vertidos por instalaciones que usan combustible nuclear;
- radionúclidos manufacturados (producidos y utilizados sin cierre hermético en la medicina o en la industria) que ingresan al sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, debido a descargas regulares o accidentales;
- radionúclidos liberados en el pasado al medio ambiente, incluidas las fuentes de agua de consumo humano.

9.1.2 Efectos sobre la salud por la exposición a la radiación a través del agua de consumo humano

La protección contra las radiaciones se basa en la suposición de que cualquier exposición a la radiación implica cierto nivel de riesgo. Para las exposiciones prolongadas, como es el caso de la ingestión de agua de consumo humano que contenga radionúclidos durante periodos prolongados de tiempo, se dispone de evidencia de un mayor riesgo de cáncer en los seres humanos cuando las dosis son superiores a 100 mSv (Brenner et al., 2003). Por debajo de esta dosis, no ha sido identificado a través de estudios epidemiológicos el aumento del riesgo. Se supone que existe una relación lineal entre la exposición y el riesgo, sin valor umbral por debajo del cual no hay riesgo. El criterio de dosis individual (CDI) de 0.1 mSv/año representa un nivel de riesgo muy bajo y no se espera que dé lugar a ningún efecto adverso detectable para la salud.

9.2 Justificación de los niveles de detección y niveles de referencia

Las Guías actuales se basan en el enfoque propuesto por la ICIPR para situaciones de exposición a la radiación prolongada del público. De acuerdo con la ICRP, en situaciones de exposición planificada (ver Recuadro 9.2), es prudente restringir el componente prolongado de la dosis individual a 0.1 mSv en un año determinado (ICRP, 2000). Se reconoce que la exposición a los radionúclidos en el agua de consumo humano puede ser consecuencia de una situación de exposición planificada, pero es más probable que se trate de una situación de exposición existente. En lugar de adoptar un enfoque diferente que dependa si los radionúclidos son de origen natural o hechos por el hombre, se adoptó un enfoque pragmático y conservador, con un CDI de 0.1 mSv en el consumo de agua de consumo humano durante un año, sin importar el origen de la radionúclidos (ver Recuadro 9.3).

Los niveles de detección y los niveles de referencia son conservadores y no deben interpretarse como límites obligatorios. El hecho de exceder un nivel de referencia debe tomarse como un motivo para realizar una mayor investigación, pero no necesariamente como una indicación de que el agua de consumo humano no es segura.

Recuadro 9.2 Situaciones de exposición a la radiación

La ICRP (2008) distingue tres tipos de situaciones de exposición a la radiación—planificada, existente y la exposición debido a una emergencia:

- Una situación de *exposición planificada* es la que se deriva de la operación planificada de una fuente de radiación o de una actividad planificada que resulta en una exposición a una fuente de radiación (p. ej., la exposición a una fuente de radiación durante un procedimiento médico para el diagnóstico o tratamiento).
- Una situación de *exposición existente* es aquella que ya existe cuando se debe tomar una decisión sobre la necesidad de control (p. ej., la exposición al radón en el interior de las viviendas).
- Una situación de *exposición debido a una situación de emergencia* es aquella que surge como resultado de un accidente, un acto malicioso o cualquier otro acontecimiento inesperado. Las presentes Guías no se aplican en situaciones de exposición debido a situaciones de emergencia (vea el capítulo 6).

En la segunda edición de las Guías, el CDI de 0.1 mSv/año se basó en los niveles de detección de la actividad alfa total y la actividad beta total de 0.1 Bq/l y 1 Bq/l, respectivamente. Este CDI representa menos del 5% de la dosis promedio anual atribuible a la radiación de origen natural (ver sección 9.1). La experiencia posterior indicó que, en la práctica, no se excedería usualmente la dosis anual de 0.1 mSv si la actividad alfa total era igual o inferior de 0.5 Bq/l. Por esta razón, en la tercera edición de las Guías, el CDI se basó en los niveles de detección de 0.5 Bq/l para la actividad alfa total y 1 Bq/l para la actividad beta total. Este cambio se mantiene en la edición actual de las Guías.

Recuadro 9.3 Criterio de la dosis individual (CDI) y los riesgos para la salud

El riesgo adicional para la salud debido a la exposición a una dosis anual de 0.1 mSv asociada con la ingesta de radionúclidos del agua de consumo humano se considera que es baja por las siguientes razones:

- Existe gran variación en las dosis individuales de radiactividad natural en el medio ambiente. El promedio es de alrededor de 2.4 mSv/año, pero en algunas partes del mundo, las dosis promedio pueden ser hasta 10 veces más alta (es decir, 24 mSv/año) sin ningún tipo de aumento de riesgos para la salud, según lo observado en estudios de población a largo plazo (Tao, 2000; Nair et al, 2009). Un CDI de 0.1 mSv/año, por lo tanto, representa una pequeña adición a los niveles naturales.
- El coeficiente de riesgo nominal para la incidencia de cáncer inducido por la radiación es $5.5 \times 10^{-2}/\text{Sv}$ (ICRP, 2008). Si se multiplica esto por un CDI de 0.1 mSv/año del agua de consumo humano, se estima un riesgo de cáncer anual de aproximadamente 5.5×10^{-6} .

9.3 Monitoreo y evaluación de radionúclidos disueltos

La metodología de evaluación recomendada para el control de riesgos para la salud derivados de radionúclidos del agua de consumo humano se resume en el recuadro 9.4 y se ilustra en la figura 9.2.

Recuadro 9.4 Metodología de evaluación recomendada

La metodología de evaluación que se recomienda para controlar los riesgos para la salud provenientes de radionúclidos del agua de consumo humano consta de cuatro pasos:

- 1) Se adopta un CDI de 0.1 mSv por año de consumo del agua de consumo humano.
- 2) La detección inicial se lleva a cabo tanto para la actividad alfa total como para la actividad beta total. Si las concentraciones de actividad medidas están por debajo de los niveles de detección de 0.5 Bq/l para la actividad alfa total y 1 Bq/l para la actividad beta total, no se requiere ninguna otra acción.
- 3) Si se excede cualquiera de los niveles de detección, se deberá determinar las concentraciones de radionúclidos individuales y comparar con los niveles de referencia (vea el cuadro 9.2).
- 4) El resultado de esta evaluación adicional podría indicar que no se requiere ninguna acción o que es necesario realizar una evaluación adicional antes de tomar la decisión sobre la necesidad de adoptar medidas para reducir la dosis.

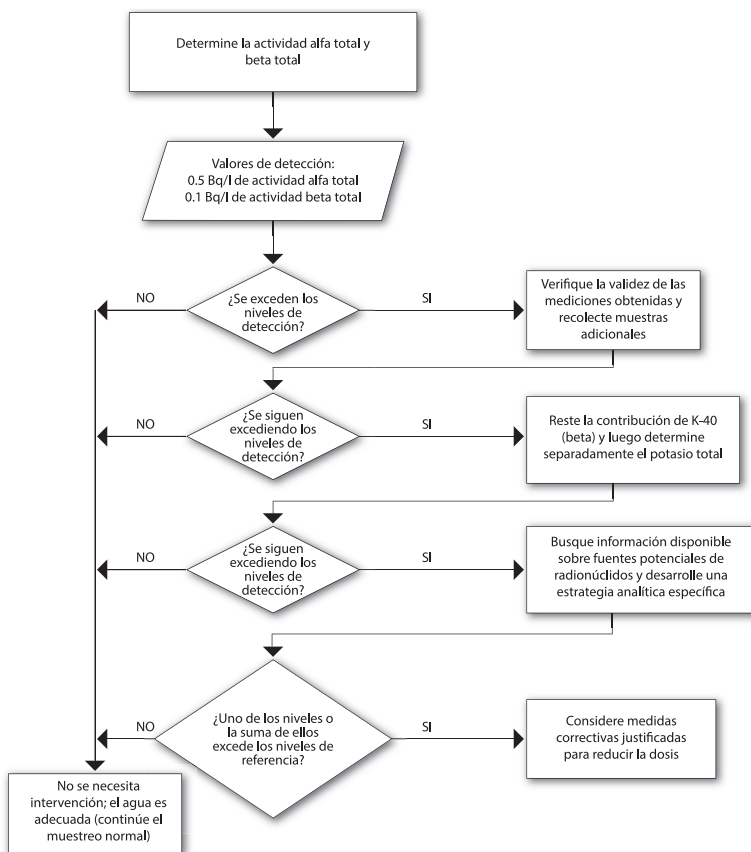


Figura 9.2 Aplicación de los niveles de detección y de referencia para radionúclidos en el agua de consumo humano

9.3.1 Análisis de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano

El proceso de identificar radionúclidos individuales en el agua de consumo humano y determinar su concentración consume tiempo y es costoso. Dado que, en la mayoría de las circunstancias, las concentraciones son bajas, los análisis detallados normalmente no se justifican para el monitoreo de rutina. Un enfoque más práctico es usar un procedimiento de detección, en el que primero se determina la radiactividad total presente en forma de radiación alfa y beta, sin tener en cuenta la identidad de radionúclidos específicos.

Estas mediciones son adecuadas como procedimiento de detección preliminar para determinar si es necesario hacer análisis más detallados de radioisótopos específicos. También se pueden utilizar para detectar cambios en las características radiológicas de la fuente de agua para de consumo humano, así como para identificar las tendencias espaciales o temporales respecto al contenido de radionúclidos en el agua de consumo humano.

9. ASPECTOS RADIOLÓGICOS

Los niveles de detección en el agua de consumo humano, por debajo de los cuales no se requiere ninguna acción, son 0.5 Bq/l para la actividad alfa total y 1 Bq/l para la actividad beta total. Si no se excede ninguno de estos valores, el CDI de 0.1 mSv/año tampoco se excederá. Se recomienda el uso de estos niveles de detección, ya que maximizan tanto la confiabilidad como la efectividad en función de los costos de la evaluación del contenido de radionúclidos en el agua de consumo humano

Los radionúclidos que emiten actividad beta de baja energía, como el tritio, y algunos radionúclidos gaseosos o volátiles, como el yodo, no serán detectados por las mediciones estándar de actividad total. No es necesario realizar análisis de rutina para estos radionúclidos, pero si hay razones para creer que puedan estar presentes, se deben usar técnicas de muestreo y de medición específicas para los radionúclidos de interés.²

Las mediciones de actividad beta total incluyen la contribución del potasio-40, un emisor beta que se presenta de manera natural en una proporción fija respecto al potasio estable. El potasio es un elemento esencial para los seres humanos y se absorbe principalmente a través de los alimentos. Si se excede el nivel de detección de 1 Bq/l para la actividad beta total, se debe restar la contribución del potasio-40 a la actividad beta y luego se debe determinar de manera separada el potasio total. La actividad beta del potasio-40 es 27.9 Bq/g de potasio estable, que es el factor que se debe utilizar para calcular la actividad beta generada por el potasio-40.

9.3.2 Estrategia para evaluar el agua de consumo humano si se exceden los niveles de detección

Si se excede cualquiera de los niveles de detección, entonces se identificarán los radionúclidos específicos y se medirán sus concentraciones de actividad individual. Esto permitirá que se calcule la contribución de cada radionúclido con el CDI. Si se satisface la siguiente fórmula aditiva, entonces no se requerirá ninguna otra acción:

$$\sum_i \frac{C_i}{GL_i} \leq 1$$

donde:

- C_i** = la medición de la concentración de actividad del radionúclido *i*, y
- GL** = el nivel de referencia (vea los cuadros 9.2 y A6.1 en el Anexo 6) del radionúclido *i* que, con una ingesta de 2 litros/día durante 1 año, dará como resultado una dosis efectiva de 0.1 mSv/año.

Si se excede uno de los niveles de referencia, entonces la suma excederá la unidad. La suma también puede exceder la unidad incluso si no se excede ninguno de los niveles de referencia individuales. Cuando la suma excede la unidad en una sola muestra, el CDI de 0.1 mSv/año se excederá solo si la exposición a las mismas concentraciones medidas continúa por un año completo. *Por lo tanto, este resultado no implica en sí mismo que el agua sea inadecuada para el consumo.*

² Las referencias sobre métodos analíticos y tecnologías de tratamiento específicos para radionúclidos se proporcionan en el Anexo 6.

9.3.3 Estrategia para evaluar el agua de consumo humano si se exceden los niveles de referencia

La dosis anual de 0.1 mSv es un pequeño porcentaje de la dosis promedio de radiación que recibe cualquier persona. Tanto los niveles de detección como los niveles de referencia son valores muy conservadores que permiten a las autoridades nacionales determinar, sin mayor consideración, que el agua de consumo humano es apta desde el punto de vista radiológico. Las experiencias nacionales han demostrado que la gran mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua cumplen con estos criterios.

Ocasionalmente, puede ocurrir que los niveles de referencia excedan de manera consistente un radionúclido específico o una combinación de ellos. En ese caso, las autoridades nacionales tendrán que tomar una decisión respecto a la necesidad de implementar medidas correctivas o restringir el uso continuo del suministro de agua para beber.

Desde el punto de vista radiológico, una de las consideraciones más importantes es saber en qué medida se exceden los niveles de referencia. Las *Normas básicas internacionales de seguridad para la protección contra la radiación ionizante y para la seguridad de las fuentes de radiación* abordan el agua de consumo humano en el capítulo sobre las situaciones de exposición existentes e incluyen el requisito de que las dosis individuales anuales más altas provenientes de agua de consumo no excedan el valor de aproximadamente 1 mSv³. Esto no debería ser considerado como una dosis "aceptable" o como un límite de la dosis, y se deberá hacer todos los esfuerzos razonables para minimizar las dosis recibidas. Cada situación será diferente y los factores no radiológicos, como los costos de remediación y la disponibilidad de otros sistemas de abastecimiento de consumo humano, tendrán que ser considerados para llegar a una decisión final. Las autoridades nacionales también tienen que ser conscientes de que los radionúclidos como el uranio, son tóxicos químicamente y que las concentraciones permisibles en el agua de consumo humano se pueden determinar por un radioisótopo toxicológico antes que por sus propiedades radiactivas (ver capítulo 12).

9.3.4 Frecuencia del muestreo

Los criterios para el monitoreo de la contaminación radiológica del agua de consumo humano se deben desarrollar teniendo en cuenta los recursos disponibles y el potencial de riesgos radiológicos. Este monitoreo no debe interferir en la evaluación y la gestión adecuada de los riesgos microbiológicos y químicos. Cuando se considere un nuevo sistema de abastecimiento de agua, se deberán tomar muestras para determinar su idoneidad como fuente de agua de consumo humano en tanto que los sistemas existentes necesitarían ser monitoreados con una baja frecuencia. La frecuencia de muestreo se deberá reducir si el sistema de abastecimiento de agua tiene características adecuadas y las concentraciones medidas se encuentran siempre por debajo de los niveles de detección. Sin embargo, la toma de muestras deberá ser más frecuente si existen fuentes cercanas de contaminación potencial por radionúclidos o si se espera que haya cambios rápidos con el tiempo. La frecuencia del muestreo se debe mantener, o incluso aumentar, si las concentraciones se aproximan a los niveles de detección o si la suma de las proporciones de las concentraciones observadas de radionúclidos

³ Serie de Estándares Seguridad de la OIEA No. GSR Parte 3. Organismo Internacional de Energía Atómica (OIEA), Viena (edición revisada, en elaboración).

individuales respecto a sus niveles de referencia se aproxima a la unidad. Para la frecuencia del muestreo se debe desarrollar un enfoque gradual en consonancia con el grado de contaminación, la fuente de abastecimiento (es decir, si son aguas superficiales o subterráneas), el tamaño de la población atendida, la variabilidad esperada de las concentraciones de radionúclidos y la disponibilidad y los resultados de los reportes históricos del monitoreo. Existen normas internacionales disponibles relacionadas con la evaluación de la calidad radiológica del agua, que incluyen los procedimientos de muestreo (p. ej., la conservación y manejo de las muestras) y programas (Standards Australia & Standards New Zealand, 1998; ISO, 2003, 2006a, b, 2009a).

9.4 Niveles de referencia para radionúclidos que se encuentran comúnmente en el agua de consumo humano

En el cuadro 9.2. se presentan los niveles de referencia establecidos para radionúclidos de origen natural y manufacturados por el hombre que se detectan con mayor frecuencia en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, así como para radionúclidos manufacturados por el hombre que son relevantes potencialmente en situaciones de exposición prolongada derivadas de situaciones de emergencia nuclear. También se incluyen los coeficientes de las dosis respectivas para adultos (OIEA, 1996; ICRP, 1996).

El nivel de referencia de cada radionúclido del cuadro 9.2 representa la concentración, que si estuviera presente en el agua de consumo humano que se consume durante todo un año, daría lugar a una dosis individual de 0.1 mSv.

Los niveles de referencia se calcularon con los coeficientes de dosis para adultos. No hubo pruebas suficientes para establecer niveles de referencia separados por grupos de edad. Aunque los lactantes y los niños consumen un volumen medio más bajo de agua de consumo humano, los coeficientes de las dosis que dependen de la edad son más altos para los niños que para los adultos, pues toman en cuenta la mayor absorción o las tasas metabólicas. En el caso de contaminación prolongada de la fuente de agua, se puede considerar la evaluación de las dosis que reciben los lactantes y niños.

Los niveles de referencia se aplican de manera rutinaria ("normal") a las condiciones de funcionamiento de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano existentes o nuevos. No se aplican durante una situación de exposición de emergencia relacionada con la liberación de radionúclidos en el medio ambiente. Sin embargo, los niveles de referencia se aplican nuevamente una vez que las autoridades competentes hayan declarado el fin de una situación de exposición de emergencia. En la sección 6.7 y en varias publicaciones (OIEA, 2002; OIEA y OMS, 2005, 2010; ICRP, 2009a) se proporciona orientación adicional.

Los niveles de referencia para radionúclidos en el agua de consumo humano se calcularon con la siguiente ecuación:

$$GL = \frac{CDI}{h_{ing} \times q}$$

donde:

GL = nivel de referencia del radionúclido en el agua de consumo humano (Bq/l)

CDI = Criterio de dosis individual, igual a 0.1 mSv/año en este cálculo

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

h_{ing} = coeficiente de la dosis de ingestión para adultos (mSv/Bq)
 q = volumen anual de agua potable ingerido, se supone 730 litros/año
 (equivalente al estándar de 2 litros/día propuesto por la OMS para el consumo de agua de consumo humano)

Cuadro 9.2 Niveles de referencia para radionúclidos comunes^a naturales y artificiales

| Categoría | Radionúclido | Coefficiente de la dosis (Sv/Bq) | Nivel de referencia ^b (Bq/l) |
|--|---------------------------|----------------------------------|---|
| Isótopo radiactivo de origen natural que inicia la serie de desintegración del uranio ^c | Uranio-238 | 4.5×10^{-8} | 10 |
| Isótopos radiactivos de origen natural que pertenecen a la serie de desintegración del uranio | Uranio-234 | 4.9×10^{-8} | 1 |
| | Torio-230 | 2.1×10^{-7} | 1 |
| | Radio-226 | 2.8×10^{-7} | 1 |
| | Plomo-210 | 6.9×10^{-7} | 0.1 |
| | Polonio-210 | 1.2×10^{-6} | 0.1 |
| Isótopo radiactivo de origen natural que inicia la serie de desintegración del torio | Torio-232 | 2.3×10^{-7} | 1 |
| Isótopos radiactivos de origen natural que pertenecen a la serie de desintegración del torio | Radio-228 | 6.9×10^{-7} | 0.1 |
| | Torio-228 | 7.2×10^{-8} | 1 |
| Radionúclidos artificiales que pueden ser liberados al ambiente como parte de los productos de fisión que se encuentran en las emisiones de reactores o en pruebas de armas nucleares | Cesio-134 ^d | 1.9×10^{-8} | 10 |
| | Cesio-137 ^d | 1.3×10^{-8} | 10 |
| | Estroncio-90 ^d | 2.8×10^{-8} | 10 |
| Radionúclido artificial que puede ser liberado al ambiente como producto de la fisión (véase a continuación). También se usa en procedimientos de medicina nuclear, por lo que puede ser vertido a cuerpos de agua a través del efluente del alcantarillado. | Yodo-131 ^{d,e} | 2.2×10^{-8} | 10 |
| Isótopo radiactivo del hidrógeno manufacturado como producto de la fisión de reactores de energía nuclear y de pruebas de armas nucleares. Puede presentarse en cantidades muy pequeñas de forma natural en el ambiente. Su presencia en el agua sugiere la posibilidad de contaminación industrial. | Tritio ^e | 1.8×10^{-11} | 10 000 |
| Isótopo radiactivo natural distribuido ampliamente en la naturaleza, que está presente en compuestos orgánicos y en el cuerpo humano. | Carbono-14 | 5.8×10^{-10} | 100 |
| Isótopo artificial que se forma en reactores nucleares, que también existe en cantidades traza en yacimientos naturales de uranio. | Plutonio-239 ^d | 2.5×10^{-7} | 1 |
| Subproducto del isótopo artificial que se forma en reactores nucleares. | Americio-241 ^d | 2.0×10^{-7} | 1 |

^a Esta lista no es exhaustiva. En determinadas circunstancias, se deberían investigar otros radionúclidos (vea el Anexo 6).

^b Los niveles de orientación se redondearon a la cifra más cercana promediando los valores de la escala logarítmica (a 10n si el valor calculado era inferior a $3 \times 10n$ y a $10n+1$ si el valor era $3 \times 10n$ o superior). Por ejemplo, si el valor calculado era 2 Bq/L (es decir, 2×100), el nivel de la guía se redondeó a 100 (es decir = 1) mientras que si el valor calculado era 3 Bq/L, (es decir, 3×100 o superior), el nivel de la guía se redondeó a 101 (es decir = 10).

^c Se proporcionan niveles de referencia separados para radioisótopos individuales del uranio en términos de radiactividad (es decir, expresada en Bq/l). El valor de referencia provisional para el contenido total de uranio en el agua de consumo humano es de 30 $\mu\text{g/l}$ en función de su toxicidad química, que es predominante en comparación con su toxicidad radiológica (vea el capítulo 12).

^d Estos radionúclidos pueden no aparecer en el agua de consumo humano en situaciones normales o se pueden encontrar en dosis que son demasiado bajas para ser relevantes en la salud pública. Por lo tanto, son de menor prioridad para la investigación una vez que se haya determinado su nivel de detección.

9. ASPECTOS RADIOLÓGICOS

^c Aunque el yodo y el tritio no serán detectados por mediciones estándar de la actividad total ni por análisis de rutina, la detección de estos radionúclidos no suele ser necesaria; si hay razones para creer que puedan estar presentes, se deben usar técnicas de muestreo y medición para radionúclidos específicos. Esta es la razón de incluirlos en este cuadro.

9.5 Métodos analíticos

9.5.1 Medición de las concentraciones de radiactividad alfa total y beta total

Para analizar la actividad alfa total y beta total en el agua de consumo humano (excluido el radón), el enfoque más común es evaporar a sequedad un volumen conocido de la muestra y medir la actividad del residuo. Como la radiación alfa se absorbe fácilmente en una capa delgada de material sólido, la confiabilidad y la sensibilidad del método para la determinar la actividad alfa pueden ser reducidas en muestras con alto contenido de sólidos disueltos totales (SDT). Cuando sea posible, se deben utilizar métodos estandarizados para determinar las concentraciones de actividades alfa y beta totales. Los procedimientos para este análisis se listan en el cuadro 9.3.

Cuadro 9.3 Métodos de análisis de la actividad alfa total y beta total en el agua potable

| Método (referencia) | Técnica | Límite de detección | Aplicación |
|---|-----------------|---------------------|---|
| Organización Internacional de Normalización: ISO 9696 para alfa total (ISO, 2007) ISO 9697 para beta total (ISO, 2008) ISO 10704 para alfa total y beta total (ISO, 2009b) | Evaporación | 0.02–0.1 Bq/l | Aguas subterráneas con menos de 0.1 g/l de STD |
| American Public Health Association (APHA et al., 2005) | Coprecipitación | 0.02 Bq/l | Aguas superficiales y subterráneas (los STD no son un factor) |

La determinación de la actividad beta total con el método de evaporación incluye la contribución del potasio-40. Por lo tanto, se requiere un análisis adicional del potasio total si se excede el valor de detección beta total.

La técnica de coprecipitación (APHA et al, 2005) excluye la contribución del potasio-40; por lo tanto, no es necesaria la determinación del potasio total. Este método no es aplicable para evaluar muestras de agua que contienen productos de la fisión, como el cesio-137. Sin embargo, en circunstancias normales, las concentraciones de los productos de la fisión en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano son extremadamente bajas.

9.5.2 Medición de radionúclidos específicos

Si se excede algún nivel de detección de la actividad alfa total o beta total, entonces se deben identificar y medir las concentraciones de la actividad individual de los radionúclidos específicos.

Las referencias para los métodos analíticos que se aplican a radionúclidos específicos figuran en el Anexo 6. La información sobre la medición de las concentraciones de radón en el agua se proporciona en la sección 9.7.4.

9.6 Medidas correctivas

Si se está excediendo el CDI de 0.1 mSv/año, entonces la autoridad reguladora debe examinar las opciones disponibles para reducir la dosis. Cuando se plantean las medidas correctivas, en primer lugar se debe justificar cualquier estrategia considerada (en el sentido de que se logra un beneficio neto). Toda decisión que altere la situación de exposición a la radiación debería hacer para mejorar la calidad del agua de consumo humano. Esto significa que al reducir la exposición existente, se logrará un beneficio individual o social suficiente para compensar el perjuicio que causa (ICRP, 2008).

Una vez que se justifica la acción correctiva, a continuación se debe optimizar la protección de acuerdo con las recomendaciones de la ICRP (2008). El principio de la optimización de la protección implica que la probabilidad de incurrir en exposiciones, que el número de personas expuestas y que la magnitud de sus dosis individuales se deberá mantener tan bajos como sea razonablemente posible, teniendo en cuenta los factores económicos y sociales.

Cuando el agua de la fuente tiene concentraciones inaceptablemente altas de radionúclidos, las opciones de control incluyen el uso de una fuente alternativa, la mezcla controlada con otra fuente de agua o el tratamiento adicional del agua. Las plantas de tratamiento que combinan los procesos de coagulación, sedimentación y filtración de arena pueden eliminar hasta 100% de la radiactividad en suspensión presente en las aguas crudas. Las plantas que emplean ablandamiento con ceniza de sosa-cal también pueden eliminar prácticamente la totalidad de la radiactividad suspendida, dependiendo del radionúclido y de la proporción de radiactividad asociada con partículas.

Se ha realizado una revisión exhaustiva de la remoción de radionúclidos disueltos mediante procesos de tratamiento del agua (Brown, Hammond & Wilkins, 2008). Los resultados resumidos en ese informe se reproducen en el cuadro 9.4. Las referencias sobre tecnologías de tratamiento específicas para radionúclidos se proporcionan en el Anexo 6.

Cuadro 9.4 Eficacia del tratamiento para algunos radionúclidos comunes^a

| Elemento | Coagulación | Filtración de arena | Carbón activado | Ablandamiento por precipitación | Intercambio iónico | Ósmosis inversa |
|-----------|---------------------------|---------------------|-----------------|---------------------------------|--------------------|-----------------|
| Estroncio | xx | xx | x | xxxx | xxx | xxxx |
| Yodo | xx | xx | xxx | x | xxx | xxxx |
| Cesio | xx | xx | x | xx | xxx | xxxx |
| Radio | xx | xxx | xx | xxxx | xxxx | xxxx |
| Uranio | xxxx | x | xx | xxxx | xxxx | xxxx |
| Plutonio | xxxx | xx | xxx | x | xxxx | xxxx |
| Americio | xxxx | xx | xxx | x | xxxx | xxxx |
| Tritio | La remoción no es posible | | | | | |

^a x = 0-10% de remoción; xx = 10-40% de remoción; xxx = 40-70% de remoción; xxxx = > 70% de remoción.

9.7 Radón

9.7.1 *Presencia de radón en el aire y en el agua*

El uranio, el radio y el radón son solubles en agua. El radón presente en las aguas superficiales, como lagos y ríos, se libera fácilmente en el aire exterior por la agitación a medida que pasa por las rocas y suelos. Las aguas subterráneas de pozos y perforaciones generalmente tienen concentraciones de radón más altas que las aguas superficiales. En algunos casos extremos, se puede encontrar concentraciones de radón muy altas en los suministros de agua de consumo humano provenientes de estas fuentes (vea el recuadro 9.5).

Recuadro 9.5 Radón en el agua de consumo humano

- Algunos suministros de agua subterránea pueden contener altas concentraciones de radón. En los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano cuya fuente son las aguas superficiales, rara vez se encuentran concentraciones altas de radón.
- El radón disuelto en el agua de consumo humano se puede liberar en el aire de interiores. Normalmente, la dosis más alta de radón proviene de la inhalación y de la progenie del radón antes que de la ingestión.
- El radón liberado en el agua de consumo humano no es la única fuente de radón en el aire de interiores. Donde existen altas concentraciones de radón en los interiores, las fuentes predominantes suelen ser los materiales subyacentes del suelo y de la construcción, en lugar del agua de consumo humano.
- Existen técnicas sencillas y eficaces para reducir la concentración de radón en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano.
- Al decidir si se deben tomar medidas para reducir la concentración de radón en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano es importante tener en cuenta otras fuentes de radón que contribuyen a la dosis total de radiación. Se debe justificar y optimizar cualquier acción que se tome y tener en cuenta las condiciones locales.

El radón es soluble en el agua, su solubilidad disminuye rápidamente con el aumento de la temperatura. Cuando se abre un grifo o ducha, algo de radón disuelto se libera en el aire de interiores. Esto se suma al radón presente de otras fuentes y da lugar a una dosis de radiación cuando se inhala.

Una evaluación de los datos internacionales de investigación (UNSCEAR, 2000) ha concluido que, en promedio, el 90% de la dosis atribuible al radón en el agua de consumo humano proviene de la inhalación en lugar de la ingestión. Por lo tanto, controlar la vía de inhalación en lugar de la vía de la ingestión es la forma más eficaz de controlar la dosis de radón en el agua de consumo humano.

El porcentaje de radón presente en el agua de consumo humano que se libera en el aire de interiores dependerá de las condiciones locales, como el consumo total de agua en la vivienda, el tamaño de la vivienda y su tasa de ventilación, y es probable que sea muy variable. Se ha estimado que una concentración de radón de 1000 Bq/l en el agua de consumo humano que se descarga a través del grifo o ducha, en promedio, aumenta la concentración de radón en 100 Bq/m³ en el aire de interiores (NAS, 1999; Comisión Europea, 2001; Health Canada, 2009). Esta contribución no es constante, ya que se produce solo cuando se usa el agua a través del grifo o ducha. El radón en el aire también proviene de otras fuentes, en particular, el radón que ingresa a las viviendas a través del suelo subyacente.

9.7.2 Riesgos para la salud derivados del radón

Los estudios epidemiológicos han demostrado claramente que la exposición prolongada a altas concentraciones de radón en el aire de interiores aumenta el riesgo de cáncer de pulmón (OMS, 2009). El radón que se ingiere en el agua de consumo humano de consumo humano producirá una dosis de radiación en el revestimiento del estómago. Los estudios científicos no han demostrado un vínculo definitivo entre el consumo del agua de consumo humano que contiene radón y un mayor riesgo de cáncer de estómago (Ye et al., 1998; Auvinen et al., 2005; OMS, 2009).

9.7.3 Orientación relativa a la presencia de radón en el agua de consumo humano

Dado que la dosis de radón presente en el agua de consumo humano normalmente proviene de la inhalación en lugar de la ingestión, es más apropiado medir la concentración de radón en el aire que en el agua de consumo humano.

El nivel de referencia de la OMS para la concentración de radón en el aire de interiores es de 100 Bq/m³ para los hogares. Si no se puede alcanzar este nivel por las condiciones específicas de cada país, el nivel no debe exceder de 300 Bq/m³, correspondiente a una dosis anual de aproximadamente 10 mSv (OMS, 2009). Esta recomendación es coherente con las normas básicas internacionales de seguridad y con las más recientes recomendaciones de la ICRP (2009b).

Se deben establecer los niveles de detección de radón en el agua teniendo como base el nivel de referencia nacional para el radón en el aire y la distribución de radón en los hogares a nivel nacional. Cuando se identifican altas concentraciones de radón en el aire de interiores, esto casi siempre se debe al radón que proviene del suelo antes que a la desgasificación del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. No obstante, cuando cabe esperar una alta concentración de radón en el agua de consumo humano, es prudente medir el radón y si se identifican concentraciones altas, hay que asegurar que las medidas para reducir las concentraciones presentes estén justificadas.

La concentración de radón en suministros de agua subterránea puede variar considerablemente. En consecuencia, en situaciones en las que se identifiquen o se sospeche que hay altas concentraciones de radón, se necesitará aumentar la frecuencia de la medición de la actividad alfa total y beta total de manera que la presencia de la progenie del radón, (en particular, el polonio-210), que pueden ser los principales contribuyentes a la dosis, se pueda evaluar y monitorear de forma permanente.

9.7.4 Medición del radón en el agua de consumo humano

Existen dificultades para calcular concentraciones de la actividad del radón en el agua de consumo humano debido a la facilidad con la que el radón se libera del agua durante su manejo. La agitación y la transferencia de agua de un recipiente a otro liberan radón disuelto. El agua que se deja en reposo reducirá la actividad del radón y la ebullición también libera por completo el radón del agua al aire. Hay una variedad de métodos que se puede utilizar para medir el radón en el agua, incluido el recuento de centelleo líquido, que es un método sensible y de amplio uso (OMS, 2009).

9.7.5 Disminución de las concentraciones de radón en el agua de consumo humano

Razonablemente, se dispone de medidas simples para disminuir las concentraciones de radón en el agua de consumo humano por aireación. La aireación de alto rendimiento es un medio eficaz para la remoción de radón en los suministros de agua subterránea y puede eliminar hasta 99.9% de radón. Sin embargo, estos métodos pueden crear una gran fuente de radón en el aire. La adsorción a través de carbón activado granular, con o sin intercambio de iones, también puede lograr una alta eficiencia de eliminación de radón, pero es menos eficiente y requiere grandes cantidades de carbón activado granular.

9.8 Comunicación de riesgos

9.8.1 Reporte de resultados

Los resultados analíticos de cada muestra deben contener la siguiente información:

- el código de identificación de la muestra;
- la fecha y hora de recolección de la muestra;
- los métodos analíticos estándares utilizados o una breve descripción del método de análisis no estándar que se haya empleado;
- la identificación de los radionúclidos o el tipo y la radiactividad total determinada;
- la medición de la concentración o el valor de actividad calculado con el blanco apropiado para cada radionúclido;
- la estimación de la incertidumbre en el recuento;
- la concentración mínima detectable para cada radionúclido o parámetro analizado;
- la estimación del total de incertidumbre proyectado para el resultado reportado, incluidas las contribuciones de todos los parámetros del método de análisis (es decir, del recuento y otras incertidumbres o errores aleatorios y sistemáticos).

9.8.2 Comunicación de riesgos

La comunicación clara y efectiva de los riesgos de la radiación incluye la identificación de los destinatarios (p. ej., el público general, responsables políticos y tomadores de decisiones) y la adaptación de los mensajes que deben ser relevantes y apropiados para cada público (OMS, 2002). El riesgo tiene significado diferente para diferentes personas, pero, en general, la comunicación de riesgos requiere una descripción de la probabilidad del daño y su gravedad.

Se debe utilizar un lenguaje sencillo en la comunicación de riesgos al público general. El léxico técnico de la protección radiológica no resulta fácil de entender para las personas que no están especializadas en este tema (Picano, 2008). En algunas situaciones, las comparaciones son útiles para explicar los riesgos de la radiación (p. ej., mencionar los posibles riesgos para la salud debido a la ingestión de agua de consumo humano en el contexto de los riesgos asociados con la exposición a la radiación natural en diferentes partes del mundo). Se debe explicar claramente que los niveles de referencia no deben interpretarse como límites obligatorios y que superar un nivel de referencia se puede tomar como un aliciente para hacer una investigación más profunda, pero no es necesariamente una indicación de que el agua de consumo humano no es segura.

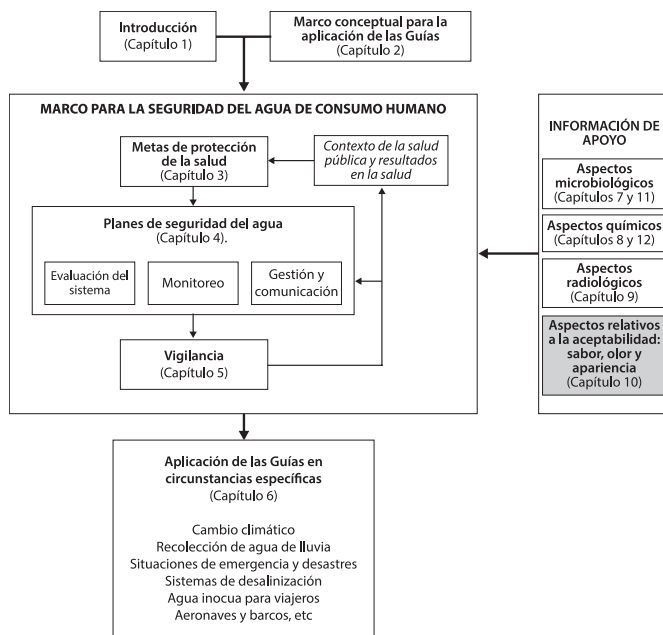
Las personas a cargo de la comunicación de riesgos deben tener habilidades para la comunicación interpersonal, deben ser capaces de transmitir empatía, ser oyentes eficaces y respetar las preocupaciones de las personas. Deben estar bien informadas en el tema que están tratando y saber responder preguntas básicas sobre los riesgos presentes y los que se puedan presentar en el futuro. La orientación sobre la comunicación de riesgos de radiación se ofrece en otros documentos (USEPA, 2007; OMS, 2009).

10

Aspectos Relativos a la Aceptabilidad: sabor, olor y apariencia

Debe darse una prioridad máxima al suministro de agua de consumo humano que, además de ser inocua, tenga apariencia, sabor y olor aceptables. El agua que es estéticamente inaceptable afectará la confianza de los consumidores, generará quejas y, lo que es más importante, podría inducir al consumo de fuentes de agua menos seguras.

La mayoría de los consumidores no disponen de medios para juzgar por sí mismos la seguridad del agua que consumen, pero su actitud hacia su sistema de abastecimiento de agua de uso y consumo humano 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 vean con recelo el agua que tiene un aspecto su-



No se han establecido valores de referencia para los componentes que afectan la calidad del agua pero que no tienen un vínculo directo con impactos adversos en la salud.

cio o con partículas que afectan la transparencia del agua, o que tiene un sabor u olor desagradable, aunque estas características pueden no tener, en sí mismas, una consecuencia directa para la salud.

Algunas sustancias que constituyen un peligro para la salud tienen efectos sobre el sabor, olor o aspecto del agua de uso y consumo humano que normalmente conllevarían al rechazo del agua en concentraciones considerablemente menores que aquellas que representan un problema para la salud. La concentración de estos componentes que resulta desagradable para los consumidores es variable, y depende de factores locales e individuales, como la calidad del agua a la que está acostumbrada la comunidad y diversas consideraciones de carácter social, ambiental y cultural. No se han establecido valores de referencia para los componentes que afectan la calidad del agua pero que no tienen un vínculo directo con los impactos adversos en la salud. Sin embargo, se han establecido valores de referencia para algunas sustancias que pueden causar problemas de sabor u olor en el agua de uso y consumo humano en concentraciones mucho menores que el valor de referencia porque la capacidad de los consumidores para detectarlas por sabor u olor puede variar ampliamente. En los resúmenes en este capítulo y en las hojas de información en el capítulo 12, se hace referencia a los niveles que podrían provocar quejas por parte de los consumidores. Estos no son números precisos, y los sabores u olores pueden ser detectables por los consumidores en niveles más altos o más bajos, dependiendo de las circunstancias individuales y locales.

Es importante considerar si las actuales prácticas de tratamiento y distribución del agua o las propuestas pueden afectar la aceptabilidad del agua de uso y consumo humano, y gestionar el cambio y las operaciones para minimizar el riesgo de problemas que afecten la aceptabilidad y también la salud. Por ejemplo, si la cloraminación no se gestiona apropiadamente puede conducir a la formación de tricloraminas, que pueden causar un sabor y olor inaceptables. Se pueden producir otros problemas indirectos, como la alteración de los sedimentos acumulados y biopelículas que se forman en el interior de las tuberías cuando se altera o cambia el caudal en los sistemas de distribución.

Por lo general, no es pertinente regular o monitorear directamente las sustancias que pueden constituir un peligro para la salud si sus efectos sobre la aceptabilidad del agua harían que normalmente esta fuera rechazada cuando tuviera concentraciones bastante menores que aquellas que se consideran 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. Para dichas sustancias, por lo general no se obtiene un valor de referencia formal, sino que se obtiene un valor basado en los efectos sobre la salud que permite considerar la respuesta que se necesita cuando se encuentran problemas y en algunos casos, da tranquilidad a las autoridades de salud y a los consumidores respecto a los posibles riesgos para la salud. Esto se explica en las hojas de información en el capítulo 12 donde se brinda información sobre la aceptabilidad. En los cuadros de los valores de referencia (ver capítulo 8 y Anexo 3), para aquellas sustancias químicas para las que se obtuvieron valores de referencia basados en la salud, el valor de referencia 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. Se debe realizar el monitoreo de dichas sustancias cuando se produzcan quejas de los consumidores.

El sabor y el olor pueden tener su origen en contaminantes químicos naturales, orgánicos e inorgánicos, y de fuentes o procesos biológicos (p. ej., microorganismos acuáticos), o en la contaminación debida a sustancias químicas sintéticas, o pueden ser el resultado de la corrosión o del tratamiento del agua (p. ej., la cloración). El sabor y el olor también pueden desarrollarse durante el almacenamiento y la distribución como resultado de la actividad microbiana.

Los sabores u olores en el agua de uso y consumo humano pueden revelar la existencia de algún tipo de contaminación, o el funcionamiento deficiente de algún proceso durante el tratamiento o distribución del agua. Por lo tanto, pueden indicar la presencia de sustancias potencialmente dañinas. Se debe investigar la causa y consultar a las autoridades de salud pertinentes, particularmente si el cambio experimentado es sustancial o repentino.

El color, la turbiedad, el material particulado y los organismos visibles también pueden ser observados por los consumidores y pueden generar preocupación respecto a la calidad y aceptabilidad de un sistema de abastecimiento de agua de uso y consumo humano.

10.1 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 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 aguas superficiales, incluidos los embalses, y también pueden proliferar en materiales inadecuados para uso en los sistemas de distribución de agua, tales como el caucho. Pueden producir geosmina, 2-metil isoborneol y otras sustancias, que confieren sabores y olores desagradables al agua de uso y consumo humano.

Cianobacterias y algas

Las floraciones de cianobacterias y algas en embalses y aguas fluviales pueden impedir la coagulación y filtración, lo que hace que el agua presente coloración y turbiedad después de la filtración. También pueden producir geosmina, 2-metil isoborneol y otras sustancias químicas que presentan umbrales gustativos en el agua de uso y consumo humano de unos pocos nanogramos por litro. Algunas sustancias producidas por cianobacterias (cianotoxinas) también tienen un impacto directo en la salud (ver sección 8.5.1), pero la producción de sustancias químicas por las cianobacterias que producen cambios en el sabor parece no estar vinculada con la producción de cianotoxinas.

Animales invertebrados¹

En muchos recursos hídricos utilizados como fuente para el abastecimiento de agua de uso y consumo humano hay presencia natural de animales invertebrados, que a menudo infestan los pozos abiertos y poco profundos. Asimismo, si las barreras de retención de partículas de las plantas de tratamiento de agua no son del todo eficaces, algunos invertebrados pueden superarlas y colonizar filtros o 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 propósitos de control, los animales pueden clasificarse en dos tipos. Primero, los organismos que nadan libremente en masas o superficies de agua, como los crustáceos *Gammarus pulex* (camarón de agua dulce), *Crangonyx pseudogracilis*, *Cyclops* spp. Y *Chydorus sphaericus*. En segundo lugar, existen otros invertebrados que se desplazan por las superficies o permanecen anclados a ellas (p. ej., la cochinilla acuática o de humedad [*Asellus aquaticus*], los caracoles, el mejillón cebra [*Dreissena polymorpha*], otros moluscos bivalvos y el briozoo *Plumatella* sp.) o que viven en cienos (p. ej., *Nais* spp., nematodos y las larvas de los quironómidos). En climas templados, los filtros lentos de arena algunas veces pueden liberar al agua larvas de mosquitos o jejenes (*Chironomus* y *Culex* spp.). En ciertas circunstancias, estos se pueden reproducir de forma partenogenética (es decir, reproducción asexual), lo cual puede exacerbar el problema en los embalses de servicio y el sistema de distribución.

Muchos de estos animales pueden sobrevivir alimentándose de bacterias, algas y protozoos presentes en el agua o en las biopelículas o en los sedimentos acumulados en las superficies de las tuberías y tanques. Son pocos los sistemas de distribución de agua en los que no hay presencia de animales invertebrados. 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 por tuberías en zonas templadas han considerado en gran parte la presencia de animales invertebrados como un problema de aceptabilidad, ya sea directamente o porque afectan el color del agua. La presencia de grandes poblaciones de invertebrados también es un indicador de altos niveles de material orgánico que pueden producir otros problemas de calidad del agua, como el crecimiento microbiano. 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* (ver secciones 7.1.1 y 11.4). Sin embargo, no existen pruebas de la transmisión del dracunculo desde sistemas de abastecimiento de agua por tuberías. La presencia de animales invertebrados en el agua de uso y consumo humano, 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 cuando se utilizan procesos de filtración

¹ Esta sección se basa en gran medida en el capítulo 6 del documento complementario *Safe piped water* (Anexo 1).

rápida, aunque pueden surgir problemas incluso en instalaciones de tratamiento bien operadas. La limpieza periódica de las tuberías de agua (purgándolas o limpiándolas con gasas) generalmente controlarán la infestación.

El tratamiento de las infestaciones de invertebrados en los sistemas de distribución de agua por tuberías se analiza en detalle en el capítulo 6 del documento complementario *Safe Piped Water* (Anexo 1.3).

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 tanques, tuberías y canales, precipitados de color herrumbroso que pueden contaminar el agua.

10.2 Contaminantes de origen químico

Aluminio

Las fuentes más comunes de aluminio en el agua de uso y consumo humano 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 a 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 minimizar la presencia de residuos de aluminio en el sistema de distribución. En buenas condiciones de funcionamiento, pueden alcanzarse, en muchas circunstancias, concentraciones de aluminio menores a 0.1 mg/l. Las pruebas disponibles no permiten calcular un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el aluminio en el agua de uso y consumo humano (ver secciones 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 un impacto directo en la salud y no se ha propuesto ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud (vea las secciones 8.5.3 y 12.1). Sin embargo, el amoníaco (NH_3) no reacciona con el cloro (Cl_2) para reducir el cloro libre y formar cloraminas.

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 a 3–5 mg/l puede tener un color opalino y producir una película oleosa al hervir. Aunque el agua de uso y consumo humano rara vez contiene cinc en concentraciones por encima de 0.1 mg/l, los niveles en el agua de grifo pueden ser sustancialmente mayores debido al cinc utilizado en materiales de fontanería galvanizados más antiguos; esto también puede ser un indicador del nivel elevado de cadmio presente en materiales tan antiguos. No se ha propuesto ningún valor de

referencia basado en efectos sobre la salud para el cinc en el agua de uso y consumo humano (ver secciones 8.5.4 y 12.1).

Cloraminas

Las cloraminas, tales como la monocloramina, la dicloramina y la tricloramina (tricloruro de nitrógeno), son producto de la reacción del cloro con el amoníaco. Entre las cloraminas, la monocloramina es el único desinfectante de cloro que resulta útil, y los sistemas de cloraminación operan para minimizar la formación de dicloramina y tricloramina. Es probable que las cloraminas en niveles más elevados, en particular la tricloramina, ocasionen quejas respecto al sabor y el olor, excepto en concentraciones muy bajas.

Para la monocloramina, no se detectó olor ni sabor a concentraciones entre 0.5 y 1.5 mg/l. Sin embargo, se han reportado efectos organolépticos leves dentro de este rango y umbrales olfativos y gustativos de 0.65 y 0.48 mg/l. Para la dicloramina, se encontró que los efectos organolépticos entre 0.1 y 0.5 mg/l eran “leves” y “aceptables”. Se reportaron umbrales olfativos y gustativos de 0.15 y 0.13 mg/l, respectivamente. Se ha reportado un umbral olfativo de 0.02 mg/l para tricloramina, y se ha descrito como de “geranio”.

Se ha establecido un valor de referencia para la monocloramina (ver secciones 8.5.4 y 12.1).

Cloro

La mayoría de las personas pueden detectar, mediante el olfato o el gusto, la presencia en el agua de uso y consumo humano de concentraciones de cloro bastante menores que 5 mg/l, y algunas incluso pueden detectar hasta 0.3 mg/l. El umbral gustativo del cloro es menor que su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (ver secciones 8.5.4 y 12.1).

Clorobencenos

Para monoclorobenceno, se han reportado umbrales gustativos y olfativos de 10-20 µg/l y umbrales olfativos que varían entre 40 y 120 µg/l. No se ha calculado un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para monoclorobenceno (ver las secciones 8.5.2 y 12.1), aunque el valor basado en efectos sobre la salud está muy por encima del umbral gustativo y olfativo más bajo reportado en el agua.

Se han reportado umbrales olfativos de 2-10 y 0.30-30 µg/l para 1,2- y 1,4-diclorobenceno, respectivamente. Se han reportado umbrales gustativos de 1 y 6 µg/l para 1, 2- y 1,4-diclorobenceno, respectivamente. Los valores de referencia basados en efectos sobre la salud de 1 mg/l calculados para 1,2-diclorobenceno y de 0.3 mg/l para 1,4-diclorobenceno (ver las secciones 8.5.2 y 12.1) están muy por encima de los umbrales gustativos y olfativos más bajos reportados para estos componentes.

Se han reportado umbrales olfativos de 10, 5-30 y 50 µg/l para 1,2,3-, 1,2,4- y 1,3,5-triclorobenceno, respectivamente. Se ha reportado una concentración correspondiente al umbral gustativo y olfativo de 30 µg/l para 1,2,4-triclorobenceno. No se calculó un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para triclorobencenos, aunque el valor basado en efectos sobre la salud que podría calcularse (ver las secciones 8.5.2 y 12.1) está muy por encima del umbral olfativo de 5 µg/l en agua.

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 (ver las secciones 8.5.4 y 12.1). Puede haber microorganismos en los sistemas de distribución que metilen los clorofenoles y produzcan cloroanisoles, cuyo umbral olfativo es bastante más bajo.

Cloruro

Las altas concentraciones de cloruro confieren un sabor salado al agua y a las bebidas. Existen diversos umbrales gustativos para el anión cloruro en función del catión asociado y están en el rango de 200-300mg/l para cloruro de sodio, potasio y calcio. 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 uso y consumo humano (ver las secciones 8.5.1 y 12.1).

Cobre

Por lo general, la presencia de cobre en un sistema de abastecimiento de agua de uso y consumo humano se debe a la acción corrosiva del agua que disuelve las tuberías de cobre en las edificaciones. Se ha demostrado que los altos niveles de oxígeno disuelto en algunos casos aceleran la corrosión del cobre. Las concentraciones pueden sufrir variaciones significativas dependiendo 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. Cuando la concentración de cobre es mayor a 1 mg/l, mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. A niveles por encima de 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 de 2 mg/l (ver las secciones 8.5.4, 12.4 y A5.3 en el Anexo 5).

Color

Idealmente, el agua de uso y consumo humano no debe tener ningún color visible. Por lo general, el color en el agua de uso y consumo humano 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, ya sea 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 efluentes 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 por encima de 15 unidades de color verdadero (UCV) en un vaso de agua. Los consumidores suelen considerar aceptable niveles de color por debajo de 15 UVC. Un nivel de color alto proveniente del carbono orgánico natural (p. ej., ácidos húmicos) también podría 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 uso y consumo humano.

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 uso y consumo humano alcance niveles que ocasionen la formación de espuma o problemas de sabor. La presencia de cualquier detergente puede indicar contaminación de la fuente de agua con aguas residuales o el ingreso de la solución detergente al sistema de distribución, como resultado del flujo de retorno, por ejemplo.

Dureza

Por lo general, la dureza del agua, derivada de la presencia de calcio y magnesio, se pone de manifiesto por la precipitación de restos de jabón y la necesidad de utilizar más jabón para conseguir la limpieza deseada. Los consumidores notarán probablemente los cambios de la dureza del agua. La aceptabilidad por parte de la población del grado de dureza del agua puede variar considerablemente de una comunidad a otra. El valor del umbral gustativo del ion 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 a 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 de calcio. Por otra parte, las aguas blandas, con una dureza menor a 100 mg/l, pueden tener una capacidad de amortiguación del pH baja y ser, por tanto, más corrosivas para las tuberías de agua.

No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para la dureza del agua de uso y consumo humano (ver el documento complementario Calcium and magnesium in *drinking-water*; Anexo 1).

Estireno

El estireno tiene un olor dulce y se han reportado umbrales olfativos en el agua de 0.004 a 2.6 mg/l, dependiendo de la temperatura. Por lo tanto, el estireno puede detectarse en el agua en concentraciones por debajo de su valor de referencia basado en efectos sobre la salud (ver las secciones 8.5.2 y 12.1).

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 de 0.3 mg/l (ver las secciones 8.5.2 y 12.1). El umbral gustativo oscila entre 72 y 200 µg/l.

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 turbiedad 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 promueve 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 por debajo de 0.3 mg/l, aunque pueden aparecer turbiedad y coloración. No se propone ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el hierro (ver las secciones 8.5.4 y 12.1).

Manganeso

La presencia de manganeso a concentraciones mayores a 0.1 mg/l en sistemas de abastecimiento de agua puede producir un sabor indeseable 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 uso y consumo humano puede dar lugar a la acumulación de depósitos en el sistema de distribución. Las concentraciones menores a 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 de 0.4 mg/l para el manganeso es mayor que el mencionado umbral de aceptabilidad de 0.1 mg/l (ver las secciones 8.5.1 y 12.1).

Sin embargo, en algunas condiciones, el manganeso puede estar en concentraciones por encima de 0,1 mg/L y puede permanecer en solución durante un período más largo comparado con su solubilidad habitual en el agua potable.

Oxígeno disuelto

En el contenido de oxígeno disuelto en el agua de consumo humano influyen varios factores como los valores de oxígeno disuelto en la fuente de agua, la 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 microbiana del nitrato a nitrito y del sulfato a sulfuro, y puede hacer que aumente la concentración de hierro ferroso en solución, 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. Sin embargo, niveles muy altos de oxígeno disuelto pueden exacerbar la corrosión de las tuberías de metal.

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 etapas del tratamiento del agua para garantizar que su clarificación y desinfección sean satisfactorias (ver el documento complementario *Safe Piped Water*; Anexo 1). Para que la desinfección con cloro sea eficaz, es preferible que el pH sea menor que 8; sin embargo, el agua con un pH más bajo (con un pH de aproximadamente 7 o menos) será probablemente corrosiva. El pH del agua que entra en el sistema de distribución debe controlarse para minimizar la corrosión del sistema de tuberías 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 logra minimizar la corrosión, puede provocar la contaminación del agua de uso y consumo humano y dar lugar a efectos adversos sobre su sabor y aspecto. El pH óptimo requerido variará en distintos sistemas de abastecimiento de acuerdo con la composición del agua y la naturaleza de los materiales empleados en el sistema de distribución, pero suele oscilar entre 6.5 y 8 (ver sección 8.4.3). 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 (ver la sección 12.1).

Productos derivados del petróleo

Los productos derivados del petróleo pueden ocasionar la presencia de diversos hidrocarburos de bajo peso molecular, cuyos umbrales olfativos en el agua de uso y consumo humano son bajos. El benceno, el tolueno, el etilbenceno y los xilenos (BTEX) se tratan individualmente en esta sección, ya que se han calculado valores de referencia basados en efectos sobre la salud para estas sustancias químicas. Sin embargo, ciertos hidrocarburos, en especial los alquilbencenos, como el trimetilbenceno, pueden generar un olor muy desagradable, parecido al del diésel, en concentraciones de unos pocos microgramos por litro. La experiencia indica que el umbral gustativo de una mezcla de hidrocarburos aromáticos de bajo peso molecular es menor que el umbral de las sustancias individuales. El diésel es una fuente particularmente rica de dichas sustancias.

Sodio

La concentración correspondiente al 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 (ver las secciones 8.5.1 y 12.1), puesto que la contribución del agua de uso y consumo humano al consumo diario es pequeña.

Sulfato

La presencia de sulfato en el agua de uso y consumo humano puede generar un sabor perceptible en niveles muy altos podría 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 a 250 mg/l. No se ha calculado ningún valor de referencia basado en efectos sobre la salud para el sulfato (ver las secciones 8.5.1 y 12.1).

Sulfuro de hidrógeno

Se estima 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 “huevo podrido” del sulfuro de hidrógeno resulta especialmente perceptible en ciertas aguas subterráneas y en el agua de uso y consumo humano 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 oxigenados suelen ser muy bajos. Cuando el agua de uso y consumo humano contiene sulfuro de hidrógeno, los consumidores lo pueden detectar con facilidad y es necesario aplicar inmediatamente medidas correctivas. No es probable que una persona pueda ingerir una dosis dañina de sulfuro de hidrógeno en el agua de uso y consumo humano y, por tanto, no se ha establecido un valor de referencia basado en efectos sobre la salud para este compuesto (ver las secciones 8.5.1 y 12.1).

Tolueno

El tolueno tiene un olor dulce y acre, similar al del benceno. El umbral gustativo reportado oscila entre 0.04 y 0.12 mg/l. El umbral olfativo reportado para el tolueno en agua oscila entre 0.024 y 0.17 mg/l. Por lo tanto, el tolueno puede afectar la aceptabilidad del agua a concentraciones por debajo de su valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0.7 mg/l (ver las secciones 8.5.2 y 12.).

Solidos disueltos totales

El sabor del agua con una concentración de SDT menor que 600 mg/l suele considerarse aceptable, pero a concentraciones mayores a aproximadamente 1000 mg/l, la aceptabilidad del sabor del agua de consumo humano 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 (ver las secciones 8.5.1 y 12.1).

Turbiedad

La turbidez, expresada generalmente como unidades nefelométricas de turbidez (UNT), describe la pérdida de claridad del agua causada por partículas en suspensión

(por ej., arcilla y sedimentos), precipitados químicos (por ej., manganeso y hierro), partículas orgánicas (por ej., desechos vegetales) y organismos. La turbidez puede ser causada por la mala calidad del agua de la fuente, el tratamiento deficiente y, en los sistemas de distribución, por la alteración de sedimentos y biopelículas o el ingreso de agua sucia a través de roturas de tuberías principales y otras fallas. En niveles elevados, la turbidez puede producir manchas en los materiales, accesorios y ropa expuestos durante el lavado, además interfiere en la eficacia de los procesos de tratamiento (vea los Cuadros 7.7 y 7.8 del capítulo 7).

El aumento de la turbidez reduce la claridad del agua al limitar la transmisión de la luz. Debajo de 4 UNT, la turbidez se puede detectar solo con instrumentos, pero con 4 UNT o más, puede verse una suspensión de color blanco lechoso, barroso, rojo-marrón o negra. Los grandes sistemas de agua municipales deben producir consistentemente agua sin turbidez visible (y deben ser capaces de alcanzar 0,5 UNT antes de la desinfección en todo momento y un promedio de 0,2 UNT o menos). Sin embargo, los pequeños suministros, en particular aquellos con recursos limitados, puede que no logren alcanzar esos niveles.

La turbidez visible reduce la aceptabilidad del agua potable. Si bien la mayoría de las partículas que contribuyen a la turbidez no tienen importancia para la salud (aunque pueden indicar la presencia de contaminantes químicos y microbianos peligrosos), muchos consumidores asocian la turbidez con la seguridad y consideran que el agua turbia no es segura para beber. Esta respuesta se exagera cuando los consumidores están acostumbrados a recibir agua filtrada de alta calidad. Si los consumidores pierden la confianza en el abastecimiento de agua potable, pueden beber menos agua o usar fuentes alternativas de menor turbiedad que tal vez no sean seguras. Las quejas sobre turbidez inesperada siempre se deben investigar porque podrían reflejar fallas o brechas significativas en los sistemas de distribución.

Puede encontrar más información disponible sobre turbidez en: *Turbidity: information for regulators and operators of water supplies* (vea el Anexo 1).

Xilenos

Concentraciones de xileno del orden de 0.3 mg/l producen un olor y un sabor perceptibles. Se han reportado valores de umbral olfativo en agua de isómeros del xileno de entre 0.02 y 1.8 mg/l. El umbral olfativo mínimo está muy por debajo del valor de referencia basado en efectos sobre la salud de 0.5 mg/l calculado para este compuesto (ver las secciones 8.5.2 y 12.1).

10.3 Tratamiento de los problemas de sabor, olor y apariencia

En muchos casos, se pueden prevenir problemas estéticos del agua de consumo humano al optimizar los procesos de tratamiento convencional tales como coagulación, sedimentación y cloración. Sin embargo, si se considera necesario un tratamiento específico, generalmente la aeración, el carbón activado en polvo o granular, y la ozonización son técnicas eficaces de eliminación de sustancias químicas orgánicas y algunas inorgánicas, tales como sulfuro de hidrógeno, que causan sabores y olores (ver Anexo 5).

10. ASPECTOS RELATIVOS A LA ACEPTABILIDAD: SABOR, OLOR Y ASPECTO

Los sabores y olores causados por los desinfectantes se controlan mejor mediante la operación cuidadosa del proceso de desinfección y el pretratamiento para eliminar precursores

El manganeso puede ser eliminado mediante la cloración seguida de la filtración. Las técnicas para eliminar el sulfuro de hidrógeno incluyen aeración, carbón activado granular, filtración y oxidación. El amoníaco puede ser eliminado mediante la nitrificación biológica. El ablandamiento por precipitación o el intercambio catiónico pueden reducir la dureza. Otras sustancias químicas inorgánicas que producen sabor y olor (p. ej., cloruro y sulfato) generalmente no se prestan a tratamiento (ver el documento complementario *Chemical safety of drinking-water*; Anexo 1).

10.4 Temperatura

Por lo general, el agua fría tiene 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 el sabor. La temperatura alta del agua potencia la proliferación de microorganismos y puede incrementar los problemas de sabor, olor, color y corrosión.

11

Fichas informativas sobre agentes microbiológicos

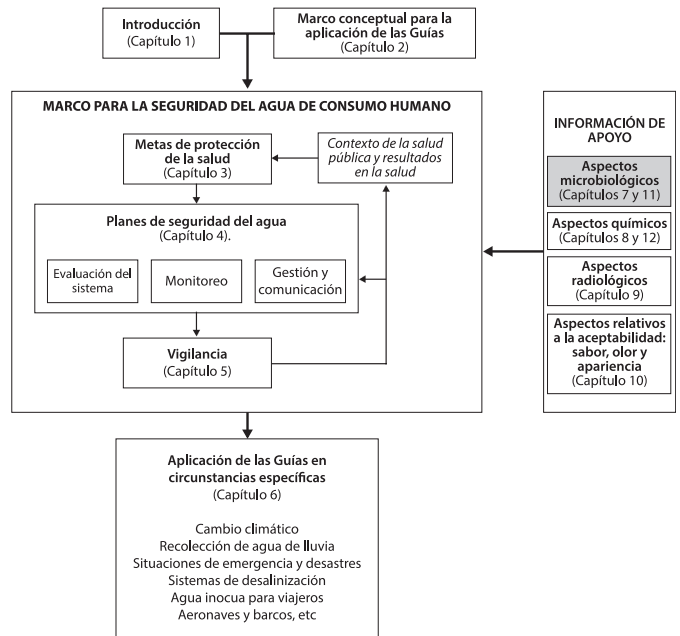
Este capítulo proporciona hojas de información sobre agentes patógenos transmitidos por el agua y sobre microorganismos indicados.

Los microorganismos transmitidos por el agua que pueden causar enfermedades incluyen:

- bacterias, virus, protozoos y helmintos identificados en el cuadro 7.1 y en la figura 7.1
- posibles agentes patógenos emergentes, incluidos *Helicobacter pylori*, *Tsukamurella*, *Isospora belli* y los microsporidios, cuya transmisión por el agua es admisible, pero no se ha confirmado;
- Cianobacterias potencialmente tóxicas.

La gravedad de los efectos sobre la salud humana ocasionados por organismos transmitidos por el agua es variable, desde gastroenteritis leve hasta diarrea grave, a veces mortal, disentería, hepatitis y fiebre tifoidea. El agua contaminada puede ser la fuente de grandes brotes 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 ingresan a los sistemas de abastecimiento de agua mediante las heces humanas o de animales, no



se reproducen en el agua e inician la infección en el tracto gastrointestinal después de su ingestión, No obstante, hay microorganismos medioambientales, como *Legionella*, micobacterias atípicas, *Burkholderia pseudomallei* y *Naegleria fowleri*, que pueden reproducirse en el agua y en el suelo. Además de la ingestión, puede haber otras vías de transmisión, como la inhalación, que produce infecciones del aparato respiratorio (p. ej., *Legionella*, micobacterias atípicas), y el contacto, que causa infecciones en diversas zonas del cuerpo como la piel y el cerebro (p. ej., *Naegleria fowleri*, *Burkholderia pseudomallei*).

De todos los agentes patógenos transmitidos por el agua, el helminto *Dracunculus medinensis* es un caso particular, porque es el único agente patógeno que se transmite exclusivamente por beber agua sin tratamiento o con un tratamiento deficiente.

Las fichas informativas sobre posibles organismos patógenos incluyen sus efectos sobre la salud humana, fuentes y ocurrencia, vías de transmisión y la relevancia del agua de consumo humano como fuente de infección. Las fichas de información sobre microorganismos indicadores de la eficacia de las medidas de control o de la posible presencia de microorganismos patógenos proporcionan información sobre su valor como indicadores, fuentes y ocurrencia, aplicación y la importancia de su detección.

11.1 Bacterias patógenas

La mayoría de las bacterias patógenas que pueden ser transmitidas por el agua infectan el tracto gastrointestinal 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 crecer 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 tracto respiratorio, lesiones en la piel o en el cerebro.

Acinetobacter

Descripción general

El género *Acinetobacter* está formado por cocobacilos (con forma de bastón corto y grueso) gramnegativos, oxidasa negativos e 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 susceptibles con un mayor riesgo de infección si se encuentran hospitalizados. Son organismos 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 adultos mayores. La aparición y rápida propagación de bacterias multirresistentes del complejo *A. calcoaceticus-baumannii*, que ocasionan infecciones nosocomiales, son motivo de preocupación en los centros de atención de salud.

Fuente y ocurrencia

Las acinetobacterias son habitantes ubicuos del suelo, agua y aguas residuales. Se ha aislado *Acinetobacter* en el 97% de muestras de aguas superficiales naturales, en concentraciones de hasta 100/ml. Se ha comprobado que estos microorganismos representan del 1.0 al 5.5% de los microorganismos detectados mediante el recuento de heterótrofos en placa (RHP) de la flora en muestras de agua de consumo humano y han sido aislados en 5 a 92% de las muestras de agua tomadas en el sistema de distribución. Un estudio de los Estados Unidos de América realizado en muestras de aguas subterráneas no tratadas detectó *Acinetobacter* spp. en 38% de las aguas subterráneas, con una media aritmética de 8/100 ml. El estudio reveló también que la producción de limo, un factor de virulencia de *A. calcoaceticus*, no era significativamente diferente entre aislados del agua de pozo y 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

Las fuentes ambientales dentro de los hospitales 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Aunque se detectan frecuentemente acinetobacterias en el agua de consumo humano, todavía no se ha confirmado que exista una asociación entre la presencia de *Acinetobacter* spp. en el agua de consumo humano y la enfermedad clínica. No hay pruebas de infecciones gastrointestinales en la población general por ingestión de *Acinetobacter* spp. en el agua de consumo humano. Sin embargo, la transmisión de infecciones no gastrointestinales por el agua de consumo humano puede ser posible en personas susceptibles, sobre todo en entornos como centros de salud y hospitales. Como se explicó en el capítulo 6, es preciso elaborar planes de seguridad del agua específicos para edificios, incluidos los 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 se presenta en número muy bajo en presencia de un desinfectante residual. Las medidas de control que pueden limitar la proliferación de estas bacterias en los sistemas de distribución incluyen 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 un nivel adecuado de desinfectante residual. El RHP detecta las acinetobacterias y puede utilizarse, junto con parámetros como la concentración de desinfectante residual, 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 indicador 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*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- Bergogne-Berezin E, Towner KJ (1996) *Acinetobacter* as nosocomial pathogens: Microbiological, clinical and epidemiological features. *Clinical Microbiology Reviews*, 9:148–165.
- Bifulco JM, Shirey JJ, Bissonnette GK (1989) Detection of *Acinetobacter* spp. in rural drinking water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 55:2214–2219.
- Jellison TK, McKinnon PS, 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.

Aeromonas

Descripción general

El género *Aeromonas*, perteneciente a la familia *Vibrionaceae*, está formado por bacilos gramnegativos, no esporulados 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 organismo patógeno obligado de peces, que no se aborda en este documento. El grupo de las aeromonas mesófilas móviles (con un flagelo polar único), considerado de importancia potencial 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, en el suelo y en muchos alimentos, especialmente en la carne y la leche.

Efectos sobre la salud humana

Aeromonas spp. pueden ocasionar infecciones en las personas, como septicemia, especialmente en pacientes inmunodeprimidos, infecciones de heridas e infecciones del tracto respiratorio. Algunas fuentes han afirmado que *Aeromonas* spp. pueden causar enfermedades gastrointestinales, pero las pruebas epidemiológicas al respecto no son consistentes. A pesar de que las aeromonas producen cantidades importantes de toxinas in vitro, no se ha presentado diarrea en animales de experimentación ni en voluntarios humanos.

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

Fuente y ocurrencia

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 muchos suministros de agua de consumo humano, principalmente como resultado del rebrote en sistemas de distribución. No se conocen por completo los factores que afectan 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 y la pesca. Las infecciones de heridas pueden generar septicemia. Las personas inmunodeprimidas pueden sufrir septicemia originada por aeromonas presentes en su propio tracto digestivo.

Importancia en el agua de consumo humano

A pesar de que se han aislado con frecuencia *Aeromonas* spp. en el agua de consumo humano, la evidencia científica no apoya de manera significativa la transmisión por el agua. Las aeromonas que usualmente se encuentran en el agua de consumo humano no pertenecen a los grupos homólogos que tienen el mismo ácido desoxirribonucleico (ADN) que los asociados a los casos de gastroenteritis. La presencia de *Aeromonas* spp. en el agua de consumo humano generalmente se considera una molestia. El ingreso de aeromonas en los sistemas de distribución se puede minimizar mediante una desinfección adecuada. La proliferación de estas bacterias en los sistemas de distribución se puede limitar mediante la aplicación de medidas de control como el tratamiento para optimizar la remoción del carbono orgánico, la restricción del tiempo de permanencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de un nivel adecuado de desinfectante residual. El RHP detecta *Aeromonas* spp. y puede utilizarse, con parámetros como la concentración de desinfectante residual, 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 indicador 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*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- Borchardt MA, Stemper ME, 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: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Addendum: *Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

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 ácido y puede sobrevivir en el agua con 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 ocurre 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 en la piel, abscesos en órganos internos y enfermedades neurológicas atípicas, como la encefalitis del tronco encefálico o la paraplejía aguda. Aunque los adultos y niños sanos pueden sufrir melioidosis, 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.

Fuente y ocurrencia

Este microorganismo está presente sobre todo en regiones tropicales, típicamente en el suelo o en aguas con fango acumulado, que pueden llegar a las fuentes de agua y también a los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. No se conoce el número de organismos en el agua de consumo humano que supondría un riesgo significativo de infección.

Vías de exposición

Al parecer, la mayoría de las infecciones se producen por el contacto de cortes o abrasiones en la piel con agua contaminada. En el sudeste de Asia, los arrozales son una fuente importante de infección. También pueden producirse infecciones por otras vías, en particular por inhalación o ingestión, aunque se desconoce la importancia relativa de estas vías de contagio.

Importancia en el agua de consumo humano

En Australia, en dos brotes de melioidosis se aislaron mediante cultivo sendas cepas bacterianas idénticas de *B. pseudomallei* procedentes de enfermos y del abastecimiento de agua de consumo humano. La detección de los microorganismos en un sistema de abastecimiento de agua de consumo humano se produjo tras la sustitución de tuberías de agua y de una falla en la cloración, mientras que el segundo sistema de abastecimiento no había sido clorado. Entre las medidas de control de un plan de seguridad del agua que podrían proporcionar una protección eficaz contra este microorganismo están

la aplicación de procesos establecidos de desinfección y tratamiento del agua de consumo humano junto con la protección contra 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 adecuados en la reparación de cañerías podrían utilizarse como indicadores de protección contra *B. pseudomallei*. Dado que *B. Pseudomallei* está presente en el ambiente, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador 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, para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra.
- 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.

Campylobacter

Descripción general

Los microorganismos del género *Campylobacter* son bacilos espirales y curvados gramnegativos, microaerófilos (requieren menos oxígeno) y capnófilos (requieren más 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; se han aislado también *C. coli*, *C. laridis* y *C. fetus* en una pequeña proporción de casos. Dos géneros emparentados estrechamente, *Helicobacter* y *Archobacter*, incluyen 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 en 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 se resuelve de forma 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 la artritis reactiva y la meningitis. Varios informes han asociado la infección por *C. jejuni* con el síndrome de Guillain-Barré, una enfermedad desmielinizante aguda de los nervios periféricos.

Fuente y ocurrencia

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 las mascotas 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 las lluvias, la temperatura del agua y la presencia de aves acuáticas.

Vías de exposición

La mayoría de las infecciones por *Campylobacter* se reportan como esporádicas y los alimentos se consideran la fuente de infección más 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 el consumo de agua de consumo humano contaminada. 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 insuficiente y la contaminación de embalses de almacenamiento de agua con heces de aves silvestres.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha identificado que los sistemas de agua de consumo humano contaminados 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 plan de seguridad del agua, las medidas de control que pueden aplicarse para gestionar el riesgo potencial de *Campylobacter* spp. incluyen la protección de las fuentes de agua no tratada, de manera que no reciban residuos humanos ni de animales, el tratamiento adecuado y la protección del agua durante la distribución. Los depósitos de agua tratada y desinfectada deben protegerse para evitar los excrementos de aves. *Campylobacter* spp. son agentes 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 el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano .

Referencias seleccionadas

- Frost JA (2001) Current epidemiological issues in human campylobacteriosis. *Journal of Applied Microbiology*, 90:85S–95S.
- Koenraad PMFJ, Rombouts FM, 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.

Enterobacter sakazakii

Descripción general

La bacteria *Enterobacter sakazakii* es una especie móvil, gramnegativa, no esporulada en forma de bastón que se ha encontrado como contaminante en las fórmulas infantiles de leche. Las especies de *Enterobacter* son bioquímicamente similares a *Klebsiella*; sin embargo, *Enterobacter* es positivo a la ornitina. Se ha identificado que *Enterobacter sakazakii* es más resistente al estrés osmótico y seco que otros miembros de la familia Enterobacteriaceae.

Efectos sobre la salud humana

Se ha asociado a *Enterobacter sakazakii* con casos esporádicos o pequeños brotes de sepsis, meningitis, cerebritis y enterocolitis necrotizante. La mayoría de las infecciones se observan en lactantes de bajo peso al nacer (es decir, menos de 2 kg) o en los bebés nacidos prematuramente (es decir, menos de 37 semanas de gestación). Se ha reportado una mortalidad tan alta como de 50%, pero se ha reducido a menos de 20% en los últimos años.

Fuente y ocurrencia

Se desconoce el reservorio de *E. sakazakii*. Varias muestras ambientales (aguas superficiales, suelos, lodos, heces de aves) han resultado negativas. Se ha identificado *Enterobacter sakazakii* en los intestinos de ciertas moscas. El organismo se ha identificado con frecuencia en las fábricas que producen leche en polvo y otras sustancias alimenticias, y en los hogares. A menudo, la fórmula infantil en polvo no estéril producida comercialmente ha sido implicada como la fuente de bacterias durante los brotes. En un estudio de 141 fórmulas infantiles en polvo, 20 tuvieron un cultivo positivo de *E. sakazakii*, a pesar de que las fórmulas cumplían los requisitos microbiológicos del Codex para los coliformes (< 3 unidades formadoras de colonias por gramo). La bacteria se ha encontrado en muestras de latas selladas que recién se habían abierto. Aunque no se han identificado fuentes de bacterias distintas de la fórmula infantil, probablemente existan fuentes ambientales.

Vías de exposición

La enfermedad causada por *E. sakazakii* en los lactantes se ha asociado con el consumo de fórmulas no estériles preparadas comercialmente para lactantes. La contaminación se ha vinculado a la fórmula infantil en sí o a los equipos de preparación de la fórmula (p. ej., los mezcladores). Muchos de los brotes han ocurrido sin que se haya identificado falta de higiene durante la preparación de la fórmula. No se ha encontrado al organismo en las fuentes de agua de consumo humano utilizadas para preparar la fórmula. No hay evidencia de transmisión de persona a persona o de una transmisión más general de carácter ambiental.

Importancia en el agua de consumo humano

No hay evidencia de que estas bacterias se transmitan a través del agua de consumo humano, aunque es admisible que el organismo pudiera estar presente en el agua de

mala calidad. *Enterobacter sakazakii* es sensible a los desinfectantes y su presencia se puede prevenir mediante un tratamiento adecuado.

Referencias seleccionadas

- Block C et al. (2002) Cluster of neonatal infections in Jerusalem due to unusual biochemical variant of *Enterobacter sakazakii*. *European Journal of Microbiology and Infectious Disease*, 21:613–616.
- Breuer P et al. (2003) Desiccation and heat tolerance of *Enterobacter sakazakii*. *Journal of Applied Microbiology*, 95:967–973.
- Hamilton JV, Lehane MJ, Braig HR (2003) Isolation of *Enterobacter sakazakii* from midgut of *Stomoxys calcitrans* [letter to the editor]. *Emerging Infectious Diseases*, 9(10):1355–1356.
- Kandhai CM et al. (2004) Occurrence of *Enterobacter sakazakii* in food production environments and households [research letters]. *Lancet*, 363:39–40.
- OMS/FAO (2004) *Enterobacter sakazakii* and other microorganisms in powdered infant formula, meeting report. Ginebra, Organización Mundial de la Salud y Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Microbiological Risk Assessment Series 6).

Cepas patógenas de *Escherichia coli*

Descripción general

Escherichia coli está presente en grandes cantidades 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, de acuerdo con 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 la patogenicidad y la prevalencia de cepas de ECEA y ECAD no están bien establecidas.

Efectos sobre la salud humana

Los serotipos de ECEH, como *E. coli* O157:H7 y *E. coli* O111, producen diarrea 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 pueden desarrollar el síndrome hemolítico urémico (SHU), que puede ser mortal y se caracteriza por insuficiencia renal aguda y anemia hemolítica. Los niños menores de 5 años tienen más riesgo de desarrollar el SHU. La infectividad de las cepas 197 de ECEH es sustancialmente mayor que la de otras cepas; tan solo 1000 bacterias pueden causar una infección. La 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

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

infecciones por ECEP son poco frecuentes en países desarrollados, pero comunes en países en desarrollo, donde los lactantes presentan desnutrición, pérdida de peso y retraso en su desarrollo. La ECEI produce diarrea acuosa y en ocasiones hemorrágica; estas cepas invaden las células del colon mediante un mecanismo patógeno similar al de *Shigella*.

Fuente y ocurrencia

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 fuentes importantes 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 de ancianos y centros de día.

Importancia en el agua de consumo humano

La transmisión de cepas patógenas de *E. coli* por medio de aguas recreativas y de agua de consumo humano contaminada está bien documentada. Se dio mucha publicidad al brote ocurrido en la población agrícola de Walkerton, en Ontario, Canadá, causado por *E. coli* 0157:H7 (y *Campylobacter jejuni*) transmitido por el agua. El brote tuvo lugar en mayo de 2000 y ocasionó siete muertes y más de 2300 casos de enfermedad. El agua de consumo humano se contaminó por agua de escorrentía que contenía excrementos de ganado. En un plan de seguridad del agua, pueden aplicarse las siguientes medidas de control para hacer frente al riesgo potencial de *E. coli* enteropatógenas: protección de las fuentes de agua no tratada contra los residuos humanos y animales, tratamiento suficiente 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) proporcionan un indicador adecuado de la presencia de serotipos enteropatógenos en el agua de consumo humano. Esto se aplica, aunque los análisis estándares generalmente no detectan las cepas de ECEH.

Referencias seleccionadas

- Nataro JP, 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, Ontario Ministry of the Attorney General, Queen's Printer for Ontario.

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 solo *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, se vuelven crónicas. Las infecciones tienen mayor prevalencia en los países en desarrollo y se asocian con condiciones de hacinamiento. Son comunes las agrupaciones interfamiliares de casos.

Fuente y ocurrencia

El ser humano es, al parecer, el huésped principal de *H. pylori*. Otros posibles huéspedes pueden ser los gatos domésticos. Hay pruebas de que *H. pylori* es sensible a las sales biliares, lo cual disminuiría la probabilidad de excreción por la 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 que *H. pylori* crezca en el 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 Estados Unidos, 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 ambiente puede producirse por las heces de niños con diarrea o los vómitos de niños y también de adultos.

Vías de exposición

El contacto de persona a persona 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.

Importancia en el agua de consumo humano

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, las medidas de control que se pueden aplicar para proteger el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano contra *H. pylori* incluyen la prevención de la contaminación por residuos humanos y la desinfección adecuada. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de este organismo.

Referencias seleccionadas

- Dunn BE, Cohen H, Blaser MJ (1997) *Helicobacter pylori*. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:720–741.
- Hegarty JP, Dowd MT, 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, Calva JJ (2001) *Helicobacter pylori* in water systems for human use in Mexico City. *Water Science and Technology*, 43:93–98.

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 miembros 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 colonias de *Klebsiella* spp. en pacientes de hospitales y la transmisión se ha asociado a la manipulación frecuente de los pacientes (p. ej., en las unidades de cuidados intensivos). Quienes están expuestos a un riesgo mayor son las personas con sistemas inmunitarios débiles, como las personas ancianas o muy jóvenes, los pacientes con quemaduras o heridas extensas, los que están sometidos a tratamientos inmunodepresores o los infectados con el virus de la inmunodeficiencia humana (VIH)/síndrome de inmunodeficiencia adquirida (SIDA). 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 la neumonía destructiva.

Fuente y ocurrencia

Klebsiella spp. está presente de forma natural en muchos ambientes acuáticos y pueden multiplicarse y alcanzar concentraciones elevadas en aguas ricas en nutrientes, como en los residuos de fábricas de papel, plantas de acabado textil y operaciones del procesamiento de la 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 nosocomiales, y el agua y aerosoles contaminados puede ser una fuente potencial de estos organismos en entornos hospitalarios y otros establecimientos de salud.

Importancia en el agua de consumo humano

No se considera que la ingestión de agua de consumo humano sea una fuente de enfermedades del aparato digestivo por *Klebsiella* spp. en la población general. Lo usual es que los microorganismos del género *Klebsiella* detectados en el agua de consumo humano formen 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 un nivel adecuado de desinfectante residual. *Klebsiella* es un microorganismo coliforme y puede ser detectado por los análisis tradicionales para coliformes totales.

Referencias seleccionadas

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. IWA Publishing, London, para la Organización Mundial de la Salud, Ginebra.
- Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Legionella

Descripción general

El género *Legionella*, un miembro de la familia Legionellaceae, está formado por al menos 50 especies que comprenden 70 serogrupos distintos. Las legionelas son bacilos gramnegativos, no esporulados que requieren L-cisteína para su crecimiento y aislamiento primario. Son bacterias heterótrofas que se encuentran en una gran variedad de medios acuáticos y pueden proliferar a temperaturas superiores a 25 °C.

Efectos sobre la salud humana

Aunque se considera que todas las especies de *Legionella* pueden ser agentes 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 enfermedad de los legionarios 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 huésped: 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

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

los receptores de trasplantes. La fiebre de Pontiac es una enfermedad más leve y de resolución espontánea con una tasa de ataque alta y se manifiesta (en un plazo de 3 horas 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.

Fuente y ocurrencia

Las especies de *Legionella* forman parte de la flora natural de muchos ambientes de agua dulce, como ríos, arroyos y represas, donde están presentes en cantidades relativamente pequeñas. Sin embargo, proliferan en determinados medios acuáticos creados por el hombre, como los 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 la enfermedad de los legionarios. Estas bacterias sobreviven y proliferan en biopelículas y sedimentos, y se detectan con más facilidad en muestras obtenidas con un hisopo que en las de 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 común es la inhalación de aerosoles que contienen la bacteria. Estos aerosoles pueden generarse en diversos aparatos contaminados, como las torres de refrigeración, duchas de agua caliente, humidificadores y bañeras de hidromasaje. También se ha identificado la aspiración como vía de infección en algunos casos, asociada al hielo, alimentos o agua contaminados. No hay evidencia de transmisión de persona a persona.

Importancia en el agua de consumo humano

Legionella spp. son microorganismos comunes transmitidos por el agua, y los brotes de infección se han asociado con diversos aparatos, como las torres de refrigeración, los sistemas de agua caliente y bañeras de hidromasaje que utilizan agua de la red. Dada la prevalencia de *Legionella*, debe considerarse la posibilidad de que accedan a los sistemas de distribución de agua de consumo humano, 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 monoclорamina 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 de 25-50 °C y preferiblemente entre 20-50 °C para prevenir la proliferación del organismo. En los sistemas de agua caliente, el agua que sale del calentador deberá mantenerse por encima de 60 °C, y las

temperaturas superiores a 50 °C se deben mantener mediante tuberías asociadas. Sin embargo, el mantenimiento de la temperatura del agua caliente por encima de 50 °C puede suponer un riesgo de quemaduras para los niños de corta edad, los ancianos y otras personas vulnerables. Cuando la temperatura de los sistemas de distribución de agua fría o caliente no pueda mantenerse fuera del intervalo de 25-50 °C será necesario prestar mayor atención a la desinfección y a las estrategias destinadas a limitar la formación de biopelículas. La acumulación de lodo, incrustaciones, herrumbre, algas o cieno en los sistemas de distribución de agua, así como el agua estancada, favorecen la proliferación de *Legionella* spp. 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. representa una preocupación especial en las torres de refrigeración y sistemas de agua caliente de edificios grandes. Como se explicó en el capítulo 6, se deben desarrollar planes específicos de seguridad del agua para estos edificios, que incorporen medidas de control contra *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 indicador adecuado de la presencia o ausencia de este microorganismo.

Referencias seleccionadas

- Bartram J et al., eds (2007) *Legionella and the prevention of legionellosis*. Geneva, World Health Organization.
- 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.

Leptospira

Descripción general

Las leptospiras son espiroquetas aerobias que miden típicamente 0.1 µm de diámetro y 5-25 µm de largo. Hay dos géneros: *Leptospira*, que incluye los organismos patógenos *L. interrogans* y *Leptonoma*. *Leptospira interrogans* causa la leptospirosis, enfermedad zoonótica importante y generalizada. Las leptospiras patógenas se mantienen en animales huéspedes y, dependiendo de las condiciones, pueden sobrevivir durante días o semanas en el agua. Se han identificado más de 200 serovares patógenos, que se han dividido en 25 serogrupos basados en su relación serológica.

Efectos sobre la salud humana

La leptospirosis se produce a nivel mundial y afecta a personas que viven en climas templados y tropicales, tanto en zonas rurales como urbanas. La gravedad de la enfermedad y los tipos de síntomas varían ampliamente. Las infecciones frecuentemente

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

son subclínicas o tan leves que no se busca atención médica. Los síntomas incluyen fiebre, cefalea, dolor muscular, escalofríos, enrojecimiento de los ojos, dolor abdominal, ictericia, hemorragias en la piel y las mucosas (incluida la hemorragia pulmonar), vómitos, diarrea y erupción cutánea. Se ha reconocido a la hemorragia pulmonar como un resultado peligroso y a menudo fatal de la leptospirosis, pero la forma en que se desarrolla después de la infección sigue siendo poco clara. Se han identificado secuelas duraderas, incluidos la depresión, cefaleas, fatiga y dolor en las articulaciones. La enfermedad de Weil, que se caracteriza por ictericia, insuficiencia renal, hemorragia y miocarditis, se ha utilizado como un término alternativo para la leptospirosis, pero representa un subconjunto de las manifestaciones. Las estimaciones de los casos fatales varían desde menos de 5% a 30%, pero las cifras no se consideran fiables debido a incertidumbres sobre la prevalencia de los casos. Las tasas de mortalidad están influenciadas por la prontitud de las intervenciones de tratamiento. El número de casos no está bien documentado, debido a la falta de reconocimiento de la enfermedad y de métodos adecuados de diagnóstico. Se ha estimado que hay aproximadamente 0.1-1 casos por cada 100 000 personas por año en los climas templados y hasta 10-100 casos por cada 100 000 personas por año en los climas tropicales.

Fuente y ocurrencia

Leptospira interrogans patógenas se mantienen en los túbulos renales de muchos huéspedes animales. Esto puede producir infecciones asintomáticas crónicas, con excreción persistente durante periodos muy largos e incluso toda la vida. Las ratas, especialmente la rata parda (*Rattus norvegicus*), sirven como reservorio de *Leptospira interrogans* serovares Icterohaemorrhagiae y Copenhageni. El ganado es el reservorio más importante del serovar Hardjo y los ratones de campo (*Microtus arvalis*) y la rata almizclera (*Ondatra zibethicus*) son los reservorios más importantes del serovar Grippotyphosa. En investigaciones recientes se ha demostrado que el ratón de casa (*Crocidura russula*) puede ser un reservorio para el serovar Mozdok (tipo 3). El agua contaminada con orina y tejidos de animales infectados es una fuente establecida de leptospirosis patógenas. Las leptospirosis tienen una resistencia relativamente baja a las condiciones adversas del ambiente (p. ej., al pH bajo, la desecación, la luz solar directa); en circunstancias adecuadas (pH neutro, temperaturas moderadas), sin embargo, pueden sobrevivir durante meses en el agua.

Vías de exposición

Leptospira interrogans pueden ingresar al cuerpo a través de cortes y abrasiones o a través de las membranas mucosas de la boca, nariz y ojos. No se transmite por la vía fecal-oral. La leptospirosis se asocia con una gama amplia de actividades ocupacionales, en las que predomina el contacto directo con animales muertos o vivos, pero también indirectamente a través de ambientes contaminados con orina, especialmente aguas superficiales, plantas y barro. La ingestión de alimentos y agua contaminados o la inhalación de aerosoles puede ocasionalmente causar infección. La transmisión directa de persona a persona se observa raramente. El contacto sexual, la transmisión transplacentaria y la leche materna son potenciales vías de exposición. La transmisión a través de la orina de pacientes infectados podría representar un riesgo

para los que proveen atención médica. Hay una tendencia cada vez mayor de brotes asociados con la exposición recreativa al agua contaminada con orina de animales infectados. Los brotes también se han asociado a desastres naturales relacionados con las inundaciones.

Importancia en el agua de consumo humano

Las leptospirosis transmitidas por el agua normalmente se deben al contacto con aguas superficiales contaminadas. Las leptospiras son sensibles a los desinfectantes; dentro de un plan de seguridad del agua, las medidas de control que deberán proporcionar una protección eficaz contra estos organismos incluyen la aplicación de procesos de desinfección estándar para el agua de consumo humano junto con la protección de los sistemas de distribución ante eventos de inundación. Debido a que las leptospiras se excretan en la orina y persisten en entornos favorables, *E. coli* (o bien los coliformes termotolerantes) no es un indicador adecuado de la presencia o ausencia de este organismo.

Referencias seleccionadas

Bharti AR et al. (2003) Leptospirosis: A zoonotic disease of global importance. *Lancet Infectious Diseases*, 3:757–771.

OMS (2003) *Human leptospirosis: Guidance for diagnosis, surveillance and control*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

Pond K (2005) *Water recreation and disease. Plausibility of associated infections: Acute effects, sequelae and mortality*. IWA Publishing, Londres, para la Organización Mundial de la Salud.

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 aeróbicos acidorresistentes crecen 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 proliferación más rápida *M. chelonae* y *M. fortuitum*. Se ha utilizado la expresión complejo *M. avium* para nombrar a un grupo de especies patógenas que incluye *M. avium* y *M. intracellulare*. Sin embargo, otras micobacterias atípicas también son agentes patógenos. Un rasgo distintivo de todas las especies de *Mycobacterium* es su pared celular con un elevado contenido lipídico, que permite identificarlas mediante tinciones acidorresistentes.

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 con VIH.

Fuente y ocurrencia

Las micobacterias atípicas proliferan en diversos ambientes acuáticos propicios, especialmente en biopelículas. Una de las especies más frecuentes es *M. gordonae*. Otras especies que se han aislado del agua son *M. avium*, *M. intracellulare*, *M. kansasii*, *M. fortuitum* y *M. chelonae*. En los sistemas de distribución puede haber concentraciones altas de micobacterias atípicas luego de realizar una purga o inversión del flujo de agua para despegar las biopelículas. Son relativamente resistentes al tratamiento y a la desinfección, y se han detectado en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que tienen buena operación y mantenimiento, con RHP inferiores a 500/ml y hasta 2.8 mg/l de cloro residual. La proliferación de estos microorganismos en biopelículas disminuye la eficacia de la desinfección. En un estudio se detectaron estos microorganismos en 54% de las muestras de hielo y en 35% de las de agua de consumo humano.

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 la presencia de diversas especies en el abastecimiento de agua de consumo humano. En 1968, una epidemia de infecciones de *M. kansasii* se asoció con la presencia de los microorganismos en el agua de consumo humano y la propagación a través de los aerosoles de las duchas. 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 por el tipo de fagos y una débil actividad nitrato reductasa. Un aumento del número de infecciones por el complejo *M. avium* en Massachusetts (Estados Unidos) también se ha atribuido a su presencia en el agua de consumo humano. En todos estos casos, solo ha habido evidencias circunstanciales de una relación causal entre la presencia de las bacterias en el agua de consumo humano y las enfermedades humanas. Se han relacionado casos de infección con agua contaminada en bañeras de hidromasaje.

Importancia en el agua de consumo humano

La detección de micobacterias atípicas en el agua de consumo humano y las vías de transmisión identificadas sugieren que el suministro de agua de consumo humano es una posible fuente de infección. 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 cruda. Las micobacterias atípicas son relativamente resistentes a la desinfección. Una concentración permanente de desinfectante residual reducirá la concentración de micobacterias en la columna de agua, pero no es probable que actúe eficazmente contra los microorganismos presentes en biopelículas. La reducción de estos organismos se

podría conseguir con la aplicación de medidas de control diseñadas para minimizar el crecimiento de biopelículas, incluidos el tratamiento para optimizar la eliminación del carbono orgánico, la restricción del tiempo de permanencia del agua en los sistemas de distribución y el mantenimiento de un nivel adecuado de desinfectante residual. 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 indicador 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*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- Bartram J et al., eds (2004) *Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management*. Ginebra, 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) Factors influencing numbers 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) De consumo humano water and *Mycobacterium avium* complex in HIV patients: Is prevention possible? *Lancet*, 343:1110–1111.
- Von Reyn CF et al. (1994) Persistent colonization of de consumo humano water as a source of *Mycobacterium avium* infection in AIDS. *Lancet*, 343:1137–1141.

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 piocianina, un pigmento azulado no fluorescente. Muchas cepas producen también el pigmento verde fluorescente pioverdina. *Pseudomonas aeruginosa*, al igual que otras pseudomonas fluorescentes, produce catalase, oxidasa y amoniaco a partir de la arginina, y puede crecer en 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. Los pacientes con fibrosis quística o inmunodeprimidos son propensos a la colonización por *P. aeruginosa*, lo que puede conducir a infecciones pulmonares progresivas graves. Las foliculitis y las

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

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 agentes antimicrobianos, lo que puede aumentar su relevancia en el ámbito hospitalario.

Fuente y ocurrencia

Pseudomonas aeruginosa es un microorganismo común en el ambiente y puede encontrarse en las heces, el suelo, el agua y las aguas residuales. Puede multiplicarse 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 lavamanos, 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 membranas mucosas, al agua contaminada o a instrumentos quirúrgicos contaminados. La limpieza de lentes de contacto con agua contaminada puede causar un tipo de queratitis. La ingestión de agua de consumo humano no es una fuente de infección importante.

Importancia en el agua de consumo humano

Aunque la presencia de *P. aeruginosa* puede ser significativa en algunos entornos, como en los centros de salud, no hay evidencia de que los usos normales del agua de consumo humano sean una fuente de infección para la población general. No obstante, su presencia en concentraciones altas especialmente en el agua envasada para el consumo humano puede asociarse con problemas de sabor, olor y turbiedad. *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 un nivel adecuado de desinfectante residual, deberían reducir la proliferación de estos microorganismos. El RHP detecta la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* y puede utilizarse, junto con parámetros como la concentración de desinfectante residual, como indicador de condiciones que podrían sustentar el crecimiento de estos microorganismos. Sin embargo, como *P. aeruginosa* es un microorganismo común en el 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*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- 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, Edberg SC (1997) *Pseudomonas aeruginosa*: Assessment of risk from drinking-water. *Critical Reviews in Microbiology*, 23:47–75.

Salmonella

Descripción general

El género *Salmonella* pertenece a la familia Enterobacteriaceae. Son bacilos gramnegativos móviles que no fermentan la lactosa, aunque la mayoría produce sulfuro de hidrógeno o gas por fermentación de los carbohidratos. Inicialmente, se agruparon en más de 2000 especies (serotipos) en función de sus antígenos somáticos (O) y flagelares (H) (esquema de Kauffman-White). Se ha debatido mucho sobre la nomenclatura y taxonomía de *Salmonella*, pero en la actualidad se considera que en realidad hay dos especies (*Salmonella enterica* y *Salmonella bongori*). Otras especies anteriormente nombradas, incluidas *S. Typhi* y *S. Paratyphi* se consideran serotipos.

Efectos sobre la salud humana

Las salmonelosis típicamente producen cuatro manifestaciones clínicas: gastroenteritis (que va desde diarrea leve hasta diarrea fulminante, náuseas y vómitos), bacteriemia o septicemia (con accesos de fiebre alta y hemocultivos positivos), fiebre tifoidea o paratifoidea (con fiebre y diarrea o sin ella) y el estado de portadores en 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 horas después de la ingestión de agua o alimentos contaminados. La diarrea dura de tres a cinco días acompañada de 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 la fiebre tifoidea es poco frecuente en zonas con buenos sistemas de saneamiento, todavía es prevalente en otras regiones y hay muchos millones de casos al año.

Fuente y ocurrencia

El género *Salmonella* está ampliamente distribuido en el ambiente, pero algunas especies o serotipos presentan especificidad respecto al huésped. Específicamente, *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 la 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 la vía fecal-oral. Las infecciones por serotipos no tifoideos se asocian principalmente con el contacto de persona a persona, el consumo de diversos alimentos contaminados y la exposición a animales. La infección por especies tifoideas

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

se asocia con el consumo de agua o alimentos contaminados y es poco frecuente la transmisión directa de persona a persona.

Importancia en el agua de consumo humano

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 humano. 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 sistema de 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 plan de seguridad del agua, las medidas de control que pueden aplicarse para gestionar el riesgo incluyen la protección de las fuentes de agua no tratada para evitar residuos humanos y animales, el tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) por lo general es un indicador confiable de la presencia o ausencia de *Salmonella* spp. en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano .

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.
- Tindall BJ et al. (2005) Nomenclature and taxonomy of the genus *Salmonella*. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 5:521–524.

Shigella

Descripción general

El género *Shigella*, perteneciente a la familia Enterobacteriaceae, está formado por bacilos gramnegativos, no esporulados e inmóviles que crecen en presencia o ausencia de oxígeno. 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 10 años. El periodo de incubación de la shigelosis suele ser de 24 a 72 horas. La ingestión de tan solo 10 a 100 microorganismos puede producir una infección, que es 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. La producción de la toxina Shiga por el patógeno desempeña un papel importante en este resultado. Las especies del género *Shigella* están, al parecer, mejor adaptadas para causar la enfermedad en el ser humano que la mayoría de las demás bacterias entéricas patógenas.

Fuente y ocurrencia

Según parece, los únicos huéspedes naturales de las shigelas son las personas y otros primates superiores. Las bacterias permanecen contenidas en las células epiteliales de sus huéspedes. 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 centros de día, 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 la vía fecal-oral, mediante el contacto de persona a persona o por el agua y los alimentos contaminados. Se ha comprobado también que las moscas presentes en residuos fecales contaminados son un vector de transmisión del microorganismo.

Importancia en el agua de consumo humano

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 humano 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 humano 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 plan de seguridad del agua pueden aplicarse el tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución como medidas de control para gestionar el riesgo potencial, además de proteger la contaminación de fuentes de agua no tratada por residuos humanos. El análisis de *Escherichia coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es un indicador por lo general confiable de la presencia o ausencia de *Shigella* spp. en el agua de consumo humano .

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, Espay Q (1998) Estimating the cost of diarrhoea and epidemic dysentery in Kwa-Zulu-Natal and South Africa. *Water SA*, 24:11–20.

Staphylococcus aureus

Descripción general

Staphylococcus aureus es un coco grampositivo, aerobio o anaerobio, inmóvil, no esporulado, con actividad catalasa y coagulasa, que generalmente se dispone en racimos irregulares semejantes a los de uvas. El género *Staphylococcus* contiene al menos 15 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 horas. Lo mismo sucede en el síndrome causado por la toxina 1 del síndrome del choque tóxico.

Fuente y ocurrencia

Staphylococcus aureus es un microorganismo relativamente extendido en el ambiente, pero se encuentra principalmente en la piel y las membranas mucosas de los animales. Forma parte de la flora microbiana normal de la piel humana y se encuentra en la zona nasofaríngea del 20 al 30% de los adultos. Los estafilococos se detectan ocasionalmente en el tracto digestivo y pueden detectarse en aguas residuales. *Staphylococcus aureus* puede ser liberado por contacto humano en medios acuáticos, como piscinas, bañeras de hidromasaje y otras aguas recreativas. También se ha detectado en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano.

Vías de exposición

El contacto a través de las manos es, de hecho, 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 papas y huevo mantenidas a temperatura ambiente o más altas ofrecen un ambiente ideal para la multiplicación de *S. aureus* y la liberación de toxinas. El consumo de alimentos que contienen toxinas de *S. aureus* puede producir intoxicación alimentaria por enterotoxinas luego de pocas horas.

Importancia en el agua de consumo humano

Aunque *S. aureus* puede estar presente en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, no hay evidencia de su transmisión por el consumo de esta agua. A pesar de que los estafilococos son ligeramente más resistente que *E. coli* a las concentraciones de cloro residual, su presencia en el agua se controla con facilidad mediante procesos de tratamiento y desinfección convencionales. Dado que la materia fecal no es su fuente habitual, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador adecuado de la presencia o ausencia de *S. aureus* en agua de consumo humano.

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, Seidler RJ (1980) *Staphylococcus aureus* in rural drinking-water. *Applied and Environmental Microbiology*, 39:739–742.

Tsukamurella

Descripción general

El género *Tsukamurella*, perteneciente a la familia Nocardiaceae, está formado por bacterias con forma de bastones 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/SIDA) e infecciones postoperatorias de heridas. Se notificó la presencia de *Tsukamurella* en cuatro casos de bacteriemia asociada al uso de catéteres y en casos individuales de infección pulmonar crónica, tenosinovitis necrosante con abscesos subcutáneos, infecciones óseas y cutáneas, meningitis y peritonitis.

Fuente y ocurrencia

Las especies de *Tsukamurella* son principalmente saprófitos ambientales presentes en el suelo, en el agua y en la espuma (forman un verdín espeso estable en aireadores y tanques de sedimentación) de lodos activados. *Tsukamurella* está incluido entre los microorganismos detectados mediante RHP en el agua de consumo humano.

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se han detectado microorganismos del género *Tsukamurella* en sistemas de abastecimientos de agua de consumo humano, pero su relevancia no está clara. No hay pruebas que relacionen estos microorganismos del agua con casos de enfermedad. Como *Tsukamurella* es un microorganismo ambiental, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador 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*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).
- 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.

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, incluidas *V. cholerae*, *V. parahaemolyticus* y *V. vulnificus*. *Vibrio cholerae* es la única especie patógena relevante en medios de agua dulce. 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 proporción 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 fue 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, lo que ocasiona 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 huésped. 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 con pequeños gránulos (con aspecto de “agua de arroz”) y mucosa, que pueden hacer que el enfermo pierda 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 10^8 hasta unos 10^4 microorganismos. La tasa de letalidad varía en función de las instalaciones de salud y la preparación. Hasta el 60% de los enfermos que no reciben tratamiento pueden morir como resultado de la deshidratación grave y la pérdida de electrolitos, pero mediante programas bien diseñados de control de enfermedades diarreicas se puede disminuir la letalidad hasta menos del 1%. Las cepas no toxígenas de *V. cholerae* pueden causar gastroenteritis de resolución espontánea, infecciones de heridas y bacteriemia.

Fuente y ocurrencia

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 las 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 en aguas con menos de 20 °C.

Vías de exposición

El cólera se transmite típicamente por la vía fecal-oral y la infección se contrae predominantemente por la ingestión de alimentos o agua con contaminación fecal. El alto número de microorganismos necesario para causar una infección hace que el contacto de persona a persona sea una vía de transmisión improbable.

Importancia en el agua de consumo humano

La contaminación del agua debido al 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 el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano 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 plan de

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

seguridad del agua, las medidas de control que se pueden aplicar para gestionar el riesgo potencial de las cepas toxígenas de *V. cholerae* incluyen la protección de las fuentes de agua cruda para evitar la contaminación con heces humanas, el 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 confiable de *V. cholerae* en el agua de consumo humano.

Referencias seleccionadas

- Kaper JB, Morris JG, Levine MM (1995) Cholera. *Clinical Microbiology Reviews*, 8:48–86.
- Ogg JE, Ryder RA, 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, 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.
- WHO (2002) *Vibrio cholerae*. En: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 119–142.

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 organismos 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”, la inflamación dolorosa de los ganglios linfáticos. Parece que la enfermedad es más aguda en niños que en adultos.

Fuente y ocurrencia

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 humano 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 traza de nitrógeno orgánico, incluso a temperaturas tan bajas como 4 °C.

Vías de exposición

Las yersinias se transmiten por la 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 de persona a persona y de animales a personas.

Importancia en el agua de consumo humano

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 humano no tratada. La fuente más probable de cepas patógenas de *Yersinia* spp. son las heces de humanos o de animales. Estos microorganismos son sensibles a los procesos de desinfección. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control que se pueden aplicar para gestionar el riesgo potencial de las cepas toxígenas de *Yersinia* spp. en el agua de consumo humano incluyen la protección de las fuentes de agua no tratada para evitar los residuos humanos, la 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 indicador adecuado de la presencia o ausencia de estos microorganismos en el agua de consumo humano .

Referencias seleccionadas

- Aleksic S, 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). Con la excepción del 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 distintas vías de transmisión, vías y lugares de infección y vías de excreción. Pueden darse combinaciones de vías y lugares de infección, y no siempre siguen patrones previstos. Por ejemplo, los virus que se consideran la causa

principal de infecciones y síntomas respiratorios suelen transmitirse de persona a persona a través de gotas 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 gotas. Otro ejemplo son los virus excretados en la orina, como los poliomavirus, que podrían contaminar el agua y posiblemente ser transmitidos por esa vía, con efectos potenciales 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.

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 adenovirus humanos ocasionan muy diversas infecciones con un espectro 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 los más vulnerables a infecciones por adenovirus, y muchas infecciones son asintomáticas. Producen brotes con tasas de ataque altas, lo que indica que las dosis infectivas son bajas.

Fuente y ocurrencia

Los adenovirus se excretan en cantidades abundantes en las heces humanas y se ha comprobado su presencia en aguas residuales, en fuentes de agua no tratada y en agua de consumo humano tratada 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 a nivel mundial, 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 adenovirus humanos, la exposición e infección pueden producirse por diversas vías. El contacto de persona a persona desempeña un papel principal en la 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 al 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 por exposición durante el uso de piscinas.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha comprobado la presencia de concentraciones sustanciales de adenovirus humanos en fuentes de agua cruda y en sistemas de abastecimientos de agua de consumo humano. En un estudio de virus detectables mediante técnicas basadas en la RCP, la incidencia de adenovirus humanos en 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 humano contaminada es una fuente probable, aunque no confirmada, de infecciones por adenovirus humanos. Los adenovirus humanos 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 adenovirus humanos en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los adenovirus humanos deben centrarse en la prevención de la contaminación de las fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los adenovirus humanos. El agua de consumo humano también debe protegerse de la contaminación durante su distribución. Debido a la alta resistencia de los virus a la desinfección, el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de adenovirus humanos en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

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, 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.

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 una proporción de las partículas se observa en el microscopio electrónico una estructura superficial diferenciada con forma de estrella. Se han descrito ocho serotipos de astrovirus humanos, de los que el serotipo 1 es el detectado con más frecuencia. Los astrovirus humanos se pueden detectar en muestras medioambientales mediante técnicas de RCP, con o sin multiplicación previa mediante cultivo celular.

Efectos sobre la salud humana

Los astrovirus humanos causan gastroenteritis, sobre todo diarrea, principalmente en niños menores de 5 años, aunque también se ha notificado en adultos. Se ha comprobado en estudios de seroprevalencia que más del 80% de los niños de 5 a 10 años tienen anticuerpos contra los astrovirus humanos. 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 astrovirus humanos son los causantes de solo 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 subestime el número de infecciones.

Fuente y ocurrencia

Las personas infectadas generalmente excretan gran cantidad de astrovirus humanos en las heces, de modo que estos virus estarán presentes en las aguas residuales. Se han detectado astrovirus humanos en fuentes de agua y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

Vías de exposición

Los astrovirus humanos se transmiten por la 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha confirmado la presencia de astrovirus humanos en abastecimiento de agua de consumo humano tratada. Dado que los virus se transmiten típicamente por la vía fecal-oral, es probable que puedan transmitirse por el agua de consumo humano, pero no se ha confirmado. Se han detectado astrovirus humanos en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los astrovirus humanos deben centrarse en la prevención de la contaminación de las fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los astrovirus humanos. El agua de consumo humano también debe protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de astrovirus humanos en agua de consumo humano, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

Referencias seleccionadas

- Grabow WOK, Taylor MB, 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.

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 caliciformes. Los calicivirus humanos 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 calicivirus humanos, que no se pueden multiplicar en los sistemas de cultivo celular disponibles, se descubrieron inicialmente mediante microscopía electrónica. Se pueden detectar algunos *Norovirus* spp. mediante el ensayo por inmunoabsorción ligado a enzimas y el uso de anticuerpos producidos contra proteínas de la cápside de *Norovirus* expresadas en baculovirus. Se

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

han descrito varios procedimientos de detección de los calicivirus humanos basados en la RCP con transcripción previa del ARN con transcriptasa inversa.

Efectos sobre la salud humana

Los calicivirus humanos 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. Como algunos casos presentan solo vómitos pero no diarrea, la enfermedad se conoce también como “enfermedad de los vómitos de invierno”. Las infecciones por calicivirus humanos inducen una inmunidad efímera. Los síntomas suelen ser relativamente leves y rara vez duran más de tres días. Producen brotes con tasas de ataque altas, lo que indica que la dosis infectiva es baja.

Fuente y ocurrencia

Los calicivirus humanos se excretan en las heces de las personas infectadas, por lo que estarán presentes en aguas residuales domésticas y en alimentos y agua con contaminación fecal, incluidos los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

Vías de exposición

La epidemiología de 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 humano 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 humano, hielo, agua de transatlánticos y aguas recreativas. También se ha detectado como fuente de brotes a los mariscos recolectados en aguas contaminadas con aguas residuales.

Importancia en el agua de consumo humano

Desde el punto de vista epidemiológico, muchos brotes de calicivirus humanos se han relacionado con sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano contaminados. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los calicivirus humanos deben centrarse en la prevención de la contaminación de las fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los calicivirus humanos. El agua de consumo humano debe también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de calicivirus humanos en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, 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 Norwalk- and Sapporo-like caliciviruses by RT-PCR. *Journal of Virological Methods*, 83:145–154.
- Mauer AM, 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, Glass R (2000) Introduction: Human enteric caliciviruses—An emerging pathogen whose time has come. *Journal of Infectious Diseases*, 181(Suppl. 2):S249–251.

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 Coxsackie, los tipos 1-33 del virus echo y los tipos de enterovirus numerados EV69-EV73. 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, al 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 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.

Fuente y ocurrencia

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 agua de consumo humano tratada. 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 de persona a persona y la inhalación de virus transportados por el aire o en gotas respiratorias. La transmisión por el agua de consumo humano 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 un lago en la década de 1970.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha comprobado la presencia de concentraciones substanciales de enterovirus en fuentes de agua no tratada y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano tratada. Dada su prevalencia, el agua de consumo humano representa una fuente probable, aunque 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 suministros de agua de consumo humano que cumplían las especificaciones aceptadas de tratamiento, desinfección y presencia de microorganismos indicadores convencionales. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los enterovirus deben centrarse en la prevención de la contaminación de las fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los enterovirus. El agua de consumo humano también deberá protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de enterovirus en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

Referencias seleccionadas

- Grabow WOK, Taylor MB, 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.

Virus de la hepatitis A

Descripción general

El virus de la hepatitis A (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. Hasta en 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 para 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, un promedio de 28 a 30 días, 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 de 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.

Fuente y ocurrencia

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 a los manipuladores de alimentos infectados, los mariscos recolectados en aguas contaminadas y las 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha comprobado la transmisión del VHA por sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano y la presencia del virus en el agua de consumo humano constituye un riesgo importante para la salud. En un plan de seguridad del agua, las medidas de

control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del VHA deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar el VHA. Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano también deben protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de VHA en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, 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: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 18–39.

Virus de la hepatitis E

Descripción general

El genoma del virus de la hepatitis E (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 una familia separada llamada 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 posibles serotipos diferentes del virus. El VHE no se puede detectar ni cultivar con facilidad en los sistemas de cultivo celular convencionales y su identificación en muestras ambientales se basa en el uso de técnicas de RPC.

Efectos sobre la salud humana

El VHE causa una hepatitis similar en muchos aspectos a la causada por el VHA. No obstante, el periodo de incubación tiende a ser más largo (promedio de 40 días) y las infecciones conllevan típicamente una tasa de mortalidad de hasta el 25% en mujeres embarazadas. En las regiones endémicas, las primeras infecciones suelen producirse 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.

Fuente y ocurrencia

El VHE se excreta en las heces de las personas infectadas y se ha detectado en aguas residuales, tanto crudas como tratadas. El agua contaminada se ha asociado con brotes grandes. La característica distintiva del VHE es que es el único virus entérico que tiene como reservorio significativo a los animales, incluidos los domésticos, en particular el ganado porcino, y también el vacuno y el caprino, e incluso 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 de persona a persona sugiere que el agua contaminada fecalmente podría tener un papel mucho más importante en la transmisión del VHE que en la del VHA. Hay brotes registrados de origen hídrico con miles de casos, como el que produjo aproximadamente 40 000 enfermos en 1954 en Nueva Delhi (India), el que produjo más de 100 000 enfermos entre 1986 y 1988 en la región de Xinjiang-Uigur en China, y el 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha confirmado que el agua contaminada puede ser fuente de VHE, y la presencia del virus en el agua de consumo humano 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 brotes de origen hídrico sugieren que el VHE podría ser igual de resistente que otros virus entéricos. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del VHE deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos o animales y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar el VHE. Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano deben también protegerse de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de VHE en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, ya que los virus son probablemente más resistentes a la desinfección.

Referencias seleccionadas

- OMS (2002) Enteric hepatitis viruses. En: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 18–39.
- 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.

Rotavirus y ortorreovirus

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 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, 50 a 60% de los niños hospitalizados con gastroenteritis aguda en todo el mundo están infectados por rotavirus humanos. 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.

Fuente y ocurrencia

Los enfermos excretan rotavirus humanos en concentraciones de hasta 10^{11} virus por gramo de heces durante periodos de unos 8 días. Esto implica que las aguas residuales domiciliarias y cualquier ambiente contaminado con heces humanas contendrán probablemente grandes cantidades de rotavirus humanos. Los virus han sido detectados en aguas residuales, ríos, lagos y agua de consumo humano tratada. Es frecuente la presencia de concentraciones sustanciales de ortorreovirus en aguas residuales.

Vías de exposición

Los rotavirus humanos se transmiten por la vía fecal-oral. Al parecer, la transmisión de persona a persona y la inhalación de rotavirus humanos atmosféricos o de aerosoles que contienen los virus son mucho más importantes que la ingestión de agua o alimentos contaminados. Esto se confirma con la transmisión de infecciones en las secciones de pediatría de los 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 rotavirus humanos y su presencia en el agua contaminada. Sin embargo, se han descrito brotes ocasionales de origen hídrico o alimentario. Dos grandes brotes que tuvieron lugar en China en 1982-1983 se relacionaron con fuentes de agua contaminada.

Importancia en el agua de consumo humano

A pesar de que la ingestión de agua de consumo humano no es la vía de transmisión más frecuente, la presencia de rotavirus humanos en el agua de consumo humano 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 plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de los rotavirus humanos deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos y su posterior tratamiento y desinfección adecuados. Se requerirá la validación de la eficacia de los procesos de tratamiento utilizados para eliminar los rotavirus humanos. Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano deben protegerse también de la contaminación durante su distribución. El análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) no es un indicador confiable de la presencia o ausencia de rotavirus humanos en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, ya que los virus son más resistentes a la desinfección.

Referencias seleccionadas

- Baggi F, 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, 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 a otros animales. Las enfermedades que ocasionan tienen una gran repercusión en el ámbito socioeconómico 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 en 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” han sido notificadas 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 aumentar substancialmente al crecer las poblaciones de seres humanos y de animales, así como la demanda de agua de consumo humano. Se proporciona información adicional sobre enfermedades emergentes en: *Emerging issues in water and infectious disease* (OMS, 2003) y en publicaciones relacionadas.

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 que se comúnmente se encuentran en suelos húmedos. 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 tome en cuenta la evolución de los conocimientos sobre la biología molecular de estos microorganismos. Las especies de *Acanthamoeba* presentan un trofozoíto con capacidad de alimentarse y replicarse, y 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, mientras que *A. castellanii* y *A. polyphaga* se asocian, respectivamente, a la queratitis y uveítis por *Acanthamoeba*.

La encefalitis granulomatosa amebiana es una encefalitis multifocal, hemorrágica y necrosante que generalmente afecta solo 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 el 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 encefalitis granulomatosa amebiana 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 sugieren que la infección puede ser común, en la mayoría de casos no se presenta síntomas evidentes.

Fuente y ocurrencia

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.

Vías de exposición

La queratitis por *Acanthamoeba* se ha relacionado con el lavado de lentes de contacto blandos 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 deben elaborarse únicamente con agua estéril. No se ha determinado el modo de transmisión de la encefalitis granulomatosa amebiana, 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se han relacionado casos de queratitis por *Acanthamoeba* con el agua de consumo humano debido al uso de agua de grifo para elaborar soluciones de lavado de lentes de contacto. El lavado de lentes de contacto con agua de grifo no se considera apropiado; se requiere usar agua de mayor calidad. Comparados con los ooquistes de *Cryptosporidium* y *Giardia*, los quistes de *Acanthamoeba* son relativamente grandes y se pueden separar del agua cruda 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 los quistes son muy resistentes a la desinfección. No obstante, como los usos normales del agua de consumo humano 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, De Jonckheere JF (1999) Clustering of *Acanthamoeba* isolates from human eye infections by means of mitochondrial DNA digestion patterns. *Parasitology Research*, 85:284–289.

Balantidium coli

Descripción general

Balantidium coli es un protozoo parásito unicelular que alcanza una longitud de hasta 200 μm , 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 μm 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, solo *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 huésped 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.

Fuente y ocurrencia

Al parecer, el ser humano es el huésped 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 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 la 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 humano se contaminó con escorrentía pluvial que contenía heces de cerdo.

Importancia en el agua de consumo humano

Aunque el agua no parece desempeñar una función importante en la propagación de este microorganismo, se ha registrado un brote transmitido por el agua. *Balantidium coli* tiene un gran tamaño y se puede remover mediante filtración, pero los quistes son muy resistentes a la desinfección. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de *B. coli* deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua 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 indicador confiable de la presencia o ausencia de *B. coli* en abastecimientos de agua de consumo humano.

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.

Blastocystis

Descripción general

Blastocystis es un parásito intestinal anaeróbico común que fue descrito por primera vez en el año 1900. A pesar de esta larga historia, hay grandes dudas en el conocimiento sobre este organismo, y su patogenicidad sigue siendo un tema de debate. *Blastocystis* spp. se ha detectado en una gama de huéspedes animales, con los aislados de seres humanos identificados como *Blastocystis hominis*. Sin embargo, los estudios moleculares sugieren que existe una considerable heterogeneidad antigénica y genética dentro de *B. hominis* y *Blastocystis* spp. *Blastocystis hominis* vive en el colon y tiene varias formas morfológicas, incluido un quiste fecal que se cree que es la forma infecciosa.

Efectos sobre la salud humana

Blastocystis hominis es probablemente el protozoo más común detectado en muestras fecales humanas en todo el mundo. La infección se produce tanto en inmunocompetentes como en inmunocomprometidos. La prevalencia oscila entre el 2% y el 50%, con tasas más altas en los países en desarrollo que tienen higiene ambiental deficiente. La infección parece ser más común en los adultos que en los niños. Sin embargo, un estudio mostró que la mayor infección se produce a los 10 años de edad y más tarde en la vida. La patogenicidad de *B. hominis* es controversial, debido a los síntomas no específicos y la prevalencia de infecciones asintomáticas. Algunos estudios de casos y controles de personas con síntomas y sin ellos no muestran diferencias en la prevalencia de *B. hominis*. Los síntomas atribuidos a *B. hominis* incluyen heces acuosas o sueltas, diarrea, dolor abdominal, prurito anal, pérdida de peso y exceso de gases. La duración de la infección no se conoce bien; algunas infecciones pueden durar semanas, meses o años. En algunos pacientes, los síntomas se resuelven espontáneamente, aunque todavía se pueda detectar *Blastocystis* en las heces. Se ha sugerido que *B. hominis* puede ser un organismo comensal que se convierte en agente patógeno cuando el huésped es inmunodeprimido, está desnutrido o tiene otras infecciones.

Fuente y ocurrencia

La fuente de infección humana por *Blastocystis* es incierta. *Blastocystis* se presenta en muchos animales, incluidos insectos, reptiles, aves y mamíferos. Alguna evidencia sugiere que *Blastocystis* no tendría un huésped específico y que es posible la transmisión del animal al hombre. Un estudio reciente en Malasia mostró que los operarios que cuidan animales y los trabajadores de mataderos tenían mayor riesgo de infección que un grupo control de habitantes de ciudades de gran altura. *Blastocystis* se excreta como quistes, que podrían ser persistentes al ambiente, pero no hay datos

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

sobre su supervivencia en el ambiente. Se ha identificado *Blastocystis* en muestras de aguas residuales.

Vías de exposición

Las vías de transmisión aún no se han establecido, pero la vía fecal-oral es considerada como el modo principal de transmisión. Los estudios de transmisión entre ratones indican infección después de la inoculación oral de quistes de origen fecal. Se ha sugerido la transmisión por el agua y los alimentos, pero no se ha confirmado.

Importancia en el agua de consumo humano

No se ha establecido la importancia del agua de consumo humano como fuente de infecciones por *Blastocystis*. Sin embargo, una investigación en Tailandia proporcionó evidencia de transmisión por el agua y la identificación de muestras de aguas residuales sugiere la posibilidad de que esto ocurra. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control centradas en la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos y animales deben reducir los riesgos potenciales. Hay poca información sobre la eliminación o inactivación de *Blastocystis* por procesos de tratamiento del agua y de aguas residuales. La morfología de *Blastocystis* es muy variable, así como la estimación de su tamaño. Los quistes de origen fecal pueden ser pequeños, de 3 a 10 micras de diámetro, y son susceptibles de ser eliminados por métodos convencionales de filtración con medios granulares, como ocurre con los ooquistes de *Cryptosporidium* que miden de 4 a 6 μ m de diámetro. Se ha informado que los quistes de *Blastocystis* son relativamente resistentes al cloro. Debido a esta resistencia, *E. coli* (o bien los coliformes termotolerantes) no son indicadores confiables de la presencia o ausencia de *Blastocystis* en fuentes de agua de consumo humano.

Referencias seleccionadas

- Leelayoova S et al. (2004) Evidence of waterborne transmission of *Blastocystis hominis*. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 70:658–662.
- Rajah SH et al. (1999) *Blastocystis* in animal handlers. *Parasitology Research*, 85:1032–1033.
- Stenzel DJ, Boreham PFL (1996) *Blastocystis hominis* revisited. *Clinical Microbiology Reviews*, 9(4):563–584.
- Suresh K, Smith HV, Tan TC (2005) Viable *Blastocystis* cysts in Scottish and Malaysian sewage samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 71:5619–5620.
- Tan KSW, Singh M, Yap EH (2002) Recent advances in *Blastocystis hominis* research: Hot spots in terra incognita. *International Journal of Parasitology*, 32:789–804.

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 μ m de diámetro que se eliminan por las heces. El género *Cryptosporidium* está compuesto por unas 13 especies y la mayoría de las infecciones en el ser humano son producidas por *C. hominis* y el genotipo del ganado de *C. parvum*. Se ha notificado que es infrecuente que otras especies causen infecciones.

En 1976, se descubrió que *Cryptosporidium* 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 en personas sanas suelen desaparecer en una semana, pero pueden prolongarse durante un mes o más. La gravedad de la criptosporidiosis varía según la edad y el estado inmunitario; 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 costo total de las enfermedades ocasionadas por el brote de 1993 en Milwaukee, Estados Unidos, ascendió a US\$ 96.2 millones de dólares.

Fuente y ocurrencia

Los reservorios de *C. hominis* y *C. Parvum* incluyen una gran variedad de animales, pero las personas y el ganado, sobre todo los animales jóvenes son las fuentes más importantes de microorganismos que infectan a las personas. Los terneros pueden excretar 10^{10} ooquistes al día. Se han notificado concentraciones de hasta 14 000 ooquistes por litro en aguas residuales crudas 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 humano. 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 de uso recreativo.

Vías de exposición

Cryptosporidium se transmite por la vía fecal-oral. La principal vía de infección es el contacto de persona a persona. 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. La aparición de brotes se ha relacionado con el agua de consumo humano, las aguas recreativas y, en menor medida, los alimentos contaminados. En 1993, *Cryptosporidium* provocó el mayor brote registrado de enfermedad transmitida por el agua: más de 400 000 personas se infectaron a través del abastecimiento de agua de consumo humano de Milwaukee (EE. UU.). La infectividad de los ooquistes de *Cryptosporidium* es relativamente alta. Los estudios realizados con voluntarios sanos revelaron que la ingestión de menos de 10 ooquistes puede provocar una infección.

Importancia en el agua de consumo humano

El rol del agua de consumo humano en la transmisión de *Cryptosporidium* en brotes epidémicos que afectaron a un número de personas considerable, está bien documentado. Por lo tanto, es importante prestar atención a estos organismos. Los

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

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 plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado del *Cryptosporidium* deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos y del ganado, el tratamiento adecuado del agua y la protección durante su distribución. Debido a su tamaño relativamente pequeño, la remoción de los ooquistes mediante procesos de filtración con medios granulares es problemática; solo 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 indicador de la presencia o ausencia de ooquistes de *Cryptosporidium* en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano

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, 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.
- Medema G et al. (2009) *Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water*. Geneva, World Health Organization (WHO/HSE/WSH/09.04).
- Okhuysen PC et al. (1999) Virulence of three distinct *Cryptosporidium parvum* isolates for healthy adults. *Journal of Infectious Diseases*, 180:1275–1281.

Cyclospora cayetanensis

Descripción general

El protozoo coccidio *Cyclospora cayetanensis*, perteneciente a la familia Eimeriidae, es un parásito unicelular intracelular obligado. Produce ooquistes con una 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.

Fuente y ocurrencia

El ser humano es el único huésped conocido de este parásito. Luego de ser excretados en las heces, los ooquistes no esporulados pasan al ambiente externo y producen su esporulación, que se completa en 7 a 12 días, dependiendo de las condiciones ambientales. Solo 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 en fuentes de agua.

Vías de exposición

Cyclospora cayetanensis se transmite por la vía fecal-oral. La transmisión de persona a persona es prácticamente imposible, porque los ooquistes no son infecciosos hasta que esporulan fuera del huésped. Las principales vías de exposición son el agua y los alimentos contaminados. Por lo general, no se ha establecido la fuente inicial de los microorganismos en brotes transmitidos por alimentos, pero en varios casos se ha implicado al consumo de cultivos regados con agua contaminada. También se ha señalado al agua de consumo humano como causa de algunos brotes. El primer brote notificado afectó en 1990 al personal de un hospital de Chicago (EE. UU.), las infecciones se asociaron al consumo de agua de grifo posiblemente contaminada con agua estancada de un depósito de agua ubicado en la azotea. En otro brote notificado en Nepal, el agua de consumo humano compuesta por una mezcla de agua de río y agua de la red municipal se relacionó con las infecciones de 12 de los 14 soldados afectados.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha confirmado la transmisión de los agentes patógenos por el agua de consumo humano. Los ooquistes son resistentes a la desinfección y no se inactivan mediante la cloración que se aplica generalmente en las plantas de tratamiento de agua de consumo humano. En un plan de seguridad del agua, pueden aplicarse medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de *Cyclospora*, como la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos, su posterior tratamiento adecuado y la protección del agua durante su distribución. Debido a la resistencia de los ooquistes a los desinfectantes, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como indicador de la presencia o ausencia de *Cyclospora* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

Referencias seleccionadas

- Curry A, Smith HV (1998) Emerging pathogens: *Isospora*, *Cyclospora* and microsporidia. *Parasitology*, 117:S143–159.
- 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.

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

OMS (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). En: *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 70–118.

Rabold JG et al. (1994) *Cyclospora* outbreak associated with chlorinated drinking-water [letter]. *Lancet*, 344:1360–1361.

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, y 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.

Fuente y ocurrencia

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 1.5×10^7 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 de temperatura baja. La posibilidad de transmisión por el agua es mayor en los trópicos, donde puede haber en ocasiones más de 50% de portadores, que en zonas más templadas, donde la prevalencia en la población general puede ser inferior del 10%.

Vías de exposición

El contacto de persona a persona 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 de alimentos regados con agua contaminada pueden llevar a la transmisión de amebiasis. Asimismo, se ha documentado la transmisión sexual, sobre todo entre homosexuales varones.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha confirmado la transmisión de *E. histolytica* por agua de consumo humano contaminada. Los quistes son relativamente resistentes a la desinfección y pueden no ser inactivados mediante la cloración que se aplica generalmente en el tratamiento del agua de consumo humano. En un plan de seguridad del agua, pueden aplicarse medidas de control para gestionar el riesgo potencial derivado de *E. histolytica*, como la prevención de la contaminación de fuentes de agua 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 indicador de la presencia o ausencia de *E. histolytica* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano

Referencias seleccionadas

Marshall MM et al. (1997) Waterborne protozoan pathogens. *Clinical Microbiology Reviews*, 10:67–85.

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 en las heces de forma intermitente, pero en grandes cantidades. Los trofozoítos presentan simetría bilateral y tienen forma elipsoidal. Los quistes son ovoides y su diámetro es de 8 a 12 µm.

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 existe 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,

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

aunque en algunos pacientes puede hacerse crónica y durar más de un año, incluso en personas anteriormente sanas. Estudios realizados con voluntarios revelaron que una dosis inferior de 10 quistes genera un riesgo de infección significativo.

Fuente y ocurrencia

Giardia puede multiplicarse en muy diversas especies animales, incluido el ser humano, que excretan quistes al 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 cruda y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. 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, sin duda, es el contacto de persona a persona, sobre todo entre niños. El agua de consumo humano, 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.

Importancia en el agua de consumo humano

Se han relacionado brotes de giardiasis transmitida por el agua con sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano durante más de 30 años; en cierta etapa, *Giardia* fue la causa identificada más frecuente de brotes transmitidos por el agua en los Estados Unidos. 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 minutos para inactivar el 90% de los microorganismos en agua con una concentración residual de cloro libre de 1 mg/l. En un plan de seguridad del agua, para gestionar el riesgo potencial derivado de *Giardia* pueden aplicarse, como medidas de control, la prevención de la contaminación de fuentes de agua 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 indicador de la presencia o ausencia de *Giardia* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

Referencias seleccionadas

- LeChevallier MW, Norton WD, Lee RG (1991) Occurrence of *Giardia* and *Cryptosporidium* species in surface water supplies. *Applied and Environmental Microbiology*, 57:2610–2616.
- OMS (2002) Protozoan parasites (*Cryptosporidium*, *Giardia*, *Cyclospora*). En: *Guidelines for*

- drinking-water quality*, 2nd ed. *Addendum: Microbiological agents in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 70–118.
- 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, 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.

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 huésped 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 o 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.

Fuente y ocurrencia

Se excretan ooquistes no esporulados en las heces de los individuos infectados. En uno o dos días, los ooquistes esporulan en el ambiente y producen la forma potencialmente infecciosa del microorganismo. Hay pocos datos sobre las concentraciones de ooquistes en aguas residuales y en fuentes de agua no tratada y tratada. Ello se debe principalmente a que no existen técnicas sensibles y confiables para el recuento 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 de persona a persona 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, deberá pasar uno o dos días en el ambiente hasta que esporulen.

Importancia en el agua de consumo humano

Las características de *I. belli* sugieren que la enfermedad podría transmitirse por medio de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano contaminada, 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 plan de seguridad del agua, para gestionar el riesgo potencial derivado de *I. belli*, pueden aplicarse como medidas de control la prevención de la contaminación de fuentes de agua 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 indicador de la presencia o ausencia de *I. belli* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

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.

Microsporidios

Descripción general

Los microsporidios son parásitos eucarióticos, intracelulares obligados que pertenecen al filo Microspora. Aunque inicialmente se consideraron como protozoos, la clasificación científica es incierta y hay estudios recientes que indican que podrían ser clasificados como hongos. Se han identificado más de 100 géneros de microsporidios 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 microsporidios no clasificados. Los microsporidios

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 huésped e iniciar la infección. Dentro de una célula infectada se produce un complejo proceso de multiplicación y la liberación de 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 microsporidios son agentes patógenos emergentes para el ser humano que se detectan principalmente en personas con SIDA, pero se ha reconocido su capacidad para enfermar a personas con sistema inmunitario normal. Se han notificado infecciones en seres humanos en lugares dispersos de todos los continentes. La manifestación clínica más habitual en pacientes con 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 pronunciadas. 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 las epiteliales y endoteliales, fibroblastos, células tubulares renales, macrófagos y posiblemente otros tipos de células. Se pueden producir complicaciones inusuales como queratoconjuntivitis, miositis y hepatitis.

Fuente y ocurrencia

No está claro cuáles son las fuentes de microsporidios 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 microsporidios en medios acuáticos. No obstante, se ha detectado la presencia de microsporidios 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 huésped de especies que infectan a las personas.

Vías de exposición

Se sabe poco acerca de la transmisión de los microsporidios. El contacto de persona a persona 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 humano. La transmisión por inhalación de esporas transmitidas por el aire o de aerosoles que contengan esporas parece posible. La función de los animales en la transmisión a las personas sigue sin estar clara. Hay estudios epidemiológicos y experimentales en mamíferos que sugieren que *Encephalitozoon* spp. se puede transmitir de la madre a la 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 microsporidios puede ser alta.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha notificado la transmisión por el agua y es posible, aunque no se ha confirmado, la infección por agua de consumo humano contaminada. Se sabe muy poco acerca de la respuesta de los microsporidios 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 plan de seguridad del agua, para gestionar el riesgo potencial derivado de los microsporidios pueden aplicarse, como medidas de control, la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos y 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 confiabilidad del análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como indicador de la presencia o ausencia de estos organismos en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano.

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 cayatanensis*, *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*, *Isoospora* and microsporidia. *Current Infectious Disease Reports*, 5:66–73.
- Joynson DHM (1999) Emerging parasitic infections in man. *The Infectious Disease Review*, 1:131–134.
- Slifko TR, Smith HV, Rose JB (2000) Emerging parasite zoonoses associated with water and food. *International Journal for Parasitology*, 30:1379–1393.

Naegleria fowleri

Descripción general

El género *Naegleria* está formado por ameboflagelados de vida libre distribuidos ampliamente en el ambiente. Hay varias especies y, entre ellas, *N. fowleri* es la principal especie infecciosa. Las especies del género *Naegleria* pueden existir como trofozoíto, flagelado y quiste. El trofozoíto (de 10 a 20 μm) 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 μm de diámetro) resistente a tales condiciones.

Efectos sobre la salud humana

Naegleria fowleri causa meningoencefalitis amebiana primaria 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.

Fuente y ocurrencia

Naegleria fowleri es termófila y crece bien en temperaturas que llegan hasta 45 °C. Está presente de forma natural en aguas dulces de temperatura adecuada y su prevalencia solo se relaciona de forma indirecta con la actividad humana, en la medida que determinada actividad pueda alterar la temperatura o estimular la producción de bacterias (fuente de alimento). Se ha notificado la presencia del agente patógeno en muchos países, generalmente asociada 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 humano, 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 meningoencefalitis amebiana primaria en todo el mundo.

Vías de exposición

La infección por *N. fowleri* se contrae casi exclusivamente por la exposición de las fosas nasales al agua contaminada. Esta infección se asocia sobre todo al uso recreativo del agua, como en piscinas y bañeras de hidromasaje, 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 meningoencefalitis amebiana primaria es más alta durante los cálidos meses de verano, cuando muchas personas realizan actividades recreativas acuáticas y la temperatura del agua facilita la proliferación de este organismo. No se ha notificado el consumo de agua o alimentos contaminados ni el contacto de persona a persona como vías de transmisión.

Importancia en el agua de consumo humano

Se ha detectado la presencia de *Naegleria fowleri* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. Aunque no se ha demostrado, es posible la infección de forma directa o indirecta, por microorganismos procedentes del agua de consumo humano —por ejemplo por el uso de agua de consumo humano 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 las 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

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

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 ambiental de esta ameba, no se puede confiar en el análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como indicador de la presencia o ausencia de *N. fowleri* en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

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, 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, Visvesvara GS (1997) Free-living amphizoic and opportunistic amoebas. *Brain Pathology*, 7:583–598.
- Parija SC, Jayakeerthe SR (1999) *Naegleria fowleri*: a free living amoeba of emerging medical importance. *Communicable Diseases*, 31:153–159.

Toxoplasma gondii

Descripción general

Toxoplasma gondii es un parásito coccidio, cuyo huésped definitivo es el gato. Los felinos son únicos animales que alojan el parásito en el tubo digestivo, donde ocurre la reproducción sexual. La forma asexual que se multiplica activamente en el huésped humano es un parásito intracelular obligado de 3 a 6 µm de diámetro llamado taquizoíto. La fase crónica de la enfermedad se desarrolla cuando los taquizoítos se transforman en bradizoítos, los que se reproducen lentamente y se convierten finalmente en quistes en el tejido del huésped. 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. Luego de 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 ambiente. Tanto los ooquistes esporulados, como los tisulares, pueden producir infecciones en huéspedes 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 después de 5 a 23 días 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, lo que genera una metástasis de la enfermedad a los pulmones y al sistema nervioso central, y ocasiona 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 infección primaria durante la etapa inicial del embarazo puede provocar aborto espontáneo, muerte prenatal o alteraciones del desarrollo fetal.

Fuente y ocurrencia

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 30 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 contaminadas. 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 humano 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 no cocidos completamente que contienen quistes de *T. gondii*. La infección también se produce por vía transplacentaria.

Importancia en el agua de consumo humano

El agua de consumo humano 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 plan de seguridad del agua, las medidas de control orientadas a reducir el riesgo potencial derivado de *T. gondii* deben centrarse en la prevención de la contaminación de fuentes de agua 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 confiabilidad del análisis de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) como indicador de la presencia o ausencia de estos microorganismos en el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano.

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 del griego y significa “gusano”, y hace referencia a todos los tipos de gusanos, tanto los parasitarios como los de vida libre. Los principales gusanos parásitos se clasifican principalmente en el filo Nematoda (lombrices) y el filo Platyhelminthes (platelmintos, incluidos los trematodos y cestodos). Los helmintos parásitos infectan a numerosas personas y animales en todo el mundo. El agua de consumo humano no es una vía de transmisión significativa para la mayoría de los helmintos. Hay dos excepciones: *Dracunculus medinensis* (gusano de Guinea) y *Fasciola* spp. (*F. hepatica* y *F. gigantica*) (trematodos hepáticos). Ambos nematodos necesitan huéspedes intermedios para completar sus ciclos biológicos, pero se transmiten por el agua de consumo humano mediante mecanismos diferentes. Otras helmintiasis (ascariasis, tricuriasis, anquilostomiasis y estrogiloidiasis) pueden transmitirse por contacto con el agua (esquistosomiasis) o están asociadas al uso agrícola de aguas residuales sin tratar, pero no suelen transmitirse por el agua de consumo humano.

Dracunculus medinensis

Dracunculus medinensis, comúnmente conocido como “gusano de Guinea”, pertenece al filo Nematoda y es el único nematodo asociado con la transmisión significativa por el agua de consumo humano.

La erradicación de la infección por el gusano de Guinea en todo el mundo, en 1995, fue un objetivo del Decenio Internacional del Agua de Consumo Humano 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 gusano de Guinea (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, menos de 60 000 en 2002 y solo 3190 casos en 2009, 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 está sumergida en el agua. Las larvas pueden moverse en el agua unos tres días y durante ese tiempo pueden ser ingeridas por muchas especies de *Cyclops* (crustáceos copépodos ciclopoideos). Las larvas penetran en el hemocele, experimentan dos mudas y adquieren capacidad de infectar a un nuevo huésped en unas dos semanas. Si se ingieren los *Cyclops* (que miden de 0.5 a 2.0 mm) presentes en el agua de consumo humano, 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; hay infección secundaria en el rastro que deja el gusano, lo que provoca una reacción inflamatoria grave que puede ocasionar la formación de abscesos acompañados de dolor incapacitante que dura 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 costo de 20 millones de dólares.

Fuente y ocurrencia

La infección por el gusano de Guinea está limitada geográficamente a los países de la franja central del África subsahariana. El agua de consumo humano 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 la 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, la máxima transmisión se produce en la estación seca. La estrategia de erradicación combina diversas intervenciones, como sistemas de vigilancia integrados, intensificación de las 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*.

Importancia en el agua de consumo humano

Dracunculus medinensis es el único parásito humano que podría erradicarse en un futuro próximo gracias al suministro de agua de consumo humano inocua. Para prevenir la infección, basta con adoptar ciertas medidas de control relativamente sencillas. Estas incluyen estrategias de intervención para impedir que los gusanos hembra expulsen larvas de *D. medinensis* provenientes de personas infectadas en el agua y el control de *Cyclops* spp. en los recursos hídricos mediante el uso de peces. Otra medida de prevención es la construcción de perforaciones y pozos seguros. Los pozos y manantiales deben rodearse con brocales de cemento e impedirse el baño y el lavado en estas aguas. Otras medidas de control son la filtración del agua contaminada con larvas infecciosas de *Dracunculus* a través de una tela fina que retenga *Cyclops*, o su inactivación mediante el tratamiento del agua de consumo humano con cloro.

Referencias seleccionadas

Cairncross S, Muller R, Zagaria N (2002) Dracunculiasis (guinea worm disease) and the eradication initiative. *Clinical Microbiology Reviews*, 15:223–246.

Hopkins DR, Ruiz-Tiben E (1991) Strategies for dracunculiasis eradication. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:533–540.

Fasciola spp.

La fascioliasis es causada por 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 humano 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 huéspedes. Se compone de cuatro fases. En la primera fase, el huésped definitivo ingiere las metacercarias, estas se exquistan en el tracto digestivo y luego migran al hígado y las vías biliares. Transcurridos 3 a 4 meses, los trematodos alcanzan la madurez sexual y producen huevos, que se excretan en la bilis y el intestino. Los trematodos adultos pueden vivir entre 9 y 14 años en el huésped. En la segunda fase, la persona o animal excreta los huevos. Cuando llegan al agua dulce, desarrollan un miracidio en el interior. En la tercera fase, los miracidios penetran en un caracol huésped 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 en el que se fijan

(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 la dispepsia, náuseas y vómitos, dolor abdominal y fiebre alta (hasta 40 °C). También puede haber anemia y respuestas alérgicas (p. ej., prurito y urticaria). En niños, la infección aguda puede ocasionar síntomas graves y, en ocasiones, la muerte. La fase obstructiva o crónica (después de 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 las lesiones hepáticas, fibrosis e inflamación crónica de las vías biliares. Los trematodos inmaduros pueden desviarse durante su migración, ingresar a otros órganos y ocasionar fascioliasis ectópica en diversos tejidos subcutáneos. La fascioliasis se puede tratar con triclabendazol.

Fuente y ocurrencia

Los casos en personas se han incrementado en 51 países de cinco continentes. Las estimaciones del número de personas con fascioliasis oscilan entre 2.4 y 17 millones, o incluso más, pues la prevalencia no se cuantifica 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 solo se produce en un nivel básico. Las zonas con tasas altas de prevalencia en personas no mantienen una correspondencia necesariamente con las zonas donde la fascioliasis sea un gran problema veterinario. Los principales problemas de salud asociados a la fascioliasis se presentan en los 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 lechugas regadas con agua contaminada), beber agua contaminada o emplear utensilios lavados con agua contaminada.

Importancia en el agua de consumo humano

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 humano sin tratar en regiones hiperendémicas suele contener metacercarias flotantes; por ejemplo, un pequeño arroyo que atraviesa la región del altiplano del Estado Plurinacional de Bolivia contenía 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

- OMS (1995) *Control of foodborne trematode infections*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO Technical Report Series, No. 849).
- Mas-Coma S (2004) Human fascioliasis. In: Cotruvo JA et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva.
- Mas-Coma S, Esteban JG, Bargues MD (1999) Epidemiology of human fascioliasis: A review and proposed new classification. *Bulletin of the World Health Organization*, 77(4):340–346.

Nematodos de vida libre

Descripción general

Los nematodos son los animales metazoos (pluricelulares) más numerosos en la Tierra. Muchos de ellos son parásitos de insectos, plantas o animales, incluidos los humanos. Las especies de vida libre son abundantes en ambientes acuáticos, tanto de agua dulce como salada, y del suelo. No solo comprende la vasta mayoría de especies que falta entender biológicamente, sino que puede haber miles de especies desconocidas de nematodos aún por descubrir. Los nematodos tienen una estructura simple, con el tracto digestivo que va desde la boca en el extremo anterior hasta la apertura posterior cerca de la cola, por los que se les caracteriza. Los nematodos se encuentran en los sistemas de agua de consumo humano y su tamaño varía desde 0.1 mm a más de 0.6 mm.

Se han distinguido cerca de 20 órdenes diferentes en el filo Nematoda. Cuatro de estas órdenes (Rhabditida, Tylenchida, Aphelenchida y Dorylaimida) son comunes particularmente en el suelo. Los nematodos de vida libre no patógenos que se han encontrado en el agua de consumo humano incluyen *Cheilobus*, *Diplogaster*, *Tobrilus*, *Aphelenchus* y *Rhabditis*.

Efectos sobre la salud humana

La presencia de nematodos de vida libre en el agua de consumo humano no indica necesariamente una amenaza directa para la salud. En gran medida, han sido considerados por los proveedores de agua como un problema "estético", ya sea directamente o a través de su asociación con el agua con partículas que alteran su

transparencia. Se ha reportado que las concentraciones altas de nematodos en el agua de consumo humano le imparten un sabor desagradable, por lo que la presencia de nematodos de vida libre en el agua de consumo humano reduce la aceptabilidad del consumidor.

Se ha sugerido que los nematodos de vida libre podrían contener bacterias patógenas en su intestino. Tales bacterias estarían protegidas de la desinfección con cloro, por lo que podrían presentar un peligro para la salud. Se ha aislado Enterobacteriaceae de la microflora del intestino de nematodos provenientes de un suministro de agua tratada y de la fuente de agua cruda que utiliza ese suministro. Sin embargo, eran de géneros no patógenos. Los organismos patógenos oportunistas como *Nocardia* y *Mycobacterium* también pueden presentarse en el intestino de los nematodos de vida libre. No hay ninguna razón para suponer que determinados agentes patógenos se verían favorecidos selectivamente. Es mucho más probable que los microorganismos presentes en el intestino de los nematodos de vida libre representen a los que se encuentran en los sedimentos y biopelículas donde se alimentan.

En algunos casos, las larvas móviles de nematodos parásitos, como los anquilostomas (*Necator americanus* y *Ancylostoma duodenale*) y lombrices (*Strongyloides stercoralis*) son capaces de moverse por sí mismos a través de filtros de arena o pueden introducirse en el agua de consumo humano durante la distribución como resultado de la contaminación fecal. También hay otras especies de nematodos que teóricamente podrían infectar a los humanos a través de la ingestión de agua contaminada. Tal fuente de infección, sin embargo, es difícil de probar. *Dracunculus medinensis* es un nematodo parásito asociado al agua de consumo humano y sobre el cual se ha informado en otras secciones de este capítulo.

Fuente y ocurrencia

Debido a que los nematodos de vida libre se encuentran en los lodos, suelos, agua, plantas, etc, ya sea en forma de huevo, larva o adulto de vida libre, pueden ingresar al sistema de abastecimiento de agua de consumo humano en la etapa de almacenamiento, tratamiento, distribución o en los hogares. La concentración de nematodos de vida libre en la fuente de agua cruda generalmente mantiene correspondencia con la turbiedad del agua. Mientras mayor sea la turbiedad, mayor será la concentración de los nematodos de vida libre.

En climas cálidos o incluso templados, los filtros lentos de arena pueden descargar al agua filtrada nematodos y Oligochaetes (p. ej., *Aelosoma* spp.), larvas de insectos (p. ej., *Chironomus* spp.) y mosquitos (*Culex* spp.). Los animales acuáticos que penetran con éxito en los procesos de tratamiento del agua de consumo humano suelen ser especies bentónicas, que viven en los fondos o los márgenes de los cuerpos de agua.

Vías de exposición

Existen preocupaciones potenciales sobre la salud debido a la exposición a nematodos a través de la ingestión de agua de consumo humano, el agua recreativa y el consumo de verduras frescas regadas con aguas residuales no tratadas. Distinguir las larvas patógenas de los anquilostomas y lombrices de nematodos no patógenos de vida libre en el agua es difícil y requiere un conocimiento especial de nematología.

Importancia en el agua de consumo humano

En los sistemas de agua de consumo humano por tuberías que están bien mantenidos no se encuentra normalmente gran cantidad de nematodos. Los huevos o larvas infectantes de especies parasitarias de los seres humanos (*Ascaris*, *Trichuris*, *Ancylostoma*, *Necator* y *Strongyloides*) y muchos nematodos no patógenos no suelen estar presentes en las fuentes de aguas subterráneas protegidas o se eliminan generalmente durante los procesos de tratamiento.

En algunas circunstancias, cuando el agua tiene alto contenido de nutrientes o de materia orgánica y las temperaturas ambientales son apropiadas, es posible que los nematodos de vida libre se alimenten de las bacterias de las biopelículas o en los lodos de los procesos de tratamiento, o en la red de agua y, por lo tanto, se multiplican dentro del sistema. Esto ocurre especialmente si las fuentes de agua de consumo humano no están protegidas de manera adecuada, si los sistemas de tratamiento no son adecuados o no se operan y mantienen adecuadamente, si el sistema de distribución tiene fugas o si hay muchas zonas con agua estancada o "muerta" en el sistema de distribución. La detección de un gran número de nematodos (vivos y muertos) en el agua de consumo humano indica que hay un problema que necesita ser resuelto, sin que implique necesariamente un riesgo directo para la salud.

Referencias seleccionadas

- Ainsworth R, ed. (2004) *Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- Brusca RC, Brusca GJ (2002) *Invertebrates*, 2nd ed. Sunderland, MA, Sinauer Associates Inc.
- Chang SL, Woodward RL, Kabler PW (1960) Survey of free-living nematodes and amebas in municipal supplies. *Journal of the American Water Works Association*, 52:613.
- Endo T, Morishima Y (2004) Major helminth zoonoses in water. In: Cotruvo JA et al., eds. *Waterborne zoonoses: Identification, causes, and controls*. IWA Publishing, London, on behalf of the World Health Organization, Geneva, pp. 291–304.
- Evins C, Greaves GF (1979) *Penetration of water treatment works by animals*. Medmenham, Water Research Centre (Technical Report TR 115).
- Lupi E, Ricci V, Burrini D (1995) Recovery of bacteria in nematodes from a drinking water supply. *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua*, 44:212–218.
- McSorley R (2007) *Soil-inhabiting nematodes, Phylum Nematoda*. Gainesville, FL, University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences, Department of Entomology and Nematology.
- Mott JB, Mulamoottil G, Harrison AD (1981) A 13-month survey of nematodes at three water treatment plants in southern Ontario, Canada. *Water Research*, 15:729.
- Tombes AS et al. (1979) The relationship between rainfall and nematode density in drinking water. *Water Research*, 13:619.

Schistosoma spp.

Descripción general

El género *Schistosoma* es un miembro de la clase Trematoda, conocida comúnmente como trematodos o duelas de la sangre. Su ciclo de vida dura alrededor de 3 a 4 meses y requiere dos huéspedes. Hay alrededor de 20 especies de *Schistosoma*; los trematodos

adultos se encuentran en los seres humanos, otros mamíferos y aves. A diferencia de otras especies de trematodos, *Schistosoma* tiene dos formas sexuales distintas. En los esquistosomas humanos más importantes, los trematodos adultos miden 12 a 20 mm de longitud y 0.3 a 0.6 mm de ancho; los trematodos masculinos son más cortos y más gruesos que las hembras. Los gusanos adultos de esquistosomas viven en los vasos sanguíneos mesentéricos del huésped definitivo. Una vez que los gusanos maduran, se aparean, y las hembras producen huevos que son redondos u ovalados y varían en longitud de 50 a 200 μm . Dependiendo de la especie infecciosa, las hembras liberan un gran número de huevos que pasan, ya sea al intestino o a la vejiga, y se excretan en las heces o en la orina, respectivamente. Los huevos eclosionan en agua dulce y las larvas (miracidios) invaden caracoles huéspedes, donde se reproducen asexualmente y se convierten en larvas infectantes (cercarias). Las cercarias tienen la cabeza en forma de pera, cola bifurcada y miden entre 400 a 600 μm de longitud. Salen de los caracoles, emergen al agua e invaden a los huéspedes finales, incluidos los humanos.

Efectos sobre la salud humana

La esquistosomiasis, también conocida como bilharziasis, comprende un grupo de enfermedades infecciosas causadas por cinco especies principales de *Schistosoma* en los seres humanos. La esquistosomiasis intestinal es causada por *Schistosoma mansoni*, *S. japonicum*, *S. mekongi* y *S. intercalatum*, mientras que la esquistosomiasis urinaria es causada por *S. haematobium*. La mayoría de los síntomas de la esquistosomiasis son la manifestación de la reacción del cuerpo a los huevos eclosionados y se deben a la intensidad de la respuesta inmune del huésped, no a los propios gusanos. Por lo tanto, los síntomas dependen de la cantidad y ubicación de los huevos en el huésped humano, y las infecciones ligeras pueden ser asintomáticas. En algunas personas, la primera reacción alérgica (fiebre de Katayama), incluye fiebre, escalofríos, dolores musculares y tos, puede comenzar dentro de 1 o 2 meses de la infección inmediatamente antes y durante la deposición inicial de huevos. Las infecciones crónicas con *Schistosoma mansoni*, *S. japonicum*, *S. mekongi* y *S. intercalatum* producen principalmente síntomas intestinales y hepáticos, incluidos diarrea sanguinolenta (disentería bilharzial), dolores abdominales y hepatoesplenomegalia, mientras que la infección por *S. haematobium* se manifiesta en la orina e incluye disuria y hematuria. Las complicaciones potencialmente mortales derivadas de las infecciones crónicas incluyen la fibrosis hepática y la hipertensión portal. El desarrollo posterior de cáncer de vejiga y la insuficiencia renal se asocia con la esquistosomiasis urinaria. En raras ocasiones, los huevos se encuentran en el cerebro o la médula espinal y pueden causar síntomas cerebrales, como convulsiones y parálisis. La anemia y la desnutrición se encuentran también en los casos de jóvenes infectados. En los niños en edad escolar infectados, los signos de morbilidad son el bajo crecimiento, problemas de desarrollo y cognición limitada. En total, más de 200 millones de personas están infectadas en 75 países. El número de muertes asociadas con la esquistosomiasis se estima en 20 000 al año. La esquistosomiasis tiene gran importancia socioeconómica y representa un problema de salud pública en los países en desarrollo, donde es endémica.

Fuente y ocurrencia

Los esquistosomas se encuentran en fuentes de agua dulce, tropicales y subtropicales. *Schistosoma mansoni* se encuentra en África, la Península Arábiga, Brasil, Surinam, la República Bolivariana de Venezuela y algunas islas del Caribe; *S. haematobium* se encuentra en África y el Medio Oriente; *S. japonicum* se encuentra en China, Filipinas y en la isla Sulawesi de Indonesia; *S. intercalatum* se encuentra en algunos países de África central; y *S. mekongi* se limita al río Mekong en Camboya y a la República Democrática Popular Lao. Se ha identificado a los proyectos de desarrollo de recursos hídricos, como la construcción de represas, como fuentes potenciales de tasas elevadas de esquistosomiasis, debido al aumento de hábitats para los caracoles de agua dulce. Los seres humanos son los principales reservorios de *S. haematobium*, *S. intercalatum* y *S. mansoni*, aunque este último se ha reportado en roedores. Las personas y varios animales, incluidos perros, gatos, roedores, cerdos, vacas y búfalos de agua, son potenciales reservorios de *S. japonicum*, mientras que los humanos y los perros son potenciales reservorios de *S. mekongi*.

Vías de exposición

La infección se produce a través de la penetración de la piel cuando las personas están expuestas a cercarias que nadan libremente en aguas infestadas usadas para actividades agrícolas, domésticas y recreativas. La infección no se produce a través del consumo de agua de consumo humano. Las cercarias de esquistosomas que infectan a los seres humanos penetran la piel rápidamente y se transforman en esquistosómulas, que migran a los pulmones a través del sistema circulatorio y se convierten en trematodos adultos en las venas mesentéricas. Si las cercarias de esquistosomas que no son infecciosas para los humanos entran en contacto con la piel humana, no sobreviven pero pueden causar una respuesta inflamatoria, especialmente en huéspedes que han estado expuestos anteriormente. La erupción papular, conocida como dermatitis por cercarias de esquistosomas, puede aparecer en los puntos de penetración de las cercarias. Las cercarias de esquistosomas aviáres y probablemente de esquistosomas bovinos son responsables de la mayoría de los casos de esta dermatitis que se presentan en los reportes epidemiológicos a nivel mundial. No ocurre la transmisión de persona a persona.

Importancia en el agua de consumo humano

La mayoría de las infecciones se producen en las comunidades pobres que no tienen acceso a agua de consumo humano y saneamiento adecuados. La disponibilidad inmediata del agua de consumo humano contribuye a la prevención de enfermedades mediante la sustitución del agua infestada con agua para fines domésticos. En un plan de seguridad del agua, las medidas de control incluyen la prevención de la contaminación de fuentes de agua por residuos humanos, programas de control de caracoles y el tratamiento adecuado. Las cercarias de *Schistosoma* se pueden eliminar por filtración y se inactivan por cloración.

Referencias seleccionadas

- Boulanger D et al. (1999) The oral route as a potential way of transmission of *Schistosoma bovis* in goats. *Journal of Parasitology*, 85:464-467.
- Esrey SA et al. (1991) Effects of improved water supply and sanitation on ascariasis, diarrhoea, dracunculiasis, hookworm infection, schistosomiasis, and trachoma. *Bulletin of the World Health Organization*, 69:609-621.
- Giver H et al. (1999) Peroral infection of pigs with *Schistosoma japonicum* cercariae. *Veterinary Parasitology*, 83:161-165.
- Hunter JM et al. (1993) *Parasitic diseases in water resources development: The need for intersectoral negotiation*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- Noda S et al. (1997) Effect of piped water supply on human water contact patterns in a *Schistosoma haematobium*-endemic area in Coast Province, Kenya. *American Journal of Tropical Medicine and Hygiene*, 56:118-126.
- Steinmann P et al. (2006) Schistosomiasis and water resources development: Systematic review, meta-analysis, and estimates of people at risk. *Lancet Infectious Diseases*, 6:411-425.

11.5 Cianobacterias tóxicas

Para información más detallada sobre cianobacterias tóxicas remítase al documento complementario *Toxic cyanobacteria in water* (Anexo 1).

Descripción general

Las cianobacterias son bacterias fotosintéticas que comparten algunas propiedades con las algas. Poseen clorofila a y liberan oxígeno durante la fotosíntesis. Las primeras especies que se usaron para la nomenclatura 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 son de tipo heterótrofo. Pueden crecer como células independientes o en filamentos multicelulares o formar colonias. Pueden clasificarse, hasta el nivel de género e incluso hasta el nivel de especie, basándose en el análisis microscópico de su morfología. Algunas especies forman floraciones o capas 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 (ver el cuadro 11.1). Las cianotoxinas también se abordan en la sección 8.5.1. Cada toxina tiene propiedades específicas, con efectos perjudiciales específicos, como daños hepáticos, neurotoxicidad y oncogenia. Algunos síntomas agudos notificados tras la exposición incluyen los trastornos gastrointestinales, fiebre e irritaciones de la piel, los oídos, los ojos, la garganta y el aparato respiratorio. Las cianobacterias no se multiplican en el organismo humano, por lo que no son infecciosas.

Cuadro 11.1 Cianotoxinas producidas por cianobacterias

| Especie tóxica | Cianotoxinas |
|--------------------------------|--|
| <i>Anabaena</i> spp. | Microcistinas, saxitoxinas, anatoxina-a, anatoxina-a (s) |
| <i>Aphanizomenon</i> spp. | Anatoxina-a, saxitoxinas, cilindrospermopsina |
| <i>Cylindrospermum</i> spp. | Anatoxina-a |
| <i>Cylindrospermopsis</i> spp. | Cilindrospermopsina, saxitoxinas, |
| <i>Lyngbya</i> spp. | Cilindrospermopsina, 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 |

Fuente y ocurrencia

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 el agua dulce. Algunas condiciones ambientales, como la luz solar, las altas concentraciones de nutrientes, la baja turbulencia y el clima cálido, pueden favorecer su proliferación. Dependiendo de la especie, esta puede dar una coloración verdosa al agua por la alta densidad de células suspendidas o, en algunos casos, forman capas superficiales. Estas acumulaciones de células pueden generar altas concentraciones de toxinas.

Vías de exposición

Existe preocupación relacionada con la salud pública debido a la posibilidad de exposición a las toxinas por su ingestión en el agua de consumo humano, durante la práctica de actividades recreativas, al ducharse y, posiblemente, por el consumo de comprimidos de complementos alimenticios elaborados con algas. 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 (p. ej., en el caso de las lingbiatoxinas, 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.

Importancia en el agua de consumo humano

En la mayoría de las aguas superficiales hay concentraciones pequeñas de cianobacterias, pero en condiciones ambientales propicias que apoyan su proliferación pueden ocurrir "floraciones". La eutrofización (incremento del número de organismos biológicos asociado a un aumento de la concentración de nutrientes) puede favorecer la aparición de floraciones de cianobacterias. Las medidas de control para reducir el potencial de "floraciones" incluyen la gestión de cuencas para minimizar la entrada de nutrientes a las fuentes de agua, el mantenimiento del flujo en ríos regulados y las técnicas de mezclado de agua, tanto para eliminar la estratificación para reducir la liberación de nutrientes de los sedimentos en los reservorios.

Referencias seleccionadas

- Backer LC (2002) Cyanobacterial harmful algal blooms (CyanoHABs): Developing a public health response. *Lake and Reservoir Management*, 18:20–31.
- Chorus I, Bartram J, eds (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, en nombre de la Organización Mundial de la Salud, Ginebra.
- 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 Organismos indicadores

Los organismos indicadores se utilizan para diversos fines, por ejemplo, como indicadores de:

- La contaminación fecal en el monitoreo de verificación y vigilancia;
- La eficacia de procesos como la filtración o desinfección en la validación;
- La integridad y limpieza de los sistemas de distribución en el monitoreo operativo.

Más información sobre organismos indicadores se puede encontrar en la sección 7.4 y en el documento complementario *Assessing microbial safety of drinking water* (Anexo 1).

Bacterias coliformes totales

Descripción general

Las bacterias coliformes totales incluye una amplia variedad de bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gramnegativos y no esporulados capaces de crecer en presencia de concentraciones relativamente altas de sales biliares que fermentan la lactosa y producen ácido o aldehído en 24 horas a 35-37 °C. *Escherichia coli* y los coliformes termotolerantes son un subgrupo del grupo de coliformes totales que pueden fermentar la lactosa a temperaturas más altas (véase a continuación). Como parte de la fermentación de la lactosa, los coliformes totales producen la enzima β -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

Los coliformes totales incluyen microorganismos que pueden sobrevivir y proliferar en el agua. Por consiguiente, no son útiles como indicadores de agentes patógenos fecales, pero pueden utilizarse para evaluar la limpieza e integridad de sistemas de distribución y la posible presencia de biopelículas. No obstante, hay mejores indicadores para estos fines. Se ha propuesto que los coliformes totales se podrían usar como un indicador de la desinfección. Sin embargo, el análisis de coliformes totales es mucho más lento y menos confiable que la medición directa de la concentración del desinfectante residual. Además, los coliformes totales son mucho más sensibles a la

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

desinfección que los virus entéricos y protozoos. 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.

Fuente y ocurrencia

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 en medios acuáticos. Los coliformes totales también pueden sobrevivir y crecer en sistemas de distribución de agua, sobre todo en presencia de biopelículas.

Métodos analíticos

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 β -galactosidasa. Los procedimientos incluyen la filtración del agua con una membrana, seguida de la incubación de la membrana en medios selectivos a 35-37 °C y el recuento de colonias después de 24 horas. Otros métodos son los procedimientos del número más probable, en los que se utilizan tubos de ensayo o placas de microtitulación y pruebas de presencia o ausencia. Existen equipos de análisis de campo.

Importancia en el agua de consumo humano

Debe haber ausencia de coliformes totales inmediatamente después de la desinfección; la presencia de estos microorganismos indica que el tratamiento es inadecuado. La presencia de coliformes totales en sistemas de distribución y en el agua almacenada puede revelar reproblicación y posible formación de biopelículas, o bien contaminación por la entrada de materiales extraños, como tierra o plantas.

Referencias seleccionadas

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality-Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289-315 (WHO Water Series).
- 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.

***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 β -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 indicador 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 indicador de contaminación fecal aceptable, pero menos confiable que *E. coli*. *Escherichia coli* (o bien los coliformes termotolerantes) es el microorganismo de elección en los programas de monitoreo para la verificación la calidad del agua de consumo humano. Estos microorganismos también se utilizan como indicadores de la desinfección, pero los análisis son mucho más lentos y menos confiables que la medición directa de la concentración del desinfectante residual. Además, *E. coli* es mucho más sensible a la desinfección que los virus entéricos y protozoos.

Fuente y ocurrencia

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 humano favorezcan la proliferación de estos microorganismos.

Métodos analíticos

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 β -glucuronidasa. Los procedimientos incluyen la filtración del agua con una membrana, seguida de la incubación de la membrana en medios selectivos a 44-45 °C y el recuento de colonias después de 24 horas. Otros métodos son los procedimientos del número más probable, en los que se utilizan tubos de ensayo o placas de microtitulación y pruebas de presencia o ausencia. Existen equipos de análisis de campo.

Importancia en el agua de consumo humano

La presencia de *E. coli* (o bien de coliformes termotolerantes) es indicador de una contaminación fecal reciente, por lo que tras su detección debería considerarse la toma de medidas adicionales, como la realización de otros muestreos y la investigación de las posibles fuentes de contaminación, como un tratamiento inadecuado o alteraciones en la integridad del sistema de distribución.

Referencias seleccionadas

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- 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.

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, incluidos bacterias y hongos, basado 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 esporulados, y microorganismos que proliferan con rapidez en el agua tratada en ausencia de desinfectante residual. Los análisis detectan únicamente una pequeña proporción de los microorganismos presentes en el agua. 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. Se dispone de diversos medios de cultivo, se utilizan temperaturas de incubación, de 20 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 indicador de la presencia de microorganismos patógenos, pero puede utilizarse en el monitoreo operativo como indicador del tratamiento y desinfección del agua, cuyo objetivo es mantener los recuentos en los valores más bajos que sea posible. La medición de RHP también se puede usar para evaluar la limpieza e integridad de los sistemas de distribución, así como la presencia de biopelículas.

Fuente y ocurrencia

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 cruda. Los microorganismos que detectan los RHP varían mucho de un lugar a otro y entre muestras consecutivas. Algunos procesos de tratamiento

del agua de consumo humano, como la coagulación y la sedimentación, reducen la concentración de microorganismos detectados mediante RHP del agua. Sin embargo, otros tratamientos, como la filtración de arena o el carbón activado biológicamente, 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 crecer con rapidez en condiciones adecuadas, como la ausencia de desinfectante residual. 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 re proliferación son la temperatura, la disponibilidad de nutrientes (incluido el carbono orgánico asimilable), la ausencia de desinfectante residuales y el estancamiento del agua.

Métodos analíticos

No se necesitan laboratorios complejos ni personal muy especializado. Los resultados se obtienen mediante la incubación de sencillas placas de agar en condiciones aerobias y están disponibles en horas o días, en función de las características del procedimiento utilizado.

Importancia en el agua de consumo humano

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 puede 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 humano.

Referencias seleccionadas

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Bartram J et al., eds (2003) *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health*. London, IWA Publishing (WHO Emerging Issues in Water and Infectious Disease Series).

Enterococos intestinales

Descripción general

Los enterococos intestinalis son un subgrupo del grupo más amplio de los estreptococos fecales, que comprenden las especies del género *Streptococcus*. Estas bacterias son grampositivas y relativamente tolerantes al cloruro de sodio 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 del grupo D de Lancefield y se han aislado en las heces de animales de sangre caliente. El subgrupo de enterococos intestinales está formado por las especies *Enterococcus faecalis*, *E. faecium*, *E. durans* y *E. hirae*. Este grupo fue separado del resto de los estreptococos fecales porque son indicadores 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 indicador de contaminación fecal, ya que la mayoría de las especies no se multiplican 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 cruda como indicador de la presencia de agentes patógenos fecales que sobreviven durante más tiempo que *E. coli* y en agua de consumo humano 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.

Fuente y ocurrencia

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 heces de humanos o animales.

Métodos Analíticos

Los enterococos se pueden detectar con 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, en el que se incuban las membranas en medios selectivos entre 35 y 37 °C durante 48 horas y posteriormente se hace el recuento de las colonias. Otros métodos incluyen la técnica del número

más probable, que usa placas de microtitulación y la detección se basa en la capacidad de los enterococos intestinales de hidrolizar el 4-metil-umbeliferil- β -D-glucósido en presencia de acetato de talio y de ácido nalidíxico en 36 horas a 41 °C.

Importancia en el agua de consumo humano

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 otros muestreos 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, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- 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.

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, temperatura y pH extremos, y procesos de desinfección, como la cloración. La especie característica del género, *C. perfringens*, forma parte de la microflora intestinal normal del 13 al 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 se multiplica 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 indicador de la presencia de protozoos en los suministros de agua de consumo humano tratada. *C. perfringens* también puede utilizarse como indicador de contaminación fecal previa y, por lo tanto, puede indicar qué fuentes son susceptibles de contaminación intermitente. La evidencia de que *Clostridium* es un indicador confiable de virus entéricos es limitada e inconsistente, en gran parte se basa en un

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

estudio de reducciones mediante el tratamiento de agua de consumo humano. Los resultados deben ser tratados con cautela, ya que la supervivencia excepcionalmente larga de sus esporas es probablemente muy superior a la de los agentes patógenos entéricos. Las esporas de *C. perfringens* son más pequeñas que los quistes u oocistos de los protozoos, por lo que pueden ser útiles como indicadores de la eficacia de los procesos de filtración.

Fuente y ocurrencia

Clostridium perfringens y sus esporas están presentes prácticamente siempre en aguas residuales; no obstante, el microorganismo no se multiplica 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*.

Métodos analíticos

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 ni baratas como las de otros indicadores, como *E. coli* o los enterococos intestinales.

Importancia en el agua de consumo humano

La presencia de *C. perfringens* en el agua de consumo humano puede ser un indicador de contaminación fecal intermitente, y debe impulsar la investigación de las posibles fuentes de contaminación. Los procesos de filtración diseñados para eliminar virus entéricos o protozoos deberían eliminar también *C. perfringens*, por lo que la detección de este microorganismo en el agua inmediatamente después de su tratamiento debería conducir a 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. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Nieminski EC, Bellamy WD, Moss LR (2000) Using surrogates to improve plant performance. *Journal of the American Water Works Association*, 92(3):67–78.
- Payment P, 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.

Colifagos

Descripción general

Los bacteriófagos (fagos) son virus que sólo utilizan bacterias como huéspedes para la replicación. Los colifagos utilizan *E. coli* y otras especies estrechamente emparentadas como huéspedes y, por lo tanto, pueden ser liberados por estos huéspedes bacterianos en 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. 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 huéspedes. 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* huéspedes. Estas fimbrias F son producidas exclusivamente por 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 que no sean el aparato digestivo de los animales de sangre caliente. Los colifagos de ARN F-específicos son un grupo reducido de fagos estrechamente relacionados que pertenecen a la familia *Leviviridae* y consisten de 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, con ciertas condiciones y 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. En este sentido, son más útiles que las bacterias fecales y podría considerarse su inclusión en el monitoreo de verificación, control y vigilancia cuando se sabe que las fuentes de agua están contaminadas con heces humanas. 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 indicadores de virus entéricos. Esto se

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

ha confirmado mediante el aislamiento de virus entéricos provenientes de sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano tratada y desinfectada que habían dado resultados negativos en análisis convencionales de colifagos.

Los colifagos de ARN F-específicos representan un indicador 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. Esto ha sido confirmado en 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 heces humanas y de animales podría resultar útil para distinguir entre la contaminación fecal de origen humano y la de origen 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 la verificación, control y vigilancia de la calidad del agua de consumo humano.

Fuente y ocurrencia

Las personas y animales excretan cantidades relativamente pequeñas de colifagos. Debido a sus diferentes modos de replicación y especificidad del huésped, 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 5 veces más colifagos somáticos que colifagos de ARN F-específicos, y 500 veces más que virus humanos citopatógenos, aunque estas proporciones varían considerablemente. Las aguas residuales contienen 10^6 a 10^8 colifagos somáticos por litro, y un estudio detectó hasta 10^{10} 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 huéspedes saprófitos. Se han detectado hasta 10^5 colifagos somáticos y colifagos de ARN F-específicos por litro en aguas de ríos y lagos.

Métodos analíticos

Los colifagos somáticos se pueden detectar mediante análisis en placa relativamente sencillos y de bajo precio, que proporcionan resultados en 24 horas. Los análisis en placa para colifagos de ARN F-específicos no son tan sencillos, ya que el cultivo de bacterias huéspedes debe estar en la fase de crecimiento logarítmico y a una temperatura superior de $30\text{ }^{\circ}\text{C}$ para garantizar que haya fimbrias F. Se realizan análisis en placa, con placas Petri grandes para el recuento cuantitativo en muestras de 100 ml, y se realizan análisis de presencia o ausencia para volúmenes de agua de 500 ml o más.

Importancia en el agua de consumo humano

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 humano es un indicador de contaminación fecal y, por lo tanto, de la posible presencia de virus entéricos y de otros agentes patógenos. La presencia de colifagos en el agua de consumo humano también indica fallas en los procesos de tratamiento y desinfección diseñados para eliminar virus entéricos. Los colifagos de ARN F-específicos son indicadores más específicos de contaminación fecal. La ausencia de colifagos en el agua de consumo humano tratada no confirma la ausencia de agentes patógenos, como virus entéricos o protozoos parásitos.

Referencias seleccionadas

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- 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.

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 10^9 a 10^{10} *Bacteroides* por gramo comparado con 10^6 a 10^8 de *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 huésped 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 hasta 60 nm de diámetro. El segundo grupo de fagos de *Bacteroides* utilizados como indicadores es el de los que usan la cepa RYC2056 de *B. fragilis* como huésped. Este grupo abarca una gama sustancialmente más amplia de fagos, los cuales están presentes en las heces del ser humano y de

11. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE AGENTES MICROBIOLÓGICOS

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

Se ha propuesto a los bacteriófagos de *Bacterioides* como posible indicador 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 *Bacterioides 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 sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que dieron resultados negativos en los análisis convencionales de fagos de *B. fragilis* HSP40. Debido a las limitaciones de los bacteriófagos de *Bacterioides*, es mejor reservar su utilización para investigaciones de laboratorio, estudios preliminares y, posiblemente, pruebas de validación. No son adecuados para el monitoreo verificación, control y vigilancia de la calidad del agua de consumo humano.

Fuente y ocurrencia

En algunas partes del mundo, alrededor del 10 al 20% de las personas secretan fagos de *Bacterioides 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 huésped son excretados en grandes cantidades y su distribución parece ser más universal. En promedio, 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 la de virus entéricos citopatógenos por un factor promedio de apenas cinco. En teoría, cabría esperar que las aguas residuales tuvieran 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 registren cantidades mayores de fagos de *B. fragilis* en aguas residuales y en medios acuáticos contaminados.

Métodos analíticos

Los métodos de detección de fagos de *B. fragilis* presentan la desventaja de ser más caros y complejos que los de los colifagos. Los costos 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 después de 24 horas mientras que los de los colifagos tardan unas 8 horas.

Importancia en el agua de consumo humano

La presencia de fagos de *B. fragilis* en el agua de consumo humano es una prueba sólida de contaminación fecal, así como de fallas en los procesos de tratamiento y desinfección del agua. Además, la presencia de fagos de *B. fragilis* HSP40 es un indicador determinante 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 humano. Esto implica que la ausencia de fagos de *B. fragilis* en suministros de agua de consumo humano tratada 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, 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, Jofre J (1989) Human origin of *Bacteroides fragilis* bacteriophages present in the environment. *Applied and Environmental Microbiology*, 10:2696-2701.

Virus entéricos

Descripción general

Los virus referidos en esta sección comprenden un grupo mixto que infecta el aparato digestivo humano y se transmite predominantemente por la vía fecal-oral. Forman parte de este grupo virus muy conocidos, como los enterovirus, los astrovirus, los adenovirus entéricos, los orthorreovirus, 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 les 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

El uso de virus entéricos como microorganismos indicadores es limitado por las opciones disponibles. 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 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.

Fuente y ocurrencia

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 relevantes 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 brotes.

Métodos analíticos

Aún no se dispone de 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 orthorreovirus. Estos virus están presentes en cantidades relativamente altas en ambientes contaminados y se pueden detectar mediante técnicas de costo 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 a los conocimientos teóricos y prácticos, los costos están disminuyendo. Se ha reducido en gran medida el costo de la recuperación de virus entéricos en grandes volúmenes de agua de consumo humano. Algunas técnicas—por ejemplo, las que se basan en la absorción-elución en fibra de vidrio son de bajo costo. También se ha reducido el costo de los procedimientos de cultivo celular, de manera que el costo de los análisis de virus citopatógenos en los suministros de agua de consumo humano ha disminuido 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 costo 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 orthorreovirus y al menos las cepas vacunales de virus poliomiélticos 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.

Importancia en el agua de consumo humano

La presencia de cualquier virus entérico en el agua de consumo humano debería considerarse un indicador de la posible presencia de otros virus entéricos y es una prueba concluyente de contaminación fecal, así como de fallas en los procesos de tratamiento y desinfección del agua.

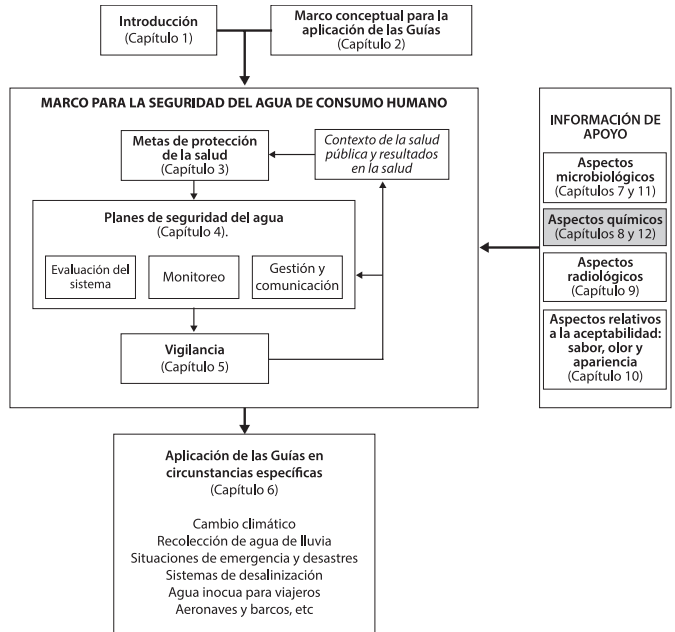
Referencias seleccionadas

- Ashbolt NJ, Grabow WOK, Snozzi M (2001) Indicators of microbial water quality. In: Fewtrell L, Bartram J, eds. *Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease*. London, IWA Publishing, pp. 289–315 (WHO Water Series).
- Grabow WOK, Taylor MB, 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

Fichas informativas sobre sustancias químicas

Los documentos mencionados en este capítulo (como la referencia principal de cada hoja de información) pueden encontrarse en el sitio web de la OMS sobre Agua, Saneamiento y Salud en http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/. La lista completa de las referencias citadas en este capítulo, incluidos los documentos de referencia para cada sustancia química, se proporciona en el Anexo 2.



12.1 Sustancias químicas contaminantes en el agua de consumo humano

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 por la intrusión

salina como consecuencia de una sequía o debido a la contaminación. Generalmente, hay presencia de bromoacetatos en los sistemas de distribución de aguas superficiales y subterráneas en concentraciones medias inferiores a 5 µg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencias principales | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Brominated acetic acids in drinking-water</i> |

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 de más largo plazo. En la base de datos también faltan estudios toxicocinéticos adecuados, un estudio de carcinogenicidad, un estudio de embriotoxicidad en otra especie y un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora. Los datos disponibles sobre mutagenicidad indican que el dibromoacetato es genotóxico.

También hay datos limitados sobre la toxicidad por la vía oral del ácido monobromoacético y del ácido bromocloroacético. Los escasos datos de mutagenicidad 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 sobre toxicidad crónica o subcrónica, de estudios multigeneracionales de toxicidad para la función reproductora, estudios convencionales de embriotoxicidad ni estudios de carcinogenicidad. Los datos disponibles se consideran insuficientes para establecer valores de referencia para estas sustancias químicas.

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 (50 µg/l) El valor de referencia se designa como provisional debido a que los datos sobre el tratamiento no son suficientes |
| Presencia | Se encuentra en sistemas de distribución de aguas subterráneas y superficiales en concentraciones de hasta unos 100 µg/l, con concentraciones medias menores de 20 µg/l |
| Cálculo del valor de referencia | Se aplicó el modelo multietapa lineal a datos combinados sobre carcinomas y adenomas en ratones macho expuestos a dosis de hasta 429 mg/kg de peso corporal por día durante un máximo de 2 años |
| Límite de detección | < 0.1–0.4 µg/l mediante GC con ECD; 1 µg/l como límite de cuantificación práctico: |
| Eficacia del tratamiento | Las concentraciones se pueden reducir mediante la instalación o mejora de la coagulación para eliminar los precursores, o bien mediante el control del pH durante la cloración |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------|--|
| 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, en algunas circunstancias puede ser imposible desinfectar el agua de consumo humano 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 |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | OMS (2005) <i>Dichloroacetic acid in drinking-water</i> |

El CIIC reclasificó el ADCA dentro del Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) en 2002, debido a 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 deposición del 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 humano clorada. Los 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.

Ácido edético

La exposición de las personas al ácido edético, también conocido como ácido etilendiaminotetraacético 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 humano es probablemente muy baja 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 de tratamiento es muy limitada.

| | |
|---------------------|--|
| Valor de referencia | 0.6 mg/l (600 µg/l) (para el EDTA como ácido libre) |
| Presencia | Presente en aguas superficiales generalmente en concentraciones menores de 70 µg/l, aunque se han registrado concentraciones superiores (900 µg/l); se ha detectado en agua de consumo humano procedente de aguas superficiales en concentraciones de 10-30 µg/l |
| ADI | 0-1.9 mg/kg de peso corporal como ácido libre (IDA de 0-2.5 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 (potentiometric stripping analysis) |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|---|
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante el tratamiento con CAG más ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • 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 este. Sin embargo, esto solo tiene importancia en dosis elevadas, mucho mayores que las encontradas en el ambiente |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Edetic acid (EDTA) in drinking-water</i> |

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 teratógeno 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.

Ácido monocloroacético

Los ácidos cloroacéticos se forman a partir de la materia orgánica durante la cloración del agua.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.02 mg/l (20 µg/l) |
| Presencia | Presente en el agua de consumo humano procedente de aguas superficiales en concentraciones de hasta 82 µg/l (media 2.1 µg/l) |
| IDT | 3.5 µg/kg de peso corporal, basada en un LOAEL de 3.5 mg/kg de peso corporal por día según un estudio en el que se observó un aumento del peso absoluto y relativo del bazo en ratas macho expuestas al ácido monocloroacético en el agua de consumo humano durante 2 años; se aplicó un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por el uso de un LOAEL mínimo en lugar de un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | No hay información disponible |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|------------------------|---|
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Monochloroacetic acid in drinking-water</i> |

En bioensayos de alimentación forzada de ratas y ratones durante dos años no se observaron indicios de capacidad cancerígena del monocloroacetato. Los resultados de unos pocos ensayos de mutagenicidad del monocloroacetato han sido diversos y no se ha observado clastogenia (rompimiento de cromosomas) en los estudios de genotoxicidad. El CIIC no ha clasificado el ácido monocloroacético con respecto a su capacidad cancerígena.

Ácido nitrilotriacético

El ácido nitrilotriacético (o ANT) 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 (200 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano 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; se aplicó un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para el potencial cancerígeno con dosis altas) |
| Límite de detección | 0.2 µg/l mediante GC con un detector específico de nitrógeno |
| Eficacia del tratamiento | No se ha encontrado información sobre su eliminación en el agua |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 50% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Nitrilotriacetic acid in drinking-water</i> |

Los animales de experimentación no metabolizaron el ANT y lo eliminaron rápidamente, aunque una parte pudo haber quedado 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 (posiblemente cancerígeno para el ser humano). 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 a la neoplasia.

Ácido tricloroacético

Los ácidos cloroacéticos se forman a partir de la materia orgánica durante la cloración del agua.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.2 mg/l (200 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en sistemas de distribución de aguas subterráneas y superficiales de los EE. UU. en concentraciones medias de 53 µg/l (de 5.3 µg/l (hasta un máximo de 80 µg/l) y 16 µg/l (hasta un máximo de 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 un NOAEL de 32.5 mg/kg de peso corporal por 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 consumo humano durante 2 años, y la incorporación de un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación intere 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-MS o GC-ECD |
| Eficacia del tratamiento | Las concentraciones se pueden reducir mediante la instalación u optimización de un sistema de coagulación (o su optimización) para eliminar precursores o bien mediante el control del pH durante la cloración |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El IPCS estableció una IDT parecida para el tricloroacetato, basada en un NOAEL correspondiente a la toxicidad hepática en un estudio de largo plazo en ratones |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Trichloroacetic acid in drinking-water</i> |

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 conjunto, que el ácido tricloroacético no es una sustancia cancerígena genotóxica.

Acrilamida

Los coagulantes de poliácridamida que se usan en el tratamiento del agua de consumo humano contienen concentraciones residuales del monómero de acrilamida. En

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

general, la dosis máxima autorizada para el polímero es de 1 mg/l. A un contenido del monómero de poliacrilamida de 0.05%, le corresponde una concentración teórica máxima del monómero de 0.5 µg/l en el agua, si bien, en la práctica, las concentraciones podrían ser 2 a 3 veces menores. Esto se aplica a las poliacrilamidas aniónicas y no iónicas, pero las concentraciones residuales de poliacrilamidas catiónicas pueden ser mayores. Las poliacrilamidas se utilizan también como agentes cementantes en la construcción de reservorios y pozos de agua de consumo humano. Comparado con el agua de consumo humano, la exposición es mucho mayor a través de los alimentos, debido a la formación de poliacrilamida en alimentos que se cocinan a temperaturas altas (p. ej., panes, frituras y comidas horneadas).

| | |
|---|--|
| Valor de referencia | 0.0005 mg/l (0.5 µg/l) |
| Presencia | Se han detectado concentraciones de unos pocos microgramos por litro en el 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 humano, y aplicación del modelo multietapa linealizado |
| Límite de detección | 0.032 µg/l mediante cromatografía de gases (GC); 0.2 µg/l mediante cromatografía líquida de alta resolución (CLAR); 10 µg/l con detección de UV |
| Eficacia del tratamiento | Los procesos convencionales de tratamiento no eliminan la acrilamida. Las concentraciones de acrilamida en el agua de consumo humano se controlan limitando el contenido de acrilamida en los floculantes de poliacrilamida o la dosis utilizada, o ambos. Los avances en las técnicas de análisis también están empezando a permitir el control mediante la medición directa (ver el documento de referencia) |
| Observaciones adicionales | Se debe hacer todo lo posible para limitar el monómero de acrilamida libre en el tratamiento del agua y los proveedores de agua también deben hacer todo lo posible para asegurar que la acrilamida residual en el agua de consumo humano se mantenga tan baja como sea técnicamente factible. Si se controla la acrilamida limitando la cantidad dosificada, siempre se debe evitar la sobredosificación |
| Fecha de la evaluación | 2011 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> OMS (2011) <i>Acrylamide in drinking-water</i> |

Luego de su ingestión, la acrilamida se absorbe rápidamente en el aparato digestivo y se distribuye extensamente en los fluidos corporales. La acrilamida puede atravesar la placenta. Es neurotóxica, afecta las células germinales y altera la función reproductora. En estudios sobre su mutagenicidad, 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 carcinogenicidad de largo plazo en ratas expuestas a la acrilamida por medio del agua de consumo humano, esta sustancia indujo tumores en el escroto, de tiroides y suprarrenales en machos, y tumores de mama, de tiroides y de útero en hembras. El Centro Internacional de

Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC) ha clasificado a la acrilamida en el Grupo 2A (probablemente cancerígeno para humanos). El Comité Mixto de Expertos de la FAO/OMS en Aditivos Alimentarios (JECFA) ha señalado recientemente su preocupación con respecto a la carcinogenicidad y la neurotoxicidad de la acrilamida y ha concluido que la exposición alimentaria se debe reducir hasta nivel más bajo que sea factible técnicamente. Los datos recientes han mostrado que la exposición a la acrilamida por el consumo de alimentos cocidos es mucho mayor de lo que se pensaba con anterioridad. Como es difícil controlar la ingesta de acrilamida de los alimentos, es muy importante que el contenido de acrilamida en la poliacrilamida que se emplea como ayudante de la coagulación en el tratamiento del agua, que es la fuente más importante de contaminación del agua de consumo humano por acrilamida, sea tan bajo como sea posible y que la poliacrilamida no se sobredosisifique en un intento de tomar un atajo para mejorar la coagulación.

Alacloro

El alacloro (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 15972-60-8) es un herbicida de preemergencia y postemergencia que se utiliza para controlar maleza y hierbas de hoja ancha del maíz y otros cultivos. Desaparece del suelo principalmente por volatilización, fotodegradación y biodegradación. Se han detectado diversos productos de degradación del alacloro en suelos. El alacloro se incluyó en el procedimiento de consentimiento fundamentado previo del Convenio de Rotterdam tomando como base las medidas reglamentarias finales adoptadas por la Comunidad Europea y Canadá para prohibir el alacloro como plaguicida.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia provisional | 0.02 mg/l (20 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas subterráneas y superficiales; se ha detectado también en el agua de consumo humano en concentraciones inferiores a 0.002 mg/l |
| Cálculo del valor de referencia | Se aplicó el modelo multietapa linealizado a datos sobre la incidencia de tumores nasales en ratas |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante cromatografía de gas líquido con detección de conductividad electrolítica en el modo de nitrógeno o mediante GC en columna capilar con detector de nitrógeno y fósforo |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.001 mg/l mediante el tratamiento con carbón activado granular (CAG) |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Alachlor in drinking-water</i> |

Los datos experimentales disponibles sobre pruebas de la genotoxicidad del alacloro se consideran ambiguos. No obstante, se ha comprobado la capacidad mutagénica 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 en el estómago y tumores benignos en la tiroides.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Aldicarb

El aldicarb (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 116-06-3) es un plaguicida sistémico que se usa para controlar nematodos en suelos e insectos y ácaros en diversos cultivos. Es muy soluble en el 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 (10 µg/l) |
| Presencia | Se encuentra frecuentemente como contaminante en aguas subterráneas, cerca de las áreas donde se ha aplicado y se le asocia particularmente con 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 |
| Ingesta diaria admisible (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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.001 mg/l mediante el tratamiento con CAG u ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | 10% del límite superior de la IDA adulto de 60 kilos 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El valor de referencia calculado de acuerdo con la evaluación de la Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (JMPR) de 1992 fue muy similar al calculado en la segunda edición, por lo que se ha mantenido |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1993) <i>Pesticide residues in food-1992 evaluations</i> OMS (2003) <i>Aldicarb in drinking-water</i> |

El aldicarb es uno de los plaguicidas agudos más tóxicos en uso, aunque el único efecto tóxico observado de manera consistente con la administración a largo plazo y una sola dosis es la inhibición de la acetilcolinesterasa. Se convierte en sulfóxido y sulfona. El sulfóxido de aldicarb es un inhibidor más potente de la acetilcolinesterasa que el aldicarb en sí, mientras que la sulfona de aldicarb es considerablemente menos tóxica que el aldicarb o el sulfóxido. La evidencia indica que el aldicarb, el sulfóxido de aldicarb y la sulfona de aldicarb no son genotóxicos ni cancerígenos. El CIIC ha concluido que el aldicarb no es clasificable respecto a la carcinogenicidad (Grupo 3).

Aldrín y dieldrín

El aldrín (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 309-00-2) y el dieldrín (número del Chemical Abstracts Service [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, contra insectos de importancia para la salud pública. Desde comienzos de la década de los setenta, 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 baja en el suelo, volátil en la atmósfera y bioacumulable. La exposición al aldrín o dieldrín por la vía alimentaria es muy baja y está disminuyendo.

| | |
|---|---|
| Valor de referencia | 0.000 03 mg/l (0.03 µg/l) de aldrín y dieldrín (combinados) |
| Presencia | Las concentraciones de aldrín y dieldrín en el agua de consumo humano suelen ser menores de 0.01 µg/l; rara vez está presente en aguas subterráneas |
| Ingesta diaria tolerable provisional (IDTP) | 0.1 µg/kg de peso corporal (total de aldrín y dieldrín combinados), basada en niveles sin efectos adversos observados (NOAEL) 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 por día en ambas especies, y 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 CG con detector de captura de electrones (ECD) |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.02 µg/l mediante coagulación, CAG u ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | <p>1% de la IDTP (dada la reducción de la exposición de los alimentos, probablemente este valor es muy conservador)</p> <p>adulto de 60 kilos</p> <p>2 litros al día</p> |
| Observaciones adicionales | El aldrín y el dieldrín están incluidos en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo. Por consiguiente, puede haber monitoreo adicional al exigido en las directrices de agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food-1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Aldrin and dieldrin in drinking-water</i> |

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. En estudios de largo plazo se demostró que el dieldrín produce tumores hepáticos en ambos sexos de dos cepas 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 (no clasificable respecto a la carcinogenicidad en humanos). La exposición a través de los alimentos ha disminuido manera significativa por la reducción de su uso.

Aluminio

El aluminio es el elemento metálico más abundante y constituye alrededor del 8% de la corteza terrestre. Las sales de aluminio se utilizan ampliamente en el tratamiento del agua como coagulantes para reducir el color, la turbiedad, el contenido de materia orgánica y el nivel de microorganismos. Este uso puede incrementar la concentración de aluminio en el agua tratada; una concentración residual alta puede conferir al agua color y turbiedad no deseables. La concentración de aluminio que da lugar a estos problemas depende, en gran medida, de diversos parámetros de calidad del agua y de factores relativos a la operación de la planta de tratamiento del agua. La principal vía de exposición de la población general al aluminio es el consumo de alimentos, sobre todo de los que contienen compuestos de aluminio, como los aditivos alimentarios. La contribución del agua de consumo humano a la exposición total por la vía oral al aluminio suele ser menor del 5% de la ingesta total.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se podría derivar un valor basado en la salud de 0.9 mg/l de acuerdo con la ingesta semanal tolerable provisional (ISTP) de la JECFA, pero este valor excede los niveles prácticos para optimizar el proceso de coagulación en plantas de agua de consumo humano que utilizan coagulantes a base de aluminio: 0.1 mg/l o menos en plantas de tratamiento grandes y 0.2 mg/l o menos en las pequeñas |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Límite de detección | FAO/OMS (2007) <i>Aluminium</i> (from all sources, including food additives) IPCS (1997) <i>Aluminium</i> OMS (2010) <i>Aluminium in drinking-water</i> |

Hay escasos indicios de que la ingestión de aluminio por la vía oral produzca toxicidad aguda en el ser humano, a pesar de la amplia presencia del elemento en alimentos, agua de consumo humano y numerosos antiácidos. Se ha sugerido la hipótesis de que la exposición al aluminio es un factor de riesgo para el desarrollo o la 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 humano 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 conjunto, los riesgos relativos de enfermedad de Alzheimer por exposición a concentraciones de aluminio en el agua de consumo humano mayores de 100 µg/l, según determinan estos estudios, son bajos (menores de 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.

En 2007, el JECFA desarrolló una ISTP de 1 mg/kg de peso corporal para el aluminio de todas las fuentes. el JECFA concluyó lo siguiente:

... los estudios disponibles tienen muchas limitaciones y no son adecuados para definir las relaciones dosis-respuesta. Por consiguiente, el Comité basó su evaluación en la evidencia combinada de varios estudios. No estaba clara la relevancia de los estudios que involucraron la administración de compuestos de aluminio por alimentación forzada, porque se esperaba que la toxicocinética después de la alimentación forzada presentara una diferencia de la toxicocinética después de la administración de la dieta, y los estudios de alimentación forzada, en general, no informaron la exposición total al aluminio, incluidos los niveles basales en la alimentación. Los estudios llevados a cabo con la administración de compuestos de aluminio en la dieta se consideraron los más apropiados para la evaluación. Los LOEL [niveles mínimos de efectos adversos observables] del aluminio en diferentes estudios de la dieta de ratones, ratas y perros estaban en el rango de 50 a 75 mg/kg [de peso corporal] por día expresado como Al.

El Comité aplicó un factor de incertidumbre de 100 para el extremo inferior de este rango de los LOEL (50 mg/kg de peso corporal por día expresado como Al) para permitir las diferencias inter e intraespecíficas. Hay deficiencias en la base de datos, en particular hay ausencia de los NOEL [nivel sin efecto observado] en la mayoría de los estudios evaluados y ausencia de estudios de largo plazo sobre los criterios de evaluación toxicológica pertinentes. Las deficiencias se contrarrestaron por la probable menor biodisponibilidad de las especies de aluminio menos solubles presentes en los alimentos. En general, se consideró apropiado un factor de incertidumbre adicional de tres. El Comité confirmó que el resultante valor de referencia basado en la salud se debe expresar como una ISTP, debido al potencial de bioacumulación. El Comité estableció una ISTP de 1 mg/kg de peso corporal para el Al, que se aplica a todos los compuestos de aluminio en los alimentos, incluidos los aditivos.

El valor basado en la salud derivado de la ISTP del JECFA sería de 0.9 mg/l (valor redondeado), considerando una asignación del 20% de la ISTP al agua de consumo humano y suponiendo que un adulto de 60 kilos bebe 2 litros de agua por día. Sin embargo, continúan las incertidumbres en cuanto a la absorción de aluminio a partir del agua de consumo humano, lo que depende de una serie de parámetros, como la sal de aluminio que se administra en su tratamiento, el pH (para la especiación y solubilidad del aluminio), la biodisponibilidad y factores dietéticos.

Se reconocen los efectos beneficiosos del uso del aluminio como coagulante en el tratamiento del agua. Teniendo esto en cuenta y considerando las preocupaciones de salud que genera el aluminio (es decir, su potencial neurotóxico), se establece un nivel práctico basado en la optimización del proceso de coagulación en plantas de agua de consumo humano que utilizan coagulantes a base de aluminio, para reducir al mínimo los niveles de aluminio en el agua tratada.

Existen varios abordajes para minimizar las concentraciones de aluminio residual en el agua tratada. Estos incluyen el uso del pH óptimo en el proceso de coagulación, evitar la dosificación excesiva de aluminio, hacer una buena mezcla en el punto de aplicación del coagulante y optimizar la velocidad de las paletas de floculación y la filtración eficiente del flóculo de aluminio. Las buenas condiciones de operación permiten alcanzar concentraciones de 0.1 mg/l de aluminio o menos en plantas de

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

tratamiento de agua grandes. En las plantas pequeñas (p. ej., las que atienden a menos de 10 000 personas) podría haber algunas dificultades para obtener este nivel, ya que el tamaño pequeño de la planta proporciona poca fluctuación en la operación; más aun, este tipo de plantas a menudo tienen recursos limitados y carecen de la experiencia necesaria para resolver problemas operativos específicos. Para estas plantas pequeñas, 0.2 mg/l o menos de aluminio en el agua tratada es un nivel alcanzable.

Como se ha indicado, un valor basado en la salud derivado de la ISTP del JECFA sería de 0.9 mg/l (valor redondeado) considerando una asignación del 20% de la ISTP al agua de consumo humano y suponiendo que un adulto de 60 kilos bebe 2 litros de agua por día. Sin embargo, como también se ha mencionado, los niveles viables basados en la optimización del proceso de coagulación en plantas de agua de consumo humano que utilizan coagulantes a base de aluminio son de menos de 0.1 mg/l para las plantas grandes de tratamiento de agua y menos de 0.2 mg/l para plantas pequeñas. En vista de la importancia de optimizar la coagulación para prevenir la contaminación microbiológica y la necesidad de minimizar la deposición de flóculos de aluminio en los sistemas de distribución, es importante asegurar que los residuales promedio no excedan estos valores.

Amoniaco

El término amoniaco incluye la forma no ionizada (NH_3) y la ionizada (NH_4^+). El amoniaco en el 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 de 0.2 mg/l, pero las aguas subterráneas anaerobias pueden contener hasta 3 mg/l y la ganadería intensiva puede generar altas concentraciones de este contaminante en aguas superficiales. También pueden producir contaminación con amoniaco las tuberías recubiertas con mortero de cemento. El amoniaco es un indicador de posible contaminación del agua con bacterias, aguas residuales o residuos de animales.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Límite de detección | OMS (2003) <i>Ammonia in drinking-water</i> |

El amoniaco es uno de los principales productos del metabolismo de los mamíferos. La exposición al amoniaco de fuentes medioambientales es insignificante comparada con la derivada de su síntesis endógena. Se observan efectos toxicológicos solo cuando la exposición es mayor de 200 mg/kg de peso corporal.

La presencia de amoniaco en el agua de consumo humano no tiene relevancia inmediata sobre la salud, de modo que no se propone un valor de referencia basado en la salud. No obstante, el amoniaco puede reducir la eficiencia de la desinfección, ocasionar la formación de nitrito en sistemas de distribución, obstaculizar la eliminación de manganeso en los filtros y producir problemas de olor y sabor (ver también el capítulo 10).

Antimonio

El antimonio elemental forma aleaciones de gran dureza con el cobre, plomo y estaño. Los compuestos de antimonio tienen diversos usos terapéuticos. El antimonio se usa en reemplazo del plomo en soldaduras, pero no hay pruebas de que esta fuente haya contribuido significativamente a la presencia de antimonio en el agua de consumo humano. La exposición total procedente de fuentes medioambientales, los alimentos y el agua de consumo humano es muy baja comparada con la exposición por motivos laborales.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.02 mg/l (20 µg/l) |
| Presencia | Hay concentraciones en aguas subterráneas menores de 0.001 µg/l; concentraciones en aguas superficiales menores de 0.2 µg/l; las concentraciones en el agua de consumo humano son, al parecer, menores de 5 µg/l. |
| Ingesta diaria tolerable (IDT) | 6µg/kgdepesocorporal, basadaen unNOAELde6.0mg/kgdepesocorporal por día correspondiente a la reducción del aumento de peso corporal y a 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 el agua de consumo humano; se aplicó 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 espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, por su sigla en inglés); 0.1-1 µg/l mediante espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción API/EM (ICP/MS), por su sigla en inglés); 0.8 µg/l mediante EAA con horno de grafito; 5 µg/l mediante EAAS con generación de hidruros |
| Eficacia del tratamiento | Los tratamientos convencionales no eliminan el antimonio. No obstante, el antimonio no es un contaminante habitual del agua no tratada. Dado que la fuente más común de antimonio en el agua de consumo humano parece ser su disolución en cañerías y accesorios metálicos de gasfitería, el control del antimonio procedente de estas fuentes se realizaría mediante el control de estos productos |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Antimony in drinking-water</i> |

La información disponible sobre la toxicidad del antimonio ha aumentado significativamente desde la revisión anterior, aunque gran parte se refiere a la vía de exposición intraperitoneal. El tipo de antimonio en el agua de consumo humano es un determinante clave de su toxicidad; al parecer, el antimonio procedente del lixiviado de materiales que contienen antimonio se presenta 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, solo manifiesta genotoxicidad en algunas pruebas in vitro, pero no in vivo, mientras que las sales

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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), basado 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 solo 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 de 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 la vía oral.

Arsénico¹

El arsénico es un elemento distribuido extensamente por toda la corteza terrestre en estado de oxidación de -3, 0, +3 y +5, a menudo en forma de sulfuro de arsénico, de arseniuros metálicos o arseniatos. En el agua se presenta más como (+5), pero en condiciones anaerobias es posible que esté presente como arsenito (+3). Por lo general, se presenta en aguas naturales en concentraciones de menos de 1-2 g/l. Sin embargo, en las aguas subterráneas, donde hay depósitos de minerales de sulfuro y depósitos sedimentarios derivados de rocas volcánicas, las concentraciones pueden ser significativamente elevadas.

El arsénico se encuentra en la dieta, particularmente en peces y mariscos, en los que se encuentra en la forma orgánica menos tóxica. Solo hay datos limitados sobre la proporción de arsénico inorgánico en los alimentos, pero estos indican que aproximadamente el 25% está presente en la forma inorgánica, dependiendo del tipo de alimento. Aparte de la exposición ocupacional, las vías de exposición más importantes son a través de los alimentos y el agua de consumo humano, incluidas las bebidas preparadas con agua de consumo humano. Cuando la concentración de arsénico en el agua de consumo humano es de 10 µ/l o más, esta será la principal fuente de ingesta. Cuando las sopas o platos similares son el elemento básico de la dieta, el aporte de agua de consumo humano a través de la preparación de alimentos será aún mayor.

¹ Como el arsénico es una de las sustancias químicas presentes en algunas aguas naturales que generan mayor preocupación para la salud, su hoja de información química se ha ampliado.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia provisional | 0.01 mg/l (10 µg/l) El valor de referencia se designa como provisional debido a la eficacia del tratamiento y la capacidad analítica |
| 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 |
| Cálculo del valor de referencia | Se mantiene la incertidumbre sobre los riesgos reales en 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 dificultades prácticas para eliminar el arsénico del agua de consumo humano, así como el límite práctico de cuantificación, en el rango de 1 a 10 µg/l, se mantiene el valor de referencia de 10 µg/l y se designa como provisional |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante ICP/MS; 2 µg/l mediante AAS o AAS de llama con generación de hidruros |
| Eficacia del tratamiento | Es factible técnicamente obtener concentraciones de arsénico de 5 µg/l o menos mediante cualquiera de varios métodos de tratamiento posibles; no obstante, es preciso realizar una cuidadosa optimización y control de los procesos, y es más razonable la expectativa de alcanzar 10 µg/l mediante tratamientos convencionales (p. ej., la coagulación). |
| Fecha de la evaluación | 2011 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain contaminants in food</i> IARC (1987) <i>Overall evaluations of carcinogenicity</i> IPCS (2001) <i>Arsenic and arsenic compounds</i> ISO (1982) <i>Water quality—determination of total arsenic</i> USNRC (2001) <i>Arsenic in drinking water, 2001 update</i> OMS (2011) <i>Arsenic in drinking-water</i> |

Los compuestos de arsénico solubles pentavalentes y trivalentes se absorben rápida y extensamente en el tracto gastrointestinal. El metabolismo se caracteriza por 1) la reducción del arsénico pentavalente a trivalente y 2) la metilación oxidativa del arsénico trivalente para formar productos monometilados, dimetilados y trimetilados. La metilación del arsénico inorgánico facilita la excreción de arsénico inorgánico del cuerpo, ya que los productos finales, el ácido monometilarsónico y el ácido dimetilarsínico se excretan fácilmente en la orina. En la metilación existen grandes diferencias cualitativas y cuantitativas entre especies, pero en los seres humanos y en los animales más comunes de laboratorio, el arsénico inorgánico es metilado extensivamente y los metabolitos se excretan principalmente en la orina. Hay una gran variación interindividual en la metilación del arsénico en los seres humanos, probablemente debido a una amplia diferencia en la actividad de las metiltransferasas y al posible polimorfismo. Los compuestos organoarsenicales ingeridos se metabolizan mucho menos y se eliminan más rápidamente en la orina que el arsénico inorgánico.

No se ha demostrado que el arsénico sea esencial para los seres humanos. La toxicidad aguda de los compuestos de arsénico en los seres humanos depende principalmente de su tasa de eliminación del cuerpo. La arsina se considera que es la forma más tóxica, seguida por los arsenitos, los arseniatos y los compuestos orgánicos

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

del arsénico. Se ha notificado la intoxicación aguda por arsénico asociada con la ingestión de agua de pozo con concentraciones muy altas (21.0 mg/l) de arsénico.

Los signos de arsenicismo crónico, incluidos las lesiones dérmicas como la hiperpigmentación e hipopigmentación, la neuropatía periférica, el cáncer de vejiga y de pulmón, y la enfermedad vascular periférica, se han observado en las poblaciones que ingieren agua de consumo humano contaminada con arsénico. Las lesiones dérmicas fueron el síntoma observado más comúnmente y se producen después de periodos aproximados de exposición de por lo menos 5 años. Se observaron efectos sobre el sistema cardiovascular en niños que consumieron agua contaminada con arsénico (concentración media de 0.6 mg/l) durante un promedio de 7 años.

Numerosos estudios epidemiológicos han examinado el riesgo de cáncer asociado con la ingestión de arsénico a través del agua de consumo humano. Muchos son los estudios de tipo ecológico y muchos tienen fallas metodológicas, particularmente en la medición de la exposición. Sin embargo, hay pruebas abrumadoras de que el consumo de niveles elevados de arsénico a través del agua de consumo humano se relaciona causalmente con el desarrollo de cáncer en varios lugares. Sin embargo, sigue habiendo una gran incertidumbre y controversia sobre el mecanismo de carcinogenicidad y la forma de la curva dosis-respuesta con ingestas bajas. El Programa Internacional de Seguridad Química (IPCS) llegó a la conclusión de que la exposición de largo plazo al arsénico en el agua de consumo humano se relaciona causalmente con un mayor riesgo de cáncer en la piel, los pulmones, la vejiga y los riñones, así como cambios en la piel, como la hiperqueratosis y cambios en la pigmentación. Estos efectos se han demostrado en muchas investigaciones que han utilizado diferentes diseños de estudio. Como criterios de evaluación, se han usado las relaciones exposición-respuesta y se han observado los riesgos altos. Los efectos se han estudiado más a fondo en Taiwán y China, pero también hay considerable evidencia de estudios sobre poblaciones de otros países. Se ha notificado el aumento del riesgo de cáncer de pulmón y de vejiga, y de lesiones en la piel asociados a la ingestión de agua de consumo humano con arsénico en concentraciones inferiores a 50 µg de arsénico por litro. Se requieren estudios epidemiológicos más analíticos para determinar la respuesta en tiempo de las dosis para las lesiones de la piel, así como para el cáncer, con el fin de ayudar en el desarrollo de intervenciones adecuadas y en la determinación de políticas de intervención prácticas.

El CIIC ha clasificado a los compuestos inorgánicos de arsénico en el Grupo 1 (cancerígeno para los seres humanos) basado en pruebas suficientes de carcinogenicidad en humanos y pruebas limitadas de carcinogenicidad en animales. Aunque hay una importante base de datos sobre la asociación entre los cánceres internos y de la piel y el consumo de arsénico en el agua de consumo humano, continua la incertidumbre sobre los riesgos reales en concentraciones bajas. En su evaluación actualizada, el *United States National Research Council* (Consejo Nacional de Investigación de Estados Unidos) concluyó que "los datos disponibles sobre el modo de acción del arsénico no proporcionan una base biológica para usarlos en una extrapolación lineal o no lineal". Los estimados de posibilidad máxima, mediante una extrapolación lineal, para el cáncer de vejiga y de pulmón en poblaciones de los Estados Unidos de América

expuestas al arsénico en concentraciones de 10 µg/l en el agua de consumo humano son, respectivamente, 12 y 18 por 10 000 habitantes para las mujeres y 23 y 14 por 10 000 habitantes para los hombres. Los números reales indicados para estos riesgos estimados serían muy difíciles de detectar con los métodos epidemiológicos actuales. También hay incertidumbre respecto a la contribución del arsénico en alimentos— una mayor ingesta de arsénico inorgánico de los alimentos llevaría a una estimación de menor riesgo para el agua— y sobre el impacto de factores como la variación en el metabolismo del arsénico y el estado nutricional. Algunos estudios en áreas con concentraciones de arsénico por encima de 50 µg/l no han detectado efectos adversos relacionados con el arsénico en los residentes. Sigue siendo posible que las estimaciones de riesgo de cáncer asociado a diversas ingestas de arsénico estén sobreestimadas. Todavía falta determinar la concentración de arsénico en el agua de consumo humano por debajo del cual no se observan efectos, y hay la necesidad urgente de identificar el mecanismo por el cual el arsénico causa cáncer, que parece ser el criterio de evaluación de toxicidad más sensible.

El límite práctico de cuantificación del arsénico está en el rango de 1 a 10 µg/l; la eliminación de arsénico en concentraciones por debajo de 10 µg/l es difícil en muchas circunstancias. En vista de las dificultades prácticas para eliminar el arsénico del agua de consumo humano, sobre todo en pequeños sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano, y de alcanzar el límite práctico de cuantificación para el arsénico, se mantiene el valor de referencia de 10 µg/l como una meta y se designa como provisional.

El valor de referencia provisional de 10 µg/l fue apoyado previamente por el JECFA para una ISTP de 15 µg/kg de peso corporal, suponiendo una asignación del 20% al agua de consumo humano. Sin embargo, el JECFA recientemente lo ha reevaluado y ha concluido que la ISTP existente estaba muy cerca del límite inferior de confianza de la dosis de referencia para una respuesta con el 0.5% de confianza (*benchmark dose lower confidence limit* BMDL_{0.5}) calculada a partir de estudios epidemiológicos y, por lo tanto, ya no era apropiado. Consecuentemente, se retiró la ISTP. No obstante, dado que en muchos países no se puede obtener ni aun el valor de referencia provisional, este se retiene como base para la eficacia del tratamiento y la capacidad analítica con la condición de que debe hacerse todo lo posible para mantener las concentraciones tan bajas como sea razonablemente posible.

Consideraciones prácticas

Se dispone de un método espectrofotométrico con dietilditiocarbamato de plata (ISO 6595: 1982) para la determinación de arsénico; el límite de detección es de aproximadamente 1 µg/l. Son más sensibles la AAS con horno de grafito, la AAS y la ICP-MS con generación de hidruros. También se puede utilizar la HPLC en combinación con la ICP-MS) para determinar diversas especies de arsénico.

Es técnicamente factible alcanzar concentraciones de arsénico de 5 µg/l o menos mediante diversos métodos de tratamiento disponibles. Sin embargo, se requiere la cuidadosa optimización y control del proceso, por lo que una expectativa más razonable es alcanzar 10 µg/l mediante el tratamiento convencional (p. ej., la coagulación). En los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano por tuberías, la primera

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

opción es a menudo la sustitución o la dilución con fuentes microbiológicamente seguras que tengan bajos niveles de arsénico. También puede ser apropiado utilizar fuentes alternativas para beber y cocinar, pero para fines tales como el lavado y lavandería fuentes contaminadas. También existe un número creciente de técnicas eficaces de tratamiento a pequeña escala, por lo general, en torno a la coagulación, la precipitación o adsorción, que están disponibles a un costo relativamente bajo para eliminar arsénico en abastecimientos pequeños.

Asbesto

El asbesto se introduce en el agua por la disolución de minerales y menas que contienen asbesto, así como por los efluentes industriales, la contaminación atmosférica y las tuberías de asbesto-cemento del sistema de distribución. La exfoliación de fibras de asbesto de estas tuberías se relaciona con la agresividad del agua del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano. Hay algunos datos que indican que la exposición al asbesto atmosférico liberado del agua de grifo durante la ducha o de los humidificadores es insignificante.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No hay evidencia consistente de que el asbesto ingerido sea peligroso para la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Asbestos in drinking-water</i> |

Se sabe que la exposición al asbesto por inhalación es cancerígena para el ser humano. Los estudios epidemiológicos de poblaciones con agua de consumo humano que contiene concentraciones altas de asbesto han generado escasas pruebas convincentes de la capacidad cancerígena del asbesto ingerido, aunque hay estudios profundos al respecto. Además, en estudios exhaustivos en animales, el asbesto no ha aumentado de forma consistente la incidencia de tumores del aparato digestivo. No hay, por consiguiente, pruebas determinantes de que la ingestión de asbesto sea peligrosa para la salud, de modo que se concluye que no es necesario establecer un valor de referencia basado en la salud para el asbesto en el agua de consumo humano. La preocupación principal en torno a las tuberías de asbesto-cemento son las personas que trabajan en el exterior de los tubos (p. ej. en el corte de las tuberías), debido al riesgo de inhalación del polvo de asbesto.

Atrazina y sus metabolitos

La atrazina es un herbicida sistémico selectivo de la clase clorotriazina, que se emplea para el control de hojas anchas anuales y maleza. Se ha encontrado atrazina y metabolitos de cloro-*s*-triazina—deetilatrazina, deisopropilatrazina y diaminoclorotriazina—en aguas superficiales y subterráneas, como resultado del uso de la atrazina como herbicida de preemergencia y postemergencia temprana. El metabolito hidroxiatrazina se detecta con mayor frecuencia en las aguas subterráneas que en las superficiales.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|---|
| Valor de referencia | 0.1 mg/l (100 µg/l) de atrazina y metabolitos de cloro-s-triazina 0.2 mg/l (200 µg/l) de hidroxiatrazina |
| Presencia | Las concentraciones no suelen exceder de 2 µg/l y lo común es que estén muy por debajo de 0.1 µg/l |
| IDA del grupo para la atrazina y sus metabolitos de cloro-s-triazina | 0 a 0.02 mg/kg de peso corporal basado en el NOAEL de atrazina de 1.8 mg/kg de peso corporal por día identificado sobre la base de la supresión de la hormona luteinizante y la posterior interrupción del ciclo reproductivo observado en 3.6 mg/kg de peso corporal por día en un estudio de 6 meses con ratas, en el que se usó un factor de seguridad de 100 |
| IDA para la hidroxiatrazina | 0 a 0.04 mg/kg de peso corporal basado en el NOAEL de 1.0 mg/kg de peso corporal por día identificado sobre la base de la toxicidad renal en 7.8 mg/kg de peso corporal por día en un estudio de 24 meses con ratas, en el que se utilizó un factor de seguridad de 25, basado en consideraciones cinéticas |
| Límite de detección | 1 ng/l de atrazina mediante dilución isotópica por MS con extracción en fase sólida; 10 ng/l mediante GC-MS) con extracción en fase sólida; 50 ng/l mediante cromatografía líquida (LC)-MS con extracción en fase sólida; 100 ng/l mediante GC con detección de nitrógeno y fósforo Metabolitos: 5 ng/l de metabolitos mediante GC capilar con detección termoiónica específica de nitrógeno y HPLC con detección de absorción de matriz de fotodiodos después de la extracción con sorbentes de estireno-divinilbenceno y elución con acetona |
| Eficacia del tratamiento | Se puede lograr 0.1 µg/l mediante el uso de CAG o carbón activado en polvo (CAP); también son eficaces la filtración en la orilla y la nanofiltración |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% del límite superior de la IDA • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | La JMPR consideró que el NOAEL para la atrazina protege contra las consecuencias neuroendocrinas y otros efectos adversos causados por la exposición prolongada a la atrazina y los metabolitos de cloro-s-triazina La JMPR no pudo evaluar la fuente de asignación de atrazina al agua de consumo humano. Por ello, se eligió la asignación predeterminada de 20%, que será muy conservadora en la mayoría de los países; además, se espera que la exposición del público será principalmente a través del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2011 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2009) <i>Pesticide residues in food-2007 evaluations</i> OMS (2011) <i>Atrazine and its metabolites in drinking-water</i> |

La JMPR convino en que es improbable que la atrazina sea genotóxica y concluyó que no es probable que la atrazina represente un riesgo cancerígeno para los seres humanos, ya que el modo de acción carcinogénica en ciertas cepas de ratas susceptibles no es relevante para la evaluación del riesgo humano. La evidencia de los estudios

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

epidemiológicos tampoco apoyó una asociación causal entre la exposición a la atrazina y la presencia de cáncer en los seres humanos.

En estudios especiales sobre la toxicidad en la reproducción, la exposición de ratas a la atrazina durante el inicio del embarazo (es decir, el periodo dependiente de la hormona luteinizante) causó el aumento de pérdidas preimplantación o postimplantación, incluida la resorción completa de la camada. La atenuación del aumento de la hormona luteinizante y la posterior interrupción del ciclo reproductivo o estral (caracterizada por un aumento de días en el estro) se observaron en 3.65 mg/kg y más de peso corporal por día, con un NOAEL de 1.8 mg/kg de peso corporal por día. Los efectos del aumento de la hormona luteinizante y la interrupción del ciclo estral fueron apoyados por estudios adicionales de corto plazo que estudiaron la mecánica del proceso. Los experimentos adicionales sugieren que los efectos de la atrazina en la hormona luteinizante y la secreción de prolactina están mediados a través de un sitio de acción en el hipotálamo. La JMPR concluyó que la atrazina no resultó teratogénico.

Los estudios que utilizan una variedad de pruebas de ensayo in vitro e in vivo indican que la modulación del sistema inmune se produce después de la exposición a la atrazina. Sin embargo, los efectos que sugieren la alteración de la función del sistema inmune se observaron solo con dosis superiores a las que afectaron la función neuroendocrina y dieron lugar a la interrupción del ciclo estral o a la embriotoxicidad.

Los perfiles de toxicidad y el modo de acción de los metabolitos de cloro-s-triazina son similares a los de la atrazina; la potencia de estos metabolitos con respecto a sus propiedades disruptoras neuroendocrinas parece ser similar a la del compuesto matriz.

El metabolito hidroxiatrazina no tiene el mismo modo de acción ni el perfil de toxicidad de la atrazina ni de sus metabolitos cloro-s-triazina. El principal efecto de la hidroxiatrazina fue la toxicidad renal (debido a su baja solubilidad en el agua, lo que resulta en la formación de cristales y la consecuente respuesta inflamatoria) y no hubo evidencia de que la hidroxiatrazina tuviera propiedades disruptoras neuroendocrinas. No hubo evidencia de carcinogenicidad y la hidroxiatrazina no mostró genotoxicidad en una gama adecuada de pruebas in vitro e in vivo.

Bario

Los compuestos de bario están presentes en la naturaleza como depósitos de mineral y en rocas ígneas y sedimentarias, y se utilizan en una variedad de aplicaciones industriales. El bario que se encuentra en el agua proviene principalmente de fuentes naturales, aunque el bario también ingresa al ambiente por las emisiones industriales y usos antropogénicos. Los alimentos son la principal fuente de ingesta para la población no expuesta ocupacionalmente. Sin embargo, cuando las concentraciones de bario en el agua son altas, el agua potable puede contribuir significativamente a la ingesta total.

| | |
|---------------------|--|
| Valor de referencia | 1.3 mg/l (1300µg/l) |
| Ocurrencia | Las concentraciones en el agua potable generalmente son inferiores a 100 µg/L, aunque se han medido concentraciones superiores a 1 mg/L en el agua potable proveniente de aguas subterráneas |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---|---|
| IDT | 0,21 mg/kg de peso corporal al día, calculado mediante la aplicación de un factor de incertidumbre de 300 para tener en cuenta la variación intraespecies (10), la variación entre especies (10) y las deficiencias de la base de datos (3 para la ausencia de un estudio de toxicidad en el desarrollo) con un BMDL ₀₅ de 63 mg/kg de pc por día para la nefropatía en ratones en un estudio de 2 años |
| Límite de detección | 0.004–0.8 µg/L por ICP-MS; 1.0 µg/L por ICP-AES |
| Eficacia del tratamiento | El intercambio iónico, el ablandamiento con cal o la filtración directa con precipitación química pueden ser capaces de eliminar el bario por debajo de 1 mg/L |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | 20% de la IDT adulto de 60 kilos 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>Como el redondeo puede tener implicaciones prácticas significativas a niveles de miligramos por litro, se concluyó que un valor de referencia con dos cifras significativas era razonable en este caso.</p> <p>El valor de referencia calculado tomando como base el estudio a largo plazo del ratón no es inconsistente con los valores basados en la salud que podrían calcularse de estudios humanos limitados.</p> |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | IPCS (2001). <i>Barium and barium compounds</i> USEPA (2005). <i>Toxicological review of barium and compounds. In support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS)</i> . WHO (2016). <i>Barium in drinking-water</i> |

No hay evidencia de que el bario sea carcinógeno o genotóxico. Se ha observado hipertensión aguda en informes de casos, pero los efectos pueden ser secundarios a la hipocaliemia. El estudio crítico que se había identificado previamente para obtener el valor de referencia tiene varias limitaciones (por ej., no se ha observado ningún efecto con la dosis única evaluada, hay limitaciones en la metodología y diseño de la exposición, y ausencia de control de los factores de riesgo importantes para la hipertensión). Otro estudio en humanos que no reportó efectos sobre la hipertensión con 10 mg/L resulta limitado por el tamaño pequeño del estudio y la corta duración de la exposición. Se ha demostrado que el bario causa nefropatía en animales de laboratorio y esto fue seleccionado como el punto de referencia toxicológica de interés para la guía actual

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 ambiente. El benceno también puede entrar en el agua procedente de vertidos industriales o de la contaminación atmosférica.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.01 mg/l (10 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano son generalmente menores de 5 µg/l |
| Cálculo del valor de referencia | Se aplicó un modelo de extrapolación lineal consistente (debido a la falta de ajuste estadístico de algunos de los datos con el 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 |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante GC con detección de fotoionización y confirmación mediante MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse 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 humano (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 provenientes 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 |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Benzene in drinking-water</i> |

En las personas, una exposición breve a concentraciones altas de benceno afecta principalmente al sistema nervioso central. En 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 carcinogenicidad de dos años mediante alimentación forzada con aceite de maíz. En pruebas bacterianas no se ha detectado que el benceno sea mutagénico, 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.

Bentazona

La bentazona (CAS No. 25057-89-0) es un herbicida de posemergencia que se utiliza para el control selectivo de maleza de hoja ancha y juncias que crecen en una variedad de cultivos. Es altamente soluble en el agua y muy resistente a la hidrólisis; también es muy móvil en el suelo. Sin embargo, la fotodegradación ocurre tanto en el suelo como en el agua. La bentazona puede lixiviar del suelo a las aguas subterráneas, especialmente durante las lluvias fuertes y puede contaminar el agua superficial a través de efluentes de las plantas de producción, las aguas de drenaje y por su uso en el agua (arrozales). Es probable que la exposición por los alimentos sea baja.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---|--|
| Razón para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua potable o en las fuentes de agua potable están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Valor basado en la salud* | 0.5 mg/L |
| Valor agudo basado en la salud** | Innecesario, ya que no se ha establecido la DARf |
| Ocurrencia | Se han medido concentraciones de hasta 120 µg/L en aguas subterráneas y hasta 14 µg/L en aguas superficiales |
| IDA | 0-0.09 mg/kg de pc, basada en un NOAEL de 9 mg/kg de pc por día en la coagulación sanguínea prolongada y cambios químicos clínicos que indican efectos sobre el hígado y el riñón en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de dos años en ratas, y aplicación de un factor de seguridad de 100 |
| DARf | Innecesaria, ya que no se observaron efectos que pudieran atribuirse a una dosis única |
| Límite de detección | 0.1 µg/L por GC con ECD después de la extracción líquido-líquido; límite de cuantificación de 0.01 µg/L por CL-EMT |
| Eficacia del tratamiento | El tratamiento convencional, incluida la coagulación y la filtración, no es eficaz; el carbón activado puede ser eficaz en ciertas circunstancias |
| Cálculo del valor basado en la salud | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | 20% del límite superior de la IDA adulto de 60 kilos 2 litros al día |
| Comentarios adicionales | Se ha utilizado el factor de asignación por defecto de 20% para tomar en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición de los alimentos, que sugieren que la exposición por esta vía es baja, generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la exposición por esta ruta podría ser más alta En la sección 8.5.3 se puede encontrar orientación sobre la interpretación del valor basado en la salud y cuándo decidir el monitoreo |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | WHO (2013). <i>Pesticide residues in food - 2012 evaluations</i> WHO (2016). <i>Bentazone in drinking-water</i> |

* Cuando no se ha establecido un valor de referencia formal, puede determinarse un "valor basado en la salud" con el fin de proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando haya motivo de preocupación local. El establecimiento de un valor de referencia formal para estas sustancias puede alentar a los Estados Miembros a incorporar un valor en sus normas nacionales cuando ello puede ser innecesario.

** Para obtener más información sobre el valor agudo basado en la salud, vea la sección 8.7.5.

La bentazona no es carcinogénica en ratas o ratones y no mostró evidencia de genotoxicidad en un rango de ensayos in vitro e in vivo. Hay observaciones consistentes en estudios de toxicidad con dosis repetidas en ratones, ratas y perros que muestran efectos sobre la hematología y la coagulación sanguínea (por ej., la prolongación del tiempo de protrombina y del tiempo parcial de tromboplastina).

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Berilio

La principal fuente de compuestos de berilio en el agua parece ser que se libera de la combustión del carbón y de otras industrias que usan berilio. Otras fuentes de berilio en el agua superficial incluyen la deposición atmosférica de berilio y la erosión de las rocas y suelos que contienen berilio. No es probable que el berilio se encuentre en el agua natural por encima de los niveles traza, debido a la insolubilidad de los óxidos e hidróxidos del berilio en el rango normal de pH.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | IPCS (2001) <i>Beryllium and beryllium compounds</i> OMS (2009) <i>Beryllium in drinking-water</i> |

Como el berilio rara vez, o nunca, se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones de preocupación, no se considera necesario establecer un valor de referencia formal.

Se puede calcular para el berilio un valor basado en la salud de 12 mg/l en el agua de consumo humano, de acuerdo con una asignación al agua de consumo humano del 20% de la IDT de 2 ug/kg de peso corporal y suponiendo que un adulto de 60 kilos bebe 2 litros de agua por día. Este valor se derivó de un estudio de largo plazo en el que los perros presentaron lesiones en el intestino delgado. Esta asignación es probablemente conservadora, ya que los limitados datos sobre alimentos indican que la exposición a esta fuente es probable que sea muy inferior a la IDT.

Aunque parece que el berilio se encuentra en fuentes de agua de consumo humano y en el agua de consumo humano en concentraciones bajas, la base de datos sobre esta presencia es limitada y podría haber circunstancias específicas en las que las concentraciones se puedan elevar debido a fuentes naturales en las que el pH esté bien por debajo de 5 o por encima de 8 o que haya alta turbiedad.

Boro

Los compuestos de boro se utilizan en la fabricación de vidrio, jabones y detergentes, y también como ignífugos (contra el fuego). El boro se encuentra de forma natural en aguas subterráneas principalmente por el lixiviado de rocas y suelos que contienen boratos y borosilicatos. El contenido de borato en aguas superficiales puede aumentar debido a descargas de aguas residuales, pero su uso se ha reducido significativamente, por lo que los niveles de boro en descargas de aguas residuales siguen disminuyendo.

| | |
|---------------------|--|
| Valor de referencia | 2.4 mg/l (2400 µg/l) |
| 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 humano, en la mayor parte del mundo, está por debajo de 0.5 mg/l |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|--|
| IDT | 0.17 mg/kg de peso corporal, basada en un límite de confianza inferior a la dosis de referencia de 10.3 mg/kg de peso corporal por día para la embriotoxicidad (disminución del peso de fetos de ratas) y la aplicación de un factor de incertidumbre de 60 (10 para la variación interespecífica y 6 para la intraespecífica) |
| Límite de detección | 0.15 µg/l mediante ICP/MS; 6-10 µg/l mediante ICP-AES |
| Eficacia del 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. Los tratamientos de intercambio iónico y de ósmosis inversa pueden conseguir una disminución sustancial, pero su costo 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 | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 40% de la IDT (debido a que la ingesta de otras fuentes es baja) • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Debido a que será difícil alcanzar el valor de referencia de 2.4 mg/l en algunos sistemas de abastecimiento de agua desalada y en áreas con altos niveles de boro natural, las autoridades reguladoras y de salud locales deben considerar un valor de más de 2.4 mg/l mediante la evaluación de la exposición de otros fuentes |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | OMS (2009) <i>Boron in drinking-water</i> |

Las exposiciones tanto breves como prolongadas de animales de laboratorio al ácido bórico o al bórax por la 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 humano. Se ha demostrado experimentalmente su embriotoxicidad en ratas, ratones y conejos. Los resultados negativos de numerosas pruebas de mutagenicidad indican que el ácido bórico y el bórax no son genotóxicos. En estudios de largo plazo en ratones y ratas, el ácido bórico y el bórax no aumentaron la incidencia de tumores.

Bromato

El bromato de sodio y el bromato de potasio son oxidantes potentes que se utilizan principalmente en neutralizantes para ondulaciones 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 se puede presentar debido a efluentes industriales y algunas veces como consecuencia de su presencia en el suelo contaminado. Sin embargo, la principal fuente en el agua de consumo humano se debe a su formación durante la ozonización si el agua contiene el ión bromuro.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

En determinadas condiciones, también puede formarse bromato en las soluciones de hipoclorito producidas por electrolisis de sales que contienen bromuro.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia provisional | 0.01 mg/l (10 µg/l) El valor de referencia es provisional debido a las limitaciones de los métodos analíticos y los tratamiento disponibles |
| Presencia | Se ha descrito en el agua de consumo humano de fuentes de agua de características diversas tras su ozonización, en concentraciones de menos de 2 a 293 µg/l, dependiendo de la concentración del ión 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 |
| Cálculo del valor de referencia | El límite superior estimado de la potencia cancerígena del bromato es de 0.19 mg/kg de peso corporal por día, basado en una extrapolación lineal de dosis bajas (se aplicó el modelo de una etapa de Weibull para calcular el tiempo de aparición del tumor en la incidencia de mesoteliomas, tumores de túbulos renales y tumores foliculares de tiroides en ratas macho a las que se les había suministrado bromato de potasio en el agua de consumo humano, y se utilizaron los datos de los animales sacrificados en las semanas 12, 26, 52 y 77). Al valor máximo del riesgo adicional de cáncer de 10^{-5} se le asoció un valor basado en 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 | 0.2 µg/l mediante cromatografía iónica con UV/ detección de absorbancia visible; 0.3 µg/l mediante cromatografía iónica con detección de absorbancia UV visible mediante ICP/MS; 1.5 µg/l mediante cromatografía iónica con supresión química y detección conductimétrica. |
| Eficacia del 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 |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Bromate in drinking-water</i> |

El CIIC ha concluido que aunque hay indicios insuficientes 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 mutagénico 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 al daño oxidativo del ácido desoxirribonucleico (ADN). Aunque existe evidencia que sugiere que la reactividad del ADN en tumores renales puede tener una relación dosis-respuesta no lineal, 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. Sin

embargo, la evidencia emergente apunta a la rápida descomposición de bromato en el tracto gastrointestinal, en la sangre y en el hígado, lo que es compatible con una relación dosis-respuesta no lineal con dosis bajas.

Bromuro

El bromuro se encuentra comúnmente en la naturaleza junto con cloruro de sodio, debido a sus propiedades físicas y químicas similares, pero en cantidades más pequeñas. Las concentraciones de bromuro en el agua de mar tienen un rango de 65 mg/l hasta más de 80 mg/l; en el agua dulce hay desde cantidades traza hasta aproximadamente 0.5 mg/l y en aguas desaladas hasta 1 mg/l.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | OMS (2009) <i>Bromide in drinking-water</i> |

La JMPR evaluó el bromuro inorgánico en 1966 y recomendó una IDA de 0-1 mg/kg de peso corporal, basada en una dosis farmacológica eficaz en seres humanos de alrededor de 900 mg de bromuro de potasio, equivalente a 600 mg del ión bromuro. La IDA de la JMPR se reafirmó con nuevos datos en 1988.

Los resultados de estudios en humanos sugieren un nivel sin efecto observado (NOEL) conservador (para el efecto marginal dentro de los límites normales de electroencefalogramas en mujeres) de 4 mg/kg de peso corporal por día, lo que da una IDA de 0-0.4 mg/kg de peso corporal, que incluye un factor de seguridad de 10 para la diversidad de la población.

El límite superior de la IDA de 0-0.4 mg/kg de peso corporal estima una ingesta diaria total aceptable de 24 mg/persona para una persona de 60 kilos. Suponiendo una contribución relativa de la fuente de 50%, el valor del agua de consumo humano para un adulto de 60 kilos que consume 2 litros al día sería hasta de 6 mg/l; para un niño de 10 kilos que consume 1 litro al día, el valor sería hasta de 2 mg/l. Sin embargo, la contribución del bromuro en la dieta para un niño de 10 kilos probablemente sería menor que para un adulto. Estos son valores razonablemente conservadores y es poco probable que se encuentren en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano.

El bromuro puede estar involucrado en la reacción entre el cloro y la materia orgánica de origen natural del agua de consumo humano, que forma subproductos bromados y mezclas de cloro y bromo, como los trihalometanos (THM) y ácidos acéticos halogenados AAH (HAA), o puede reaccionar con el ozono para formar bromato. Los niveles de bromuro que pueden formar estas sustancias están bien por debajo de los valores basados en la salud sugeridos anteriormente. Este valor se aplica específicamente al ión bromuro inorgánico y no al bromato ni a compuestos orgánicos halogenados, para los cuales se han desarrollado valores de referencia individuales basados en la salud.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Cadmio

El cadmio es un metal que se utiliza en la industria del acero y de plásticos. Los compuestos del cadmio son componentes muy utilizados en pilas eléctricas. El cadmio se libera al ambiente en las aguas residuales, y los fertilizantes y la contaminación aérea local producen contaminación difusa. También las impurezas provenientes de las soldaduras que contienen cinc y las tuberías galvanizadas y algunos accesorios metálicos de gasfitería pueden contaminar el agua de consumo humano. 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 | 0.003 mg/l (3 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano suelen ser menores de 1 µg/l |
| PTMI | 25 µg/kg de peso corporal, basada en la relación entre la excreción de β2-microglobulina en la orina y la excreción de cadmio en la orina de personas de 50 años de edad o más |
| Límite de detección | 0.01 µg/l mediante ICP-MS; 2 µg/l mediante FAAS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.02 mg/l mediante coagulación o ablandamiento por precipitación |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | <p>10% de la ingesta mensual tolerable provisional (IMTP) debido a la alta ingesta proveniente de alimentos</p> <p>adulto de 60 kilos</p> <p>2 litros al día</p> |
| Observaciones adicionales | <p>Aunque hay nueva información que indica que una proporción de la población general puede estar expuesta a un riesgo mayor de disfunción tubular si se expone a la IMTP actual, las estimaciones de riesgo que pueden hacerse actualmente son imprecisas</p> <p>Se reconoce que el margen entre la IMTP y la ingesta mensual real de cadmio por la población general es pequeña y que este margen podría ser menor aún en los fumadores</p> |
| Fecha de la evaluación | 2011 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> OMS (2003) <i>Cadmium in drinking-water</i> |

La absorción de los compuestos del cadmio depende de la solubilidad de los compuestos. El cadmio se acumula principalmente en los riñones y su vida media 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 (probablemente cancerígeno para los humanos). No obstante, no hay pruebas de que sea cancerígeno por la vía oral ni pruebas concluyentes de su genotoxicidad. La toxicidad del cadmio afecta principalmente al riñón.

En su reciente evaluación del cadmio, el JECFA encontró que los datos que relacionan la excreción del biomarcador β2-microglobulina en la orina con la excreción de cadmio en la orina de las personas que tienen 50 años de edad o más proporcionan

la base más confiable para determinar una concentración crítica de cadmio en la orina. La excreción urinaria de menos de 5.24 µg de cadmio por gramo de creatinina no se asoció con un aumento de la excreción de β2-microglobulina y la exposición alimentaria que daría lugar a una concentración urinaria de cadmio en el punto de quiebre de 5.24 µg/g de creatinina se estimó en 0.8 µg/kg de peso corporal por día o alrededor de 25 µg/kg de peso corporal por mes. Debido a la excepcionalmente larga vida media del cadmio, la ISTP anterior de 7 µg/kg de peso corporal fue retirada y se estableció una IMTP de 25 µg/kg de peso corporal.

Carbaril

El carbaril también conocido como 1-naftil metilcarbamato de (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 63-25-2) es un insecticida carbamato de amplio espectro que se utiliza para controlar las plagas de insectos en los cultivos, árboles y plantas ornamentales. También tiene algunos usos en la salud pública y en la práctica veterinaria. El carbaril no ha sido reportado en el agua de consumo humano; sin embargo, podría presentarse después de haber sido pulverizado o vertido al agua superficial. Por lo tanto, la exposición a través del agua de consumo humano se considera baja salvo en circunstancias excepcionales. Los alimentos son la principal fuente de ingesta del carbaril en la población general, pero los residuos se consideran relativamente bajos.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2006 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Carbaryl in drinking-water</i> |

El carbaril actúa a través de la inhibición de la colinesterasa en el cerebro y este es también su principal modo de toxicidad. Sin embargo, el carbaril también se considera un cancerígeno no genotóxico en ratones, en los que causa tumores vasculares en los machos. Sobre esta base, la JMPR estableció una IDA de 0 a 0.008 mg/kg de peso corporal. Esto se basó en un nivel mínimo de efecto adverso observable (LOAEL) de 15 mg/kg de peso corporal por día y la aplicación de un factor de seguridad de 2000 (10 para la variación interespecífica, 10 para la variación intraespecífica y 20 para reflejar la presencia de un tumor raro y maligno para el cual no se pudo identificar un nivel sin efecto).

Se puede determinar un valor basado en la salud de 50 µg/l (valor redondeado) a partir de la IDA de la JMPR de 0 a 0.008 mg/kg de peso corporal, suponiendo un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día y asignando el 20% del límite superior de la IDA al agua de consumo humano. Sin embargo, el carbaril no parece que se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones significativas, por lo que no se considera necesario proponer un valor de referencia formal.

Carbofurano

El carbofurano (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 1563-66-2) se utiliza en todo el mundo como plaguicida para muchos cultivos. Los residuos en los cultivos

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

tratados son generalmente muy bajos o no detectables. Las propiedades fisicoquímicas del carbofurano y los pocos datos sobre su presencia indican que el consumo de agua de fuentes subterráneas y superficiales es potencialmente la principal vía de exposición.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.007 mg/l (7 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas superficiales, en aguas subterráneas y en el agua de consumo humano, por lo general en concentraciones de unos pocos microgramos por litro o menos; la concentración más alta (30 µg/l) se registró en aguas subterráneas |
| IDA | 0 a 0.002 mg/kg de peso corporal basada en un NOAEL de 0.22 mg/kg de peso corporal por día para efectos agudos (reversibles) en perros en un estudio de corto plazo (4 semanas) complementario de un estudio de 13 semanas en el que se observó inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa eritrocítica y se aplicó 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% del límite superior de la IDA |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Dado que el NOAEL se basa en un efecto agudo reversible, se consideró apropiado tomar como referencia un estudio de 4 semanas de duración; el NOAEL también protegerá contra los efectos crónicos |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2004) <i>Carbofuran in drinking-water</i> |

El carbofurano es muy tóxico tras la administración de una dosis única por la vía oral. El efecto sistémico principal de la intoxicación por carbofurano en los estudios de toxicidad de corto y largo plazos parece ser la inhibición de la colinesterasa. No se han encontrado pruebas de teratogenicidad en los estudios de toxicidad para la función reproductora. Los estudios disponibles no parecen indicar que el carbofurano sea cancerígeno ni genotóxico.

Cianazina

La cianazina o 2-(4-Cloro-6-etilamino-1,3,5-triazin-2-ilamino)-2- metilpropionitrilo (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 21725-46-2) es un herbicida de la familia de las triazinas. Se utiliza como herbicida de preemergencia y postemergencia para controlar la mala hierba de hoja ancha anuales. Puede degradarse en el suelo y en el agua por la acción de microorganismos y por hidrólisis.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.0006 mg/l (0.6 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas, generalmente 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 un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Cyanazine in drinking-water</i> |

Los datos disponibles sobre la mutagenicidad de la cianazina indican que las pruebas sobre su genotoxicidad son ambiguas. La cianazina produce tumores de mama en ratas, pero no en ratones. El mecanismo de desarrollo de los tumores de mama en ratas se está investigando actualmente, y podría ser hormonal. También se ha comprobado que la cianazina es teratogénica para las ratas en dosis diarias de 25 mg/kg de peso corporal o más.

Cianuro

Los cianuros se encuentran en algunos alimentos, particularmente en países en desarrollo, y ocasionalmente en el agua de consumo humano, pero usualmente en muy bajas concentraciones. Sin embargo, cuando se producen grandes derrames de cianuro, asociados con la industria, pueden dar lugar a concentraciones muy altas en fuentes de agua de consumo humano, especialmente en aguas superficiales.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud, excepto en situaciones de emergencia después de un derrame en una fuente de agua |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | IPCS (2004) <i>Hydrogen cyanide and cyanides</i> OMS (2009) <i>Cyanide in drinking-water</i> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

El cianuro es altamente tóxico. El hígado después de la exposición oral se detoxifica por metabolismo de primer paso (presistémica). Como consecuencia de ello, la exposición a una dosis se extiende por un periodo más largo, a través de un día, por ejemplo, lo que resultará en una menor toxicidad, o mayor tolerancia, que la misma dosis dada en bolo (dosis única). La exposición a dosis elevadas puede dar lugar a toxicidad tiroidea como un efecto secundario de la exposición debido a la inhibición de la captación de yodo por el tiocianato generado a través de la acción desintoxicante de la rodanasa. Es difícil interpretar los datos en humanos debido a la dificultad de evaluar la dosis efectiva absorbida en los seres humanos después de una intoxicación fatal aguda y la falta de estudios bien realizados sobre toxicidad subletal.

Existe la necesidad de orientación respecto a las concentraciones que no serían motivo de preocupación para la salud pública después de la exposición de corto plazo al cianuro. Sin embargo, debido a que es poco probable que el cianuro esté presente en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud, se considera innecesario establecer un valor de referencia formal para la exposición de corto plazo al cianuro.

Los datos sobre la exposición aguda al cianuro son insuficientes para establecer un valor basado en la salud para la exposición de corto plazo, debido a la elevada incertidumbre que presentan los datos. Con el uso del NOAEL para los efectos sobre los órganos reproductores de las ratas macho de un estudio de 13 semanas y un factor de incertidumbre de 100, se puede calcular una ingesta diaria tolerable (IDT) de 0.045 mg/kg de peso corporal. Debido a que este valor basado en la salud es para usarlo en una exposición de corto plazo no mayor de 5 días, se considera aceptable asignar el 40% de la IDT al agua de consumo humano, lo que da cabida a la exposición a los glucósidos cianogénicos a través de los alimentos. Por lo tanto, con el supuesto de un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día con una asignación de 40% a la IDT al agua de consumo humano, se puede calcular un valor basado en la salud de 0.5 mg/l (valor redondeado) para la exposición de corto plazo.

Este valor basado en la salud está muy por debajo del nivel que normalmente se considera como un problema de salud para los seres humanos. El cianuro se descompone con rapidez y la exposición extendida a lo largo del día reducirá aún más el potencial de los efectos. Este valor basado en la salud sería conveniente para usarlo por un periodo limitado de hasta 5 días, que es el periodo más largo probable que se requiere en circunstancias de emergencia. Sin embargo, es probable que, en la mayoría de las circunstancias, este valor sea muy conservador para la exposición de corto plazo.

Cabe señalar que el umbral olfativo mínimo reportado para el cianuro en el agua de consumo humano es 0.17 mg/l, lo que está por debajo del valor basado en la salud para la exposición de corto plazo. Por tanto, es posible que un pequeño número de personas detecte el cianuro por el olor en concentraciones por debajo del valor basado en la salud.

El valor basado en la salud se refiere a la concentración total de cianuro en el agua del grifo, incluido el cianuro del cloruro de cianógeno como subproducto de la desinfección con cloro. El cloruro de cianógeno se degrada rápidamente y pasa a cianuro en el sistema de distribución o cuando se ingiere. Como los bajos niveles de cianuro que normalmente se encuentran en el agua de consumo humano suelen ser

una consecuencia de la presencia del cloruro de cianógeno, no se considera necesario desarrollar un valor de referencia para la exposición de largo plazo al cianuro.

Cinc

El cinc es un oligoelemento esencial que se encuentra prácticamente en todos los alimentos y en el agua de consumo humano 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 de 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.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Zinc in drinking-water</i> |

En 1982, el JECFA propuso una IDTPM para el cinc de 1 mg/kg de peso corporal. Las necesidades diarias de un hombre adulto son 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. No obstante, el agua de consumo humano con concentraciones de cinc mayores de 3 mg/l puede resultar inaceptable para los consumidores (ver el capítulo 10).

Cloraminas (monocloramina, dicloramina, tricloramina)

La monocloramina, dicloraminas y tricloraminas se consideran subproductos de la cloración del agua de consumo humano, que se forman cuando se añade cloro y amoníaco al agua. La monocloramina también se puede añadir para mantener la desinfección residual en los sistemas de distribución de agua de consumo humano. Debido a que las cloraminas se forman solo ocasionalmente y causan problemas de sabor y olor en concentraciones más bajas que las que causa la monocloramina, solamente se ha considerado a la monocloramina para el desarrollo de un valor de referencia basado en la salud. La cloramina se descompone rápidamente en el estómago por el jugo gástrico. El uso de cloraminas para la desinfección en lugar de cloro reduce la formación de THM en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. Sin embargo, se ha reportado la formación de otros subproductos, como halocetonas, cloropicrina, cloruro de cianógeno, HAA, haloacetoneitrilos, aldehídos y clorofenoles. La monocloramina, la cloramina más abundante, es reconocida como un desinfectante menos eficaz que el cloro y se utiliza como desinfectante secundario para mantener un residual en los sistemas de distribución de agua.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|--|--|
| Valor de referencia | 3 mg/l (3000 µg/l) de monocloramina |
| Presencia | Se encuentran concentraciones de cloramina típicos de 0.5 a 2 mg/l en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano que utilizan cloraminas como desinfectante principal o para proporcionar cloro residual en el sistema de distribución |
| IDT | 94 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 9.4 mg/kg de peso corporal por día, la dosis más alta administrada a ratas macho en un estudio del agua de consumo humano del United States National Toxicology Program (NTP) de 2 años (aunque el peso corporal medio de las ratas que recibieron la dosis más alta fue más bajo que el de sus respectivos grupos de control, es probable que el peso más bajo se debiera al mal sabor del agua de consumo humano) |
| Límite de detección | 10 µg/l por métodos colorimétricos |
| Eficacia del tratamiento | Es posible reducir la concentración de cloramina efectivamente a cero (< 0.1 mg/l) mediante reducción; sin embargo, es una práctica normal abastecer agua con unas pocas décimas de miligramo por litro de cloramina para que actúe como desinfectante residual durante la distribución |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 100% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>No se aplicó un factor de incertidumbre adicional por posible carcinogenicidad, debido a que los efectos ambiguos de cáncer reportados en el estudio del NTP en una sola especie y solo en machos se encontraban dentro del rango observado en los controles históricos</p> <p>La mayoría de las personas perciben las cloraminas en concentraciones inferiores a 5 mg/l y algunas en niveles tan bajos como 0.3 mg/l</p> |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Monochloramine in drinking-water</i> |
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud para la dicloramina y la tricloramina |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> |

Monocloramina

Aunque la monocloramina ha demostrado ser mutagénica en algunos estudios in vitro, no se ha encontrado que sea genotóxica in vivo. El CIIC ha clasificado la cloramina en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en seres humanos). En el bioensayo del NTP con dos especies, se incrementó la incidencia de células mononucleares de leucemia en ratas hembras, pero no se observaron aumentos en la incidencia de tumores. El IPCS no consideró que el aumento de la leucemia de células mononucleares estuviera relacionado con el tratamiento.

Dicloramina y tricloramina

La dicloramina y tricloramina no se han estudiado de manera amplia y los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencias basados en la salud para estos productos químicos. Sin embargo, estas sustancias pueden causar problemas de sabor y olor (ver el capítulo 10) si la formación de monocloramina no se controla adecuadamente.

Clordano

El clordano (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 57-47-9) es un insecticida de amplio espectro que se usa desde 1947. Recientemente, su uso se está 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* del 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, en las que solo 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, usualmente en concentraciones menores de 0.1 µg/l |
| IDTP | 0.5 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 50 µg/kg de peso corporal por 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 de largo plazo en ratas y un factor de incertidumbre de 100 (10 por cada variación interespecífica e intraespecífica) |
| Límite de detección | 0.014 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.1 µg/l mediante el tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 1% de la IDTP |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| 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 en las directrices de agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Chlordane in drinking-water</i> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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.

Clorito, clorato y dióxido de cloro

El clorito y el clorato son sub productos de la desinfección resultantes del uso de dióxido de cloro para desinfectar y controlar olores y el sabor del agua. El clorito sódico y el clorato de sodio se utilizan tanto en la producción de dióxido de cloro como en otros fines comerciales. El clorito y el clorato también se forman durante la descomposición de soluciones de hipoclorito que se almacenan durante largos períodos, especialmente a temperaturas cálidas. Cuando se usa hipoclorito o dióxido de cloro como desinfectante, se espera que la principal vía de exposición ambiental al clorito y al clorato sea a través del agua de consumo humano.

| | |
|-----------------------------------|--|
| Valor de referencia provisionales | <p><i>Clorito:</i> 0.7 mg/l (700 µg/l) <i>Clorato:</i> 0.7 mg/l (700 µg/l)</p> <p>Los valores de referencia para el clorito y el clorato como desinfectantes se designan como provisionales porque el uso de hipoclorito o de dióxido de cloro, que tienen largo tiempo de almacenamiento, puede hacer que se sobrepasen los valores de referencia del clorito y el clorato, y las dificultades para cumplir los valores de referencia nunca deben ser motivo de una desinfección insuficiente</p> |
| ocurrencia | <p>Cuando el dióxido de cloro se utiliza como desinfectante final con dosis típicas, la concentración de clorito resultante normalmente será inferior a 0.2 mg/L. Se han notificado concentraciones de clorato superiores a 1 mg/L cuando se utilizó hipoclorito, pero estas altas concentraciones serían inusuales a menos que se haya almacenado el hipoclorito en condiciones adversas</p> |
| IDT | <p><i>Clorito:</i> 0-0.03 mg/kg de pc basado en un NOAEL de 3 mg/kg de pc por día para tomar en cuenta el peso reducido del hígado de F₀ hembras y F₁ machos y hembras en un estudio de toxicidad reproductiva de dos generaciones en ratas, en el que se usó un factor de seguridad de 100 (10 cada uno para la variabilidad entre especies e intraespecies)</p> <p><i>Clorato:</i> 0-0.01 mg/kg de pc basado en un BMDL₁₀ de 1.1 mg/kg de pc por día para los efectos no neoplásicos en la tiroides de ratas macho en un estudio de carcinogenicidad que utilizó un factor de seguridad de 100 (10 para permitir la variabilidad intraespecies y un factor adicional de 10 para permitir las deficiencias de la base de datos; no se consideró necesario un factor de seguridad para la variación entre especies porque se considera que los seres humanos son probablemente menos sensibles que las ratas a estos efectos)</p> |
| Límite de detección | <p>Los LDM son tan bajos como 0.45 µg/L para el clorito y 0.78 µg/L para el clorato (CI con detección de conductividad) y 78 µg/L para el dióxido de cloro (método espectrofotométrico UV/visible)</p> |

| | |
|---|---|
| Prevenición y tratamiento | <p>Cuando se usa hipoclorito, se recomienda el siguiente método de control para minimizar la formación de clorito y clorato: compre soluciones frescas de calidad apropiada, guárdelas en un lugar fresco y fuera de la luz solar directa, y use el hipoclorito tan pronto como sea posible después de la compra (por ej., dentro de un mes, si es posible). Además, no se deben añadir soluciones de hipoclorito nuevas a los contenedores que contengan soluciones de hipoclorito antiguas, ya que esto acelerará la formación de clorato.</p> <p>Es posible reducir la concentración de dióxido de cloro y de clorito efectivamente a cero (<0.1 mg/L) por reducción; sin embargo, es una práctica normal suministrar agua con dióxido de cloro residual de unas pocas décimas de miligramo por litro para proporcionar cierta protección contra el rebrote microbiano durante la distribución. En la desinfección con dióxido de cloro, las concentraciones de clorato y clorito dependen de las condiciones del proceso (tanto en el generador de dióxido de cloro como en la planta de tratamiento de agua) y de la dosis de dióxido de cloro que se aplique. Como no existe una opción de bajo costo para reducir las concentraciones de clorato una vez que se forman, el control de la concentración de clorato se basa en evitar su adición (a partir del hipoclorito de sodio) o formación (a partir del dióxido de cloro). Si se utiliza dióxido de cloro como preoxidante, la concentración de clorito resultante puede reducirse usando hierro ferroso, agentes reductores de azufre o carbón activado</p> |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | <p>80% de la IDA</p> <p>adulto de 60 kilos</p> <p>2 litros al día</p> |
| Comentarios adicionales | <p>Las concentraciones deben mantenerse tan bajas como sea razonablemente práctico, sin interferir la desinfección adecuada. Aunque en algunas circunstancias puede obtenerse un valor basado en la salud de 0.3 mg/L de la IDA, puede que no sea posible desinfectar adecuadamente el agua potable y mantener concentraciones de clorato iguales o inferiores al valor basado en la salud, ya que el clorato es un subproducto del hipoclorito. Por lo tanto, se mantienen los valores de referencia provisionales anteriores. Incluso estos valores de referencia provisional pueden ser superados cuando se utiliza hipoclorito con largo tiempo de almacenamiento, pero las dificultades para cumplir el valor de referencia nunca deben ser una razón para comprometer una desinfección suficiente</p> |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Fecha de la evaluación | <p>IPCS (2000). <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i></p> <p>WHO (2008). <i>Acidified sodium chlorite</i></p> <p>WHO (2016). <i>Chlorine dioxide, chlorate and chlorite in drinking-water</i></p> |

Dióxido de cloro

Cualquier dióxido de cloro que permanezca en el grifo del consumidor se reducirá a clorito y a cloruro al ser ingerido. En consecuencia, no se ha establecido un valor de referencia para el dióxido de cloro. Los valores de referencia provisionales para el clorito y el clorato protegen adecuadamente contra la toxicidad potencial del dióxido de cloro. El umbral de sabor y olor del dióxido de cloro es de 0.2-0,4 mg/L.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Clorito

El CIIC ha concluido que el clorito no es clasificable en cuanto a su carcinogenicidad para los seres humanos. El hallazgo principal y más consistente derivado de la exposición al clorito en diversas especies fue el estrés oxidativo que produce cambios en los glóbulos rojos. Esta observación fue apoyada por una serie de estudios bioquímicos realizados in vitro. Los estudios de hasta 12 semanas con voluntarios humanos no identificaron ningún efecto sobre los parámetros sanguíneos con la dosis más alta probada, 36 µg/kg de pc por día.

Clorato

Aunque también se ha informado que el clorato tiene efectos sobre los glóbulos rojos, los efectos más sensibles observados en ratas a las que se les administró clorato sódico en el agua potable durante 21 o 90 días fueron cambios en la histología tiroidea (por ej., agotamiento coloidal, hipertrofia, incidencia y gravedad de la hiperplasia) y en las hormonas tiroideas. Al igual que con el clorito, una dosis de clorato de 36 µg/kg de pc por día durante 12 semanas no produjo ningún efecto adverso en voluntarios humanos.

Cloro

El cloro se produce en grandes cantidades y se utiliza en el ámbito industrial y doméstico como un desinfectante importante y como lejía. En particular, se usa ampliamente para la desinfección de piscinas y es el desinfectante y oxidante más utilizado en el tratamiento del agua de consumo humano. El cloro reacciona con el agua y forma ácido hipocloroso e hipocloritos. Las concentraciones de clorato y algunos percloratos aumentan en soluciones de hipoclorito durante el almacenamiento a temperatura ambiental alta o cuando se añade hipoclorito nuevo al hipoclorito que tiene más tiempo.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 5 mg/l (5000 µg/l) |
| Presencia | Está presente en la mayoría de los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano desinfectada, en concentraciones de 0.2 a 1 mg/l |
| IDT | 150 µg/kg de peso corporal, calculado a partir de un NOAEL para la ausencia de toxicidad en roedores que ingirieron cloro en el agua de consumo humano 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; 200 µg/l mediante cromatografía iónica |
| Eficacia del tratamiento | Es posible disminuir eficazmente la concentración de cloro a cero (< 0.1 mg/l) mediante reducción. No obstante, es una práctica normal abastecer agua con unas pocas décimas de miligramo por litro de cloro para que actúe como desinfectante residual durante la distribución |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 100% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------|--|
| Observaciones adicionales | El valor de referencia es conservador, ya que en el estudio crítico no se determinó una dosis sin efecto adverso La mayoría de las personas perciben el sabor del cloro cuando su concentración es la del valor de referencia |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorine in drinking-water</i> |

No se han observado efectos adversos específicos relacionados con el tratamiento en personas y animales expuestos al cloro del agua de consumo humano. El CIIC ha clasificado el hipoclorito en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos).

Cloroacetonas

La 1,1-dicloroacetona se forma por la reacción del cloro con precursores orgánicos y se ha detectado en el agua de consumo humano clorada. Se estima que sus concentraciones son menores de 10 µg/l y, por lo general, menores de 1 µg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud para las cloroacetonas |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chloroacetones in drinking-water</i> |

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 las demás cloroacetonas.

Clorofenoles (2-clorofenol, 2,4-diclorofenol, 2,4,6-triclorofenol)

La presencia de clorofenoles en el agua de consumo humano es el resultado de la cloración de los fenoles, como los subproductos de la reacción del hipoclorito con ácidos fenólicos, como los biocidas o como los 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 humano como subproductos de la cloración. Los umbrales gustativos de los clorofenoles en el agua de consumo humano son bajos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.2 mg/l (200 µg/l) de 2,4,6-triclorofenol |
| Presencia | Las concentraciones de clorofenoles en el agua de consumo humano suelen ser inferiores a 1 µg/l |
| 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) |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------|---|
| Límite de detección | 0.5-5 µg/l por formación de derivados del éter de pentafluorobencilo; 1-10 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | 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 |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i> |

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud para 2-clorofenol y 2,4-diclorofenol |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenols in drinking-water</i> |

2-Clorofenol

Hay pocos datos sobre la toxicidad del 2-clorofenol. Por lo tanto, no se ha calculado un valor de referencia basado en 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 la salud.

2,4,6-Triclorofenol

Se ha informado 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 mutagénico en la prueba de Ames, pero ha mostrado actividad mutagénica débil en otros estudios in vitro e in vivo. El CIIC ha clasificado el 2,4,6-triclorofenol en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano).

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 humano suelen ser menores de 5 µg/l.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chloropicrin in drinking-water</i> |

Se ha descrito una disminución de la supervivencia y del peso corporal en animales de laboratorio tras una exposición prolongada por la vía oral. En pruebas bacterianas y en estudios in vitro en linfocitos se ha demostrado que la cloropicrina es mutagénica.

Dada la alta mortalidad en un bioensayo de carcinogenicidad 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.

Clorotolurón

El clorotolurón (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 15545-48-9) es un herbicida de preemergencia o postemergencia 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 (30 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en el agua de consumo humano en concentraciones menores de 1 µg/l |
| IDT | 11.3 µg/kg de peso corporal, calculado a partir de un NOAEL de 11.3 mg/kg de peso corporal por día para efectos sistémicos en un estudio de alimentación de 2 años en ratones que aplicó un factor de incertidumbre de 1000 (100 para las variaciones intra e interespecífica y 10 por la prueba de su capacidad cancerígena) |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante separación por HPLC en fase inversa seguida de detección electroquímica y UV |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorotoluron in drinking-water</i> |

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.

Clorpirifós

El clorpirifós (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 2921-88-2) es un insecticida organofosforado de amplio espectro que se utiliza para el control de mosquitos, moscas, diversas plagas de presentes en el suelo o en cultivos y foliaje, plagas domésticas y larvas acuáticas. Aunque el Plan de Evaluación de Plaguicidas de la Organización Mundial de la Salud (WHOPES), no recomienda su adición al agua por

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

motivos de salud pública, en algunos países se 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 microbiológica. 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 (30 µg/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 un NOAEL de 1 mg/kg de peso corporal por día para la inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral en estudios con ratones, ratas y perros, en los que se aplicó un factor de incertidumbre de 100, y también basada en un NOAEL de 0.1 mg/kg de peso corporal por día para la inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa eritrocítica en un estudio con personas expuestas durante 9 días, en el que se aplicó un factor de incertidumbre de 10 |
| Límite de detección | 1 µg/l mediante GC con ECD o detección fotométrica de llama |
| Eficacia del tratamiento | No hay datos disponibles; debería responder a tratamientos de coagulación (eliminación del 10-20%), adsorción con carbón activado y ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% del límite superior de la IDA • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2003) <i>Chlorpyrifos in drinking-water</i> |

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 de largo plazo, el principal efecto tóxico en todas las especies fue la inhibición de la actividad de la colinesterasa.

Cloruro

El cloruro en el agua de consumo humano procede de fuentes naturales, aguas residuales, 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 humano.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chloride in drinking-water</i> |

Las concentraciones excesivas de cloruro aumentan la tasa de corrosión de los metales en los sistemas de distribución, aunque variará en función de la alcalinidad del agua. Esto puede aumentar la concentración de metales en el agua.

No se propone ningún valor de referencia basado la salud para el cloruro en el agua de consumo humano. No obstante, las concentraciones de cloruro que excedan de unos 250 mg/l pueden conferir al agua un sabor perceptible (ver el capítulo 10).

Cloruro de cianógeno

El cloruro de cianógeno es un subproducto de la cloraminación o cloración. También se forma por la cloración del ión cianuro presente en el agua no tratada.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | IPCS (2004) <i>Hydrogen cyanide and cyanides</i> OMS (2009) <i>Cyanogen chloride in drinking-water</i> |

El cloruro de cianógeno se metaboliza rápidamente a cianuro en el organismo. Hay pocos datos sobre la toxicidad oral del cloruro de cianógeno.

Como es poco probable que el cloruro de cianógeno se encuentre en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud, se considera innecesario desarrollar un valor de referencia formal para este. Más bien, para fines de orientación, se deriva un valor basado en la salud que toma en cuenta al cianuro.

Con el uso de un NOAEL para el cianuro de 4.5 mg/kg de peso corporal por día para cambios menores en los testículos, proveniente de un estudio subcrónico en el que las ratas fueron expuestas a través del agua de consumo humano, se puede derivar una IDT para el cianuro de 0.045 mg/kg de peso corporal (correspondiente a una dosis de cloruro de cianógeno de 0.11 mg/kg de peso corporal) y un factor de incertidumbre de 100. Dada la naturaleza leve de los cambios observados y el NOAEL de un estudio crónico anterior, no se considera necesario incluir un factor de incertidumbre adicional por la duración del estudio. Además, parece que una dosis que podría ser tóxica en la intoxicación aguda, ciertamente sería tolerada en condiciones crónicas, debido a la detoxificación eficaz. Suponiendo un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día y que la asignación del 20% de la IDT provenga del agua, debido a la posibilidad de exposición a los glucósidos cianogénicos en los alimentos, el valor basado en la salud para la exposición de largo plazo es de 0.3 mg/l para el cianuro o 0.6 mg/l para el cloruro de cianógeno (valores redondeados).

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Aunque las concentraciones bajas de cianuro en aguas no tratadas se convertirán en cloruro de cianógeno por la cloración, también se puede formar cloruro de cianógeno durante la producción de cloraminas in situ como desinfectante residual para mantener la condición higiénica del sistema de distribución. Es importante que el tratamiento se optimice para minimizar la formación de cloruro de cianógeno a la vez que se mantiene el residual de cloramina adecuado donde se practica cloraminación.

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 las tuberías 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 humano. Al parecer, la principal vía de ingestión del cloruro de vinilo es la inhalación, aunque la contribución del agua de consumo humano 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 tricloroeteno y tetracloroeteno.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.0003 mg/l (0.3 µg/l) |
| Presencia | Rara vez se detecta en aguas superficiales y las concentraciones medidas no suelen superar los 10 µg/l; se han registrado concentraciones mucho mayores en aguas subterráneas y en agua de pozo de zonas contaminadas; en el agua de consumo humano se han registrado concentraciones de hasta 10 µg/l |
| Cálculo del valor de referencia | Se aplicó un modelo farmacocinético y se hizo una extrapolación lineal mediante el trazado de una línea recta entre la dosis que ocasiona tumores en el 10% de los animales en bioensayos de exposición por la vía oral en ratas y el origen (dosis cero), se determinó el valor asociado al valor máximo del riesgo de 10^{-5} y se supuso el doble del riesgo por la exposición desde el nacimiento |
| Límite de detección | 0.01 µg/l mediante GC-ECD o GC-FID con MS para la confirmación |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire |
| Observaciones adicionales | Los resultados de la extrapolación lineal son casi idénticos a los obtenidos mediante el modelo multietapa linealizado 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 lo permita la tecnología 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 |

| | |
|------------------------|---|
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1999) <i>Vinyl chloride</i> OMS (2004) <i>Vinyl chloride in drinking-water</i> |

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 (cancerígeno para los seres humanos). 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 la vía oral o mediante inhalación, produjo tumores en las glándulas mamarias, los pulmones, la glándula de Zymbal (solo en conducto auditivo externo de las ratas) 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 este 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.

Cobre

El cobre es un nutriente esencial y, al mismo tiempo, un contaminante del agua de consumo humano. Se utiliza para fabricar tuberías, válvulas y accesorios de gasfitería, 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 humano varían mucho y la fuente principal más frecuente es la corrosión interior de las tuberías de cobre. 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 la distribución, sobre todo en sistemas con pH ácido o en aguas con concentración alta de carbonato y 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 aumentar considerablemente la exposición diaria total al cobre, especialmente en lactantes alimentados con leche maternizada en polvo reconstituida con agua de grifo.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 2 mg/l (2000 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano varían de ≤ 0.005 hasta >30 mg/l, principalmente como resultado de la corrosión interior de tuberías de cobre. |
| Cálculo 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 µg/l mediante ICP/MS; 0.3 µg/l mediante ICP-espectroscopía de emisión óptica; 0.5 µg/l mediante FAAS) |
| Eficacia del tratamiento | Los tratamientos convencionales no eliminan el cobre. No obstante, el cobre no es un contaminante usual del agua no tratada |
| Cálculo del valor de referencia | <p>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</p> <p>Cuando la concentración de cobre es mayor de 1 mg/l, el agua mancha la ropa lavada y los aparatos sanitarios. En concentraciones por encima de 2.5 mg/l, el cobre confiere un sabor amargo no deseado al agua; en concentraciones mayores afecta también el color del agua</p> <p>En la mayoría de los casos en los que se utilizan tuberías de cobre como material de gasfitería, la concentración de cobre será inferior al valor de referencia. No obstante, en determinadas circunstancias, como en el caso de aguas muy ácidas o corrosivas, se generarán concentraciones de cobre mucho más altas y la utilización de tuberías de cobre puede no ser apropiada</p> |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1998) <i>Copper</i> OMS (2004) <i>Copper in drinking-water</i> |

El IPCS concluyó que el límite máximo aceptable de ingesta por la vía oral para adultos resulta dudoso, pero es probable que sea de varios miligramos al día (más de 2 o 3 mg/día), pero no muchos, por día para adultos. Esta evaluación se basó únicamente en estudios sobre los efectos gastrointestinales del agua de consumo humano 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 la 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 del cobre en el agua de consumo humano 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.

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. El cromo (III) es un nutriente esencial.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.05 mg/l (50 µg/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 humano suelen ser inferiores a 2 µg/l, aunque se han reportado concentraciones de hasta 120 µg/l. |
| Cálculo del valor de referencia | No hay suficientes estudios de toxicidad disponibles que permitan determinar un NOAEL. En 1958 se propuso el primer valor de referencia para el cromo hexavalente debido a sus posibles efectos perjudiciales para la salud, pero posteriormente 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.015 mg/l mediante coagulación |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chromium in drinking-water</i> |

En un estudio de carcinogenicidad de largo plazo con ratas a las que se les suministró cromo (III) por la vía oral no se observó ningún aumento de la incidencia de tumores. En ratas, el cromo (VI) es cancerígeno por inhalación, aunque en un estudio del NTP se probó la carcinogenicidad por la vía oral con dosis altas. Sin embargo, existen pruebas de que la relación dosis-respuesta con dosis bajas no es lineal, porque el cromo (VI) se reduce a cromo (III) en el estómago y en el tracto gastrointestinal. En estudios epidemiológicos se ha encontrado una asociación entre la exposición por inhalación al cromo (VI) y el cáncer de pulmón. El CIIC ha clasificado al cromo (VI) en el Grupo 1 (cancerígeno para el ser humano) y al cromo (III) en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos). 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.

2,4-D (ácido 2,4-diclorofenoxiacético)

La expresión 2,4-D se emplea aquí para referirse al ácido libre, el ácido 2,4-diclorofenoxiacético (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 94-75-7). Los productos del 2,4-D se comercializan 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 en ácido libre. El 2,4-D es un herbicida sistémico que se usa para el control de mala hierba de hoja ancha, incluidas las acuáticas. Se biodegrada rápidamente en el ambiente. Los residuos de 2,4-D en los alimentos rara vez superan unas pocas decenas de microgramos por kilogramo.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.03 mg/l (30 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en agua suelen estar por debajo de 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, sus sales y ésteres, expresados como 2,4-D, tomando como base un NOAEL de 1 mg/kg de peso corporal por 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 carcinogenicidad 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% del límite superior de la IDA • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| 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 |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2003) <i>2,4-D in drinking-water</i> |

Se ha sugerido en estudios epidemiológicos la existencia de una asociación entre la exposición a herbicidas clorofenoxi, 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 inconsistentes; las asociaciones detectadas son poco sólidas y los investigadores han formulado conclusiones contradictorias. La mayoría de los estudios no ofrecían información específica sobre la exposición al 2,4-D y el riesgo se relacionó con la categoría general de los herbicidas clorofenoxi, un grupo que incluye al 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 tomando como base 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 son comparables con la del ácido.

2,4-DB

La vida media de degradación de los herbicidas clorofenoxi en el ambiente, incluido el 2,4-DB (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 94-82-6), es de varios días. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxi en los alimentos.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---|--|
| Valor de referencia | 0.09 mg/l (90 µg/l) |
| Presencia | No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxi en el agua de consumo humano; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro |
| IDT | 30 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 3 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a efectos en el peso corporal y de los órganos, la bioquímica sanguínea y el hemograma en un estudio de dos años en ratas, con un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) |
| Límite de detección | Entre 0 µg/l y 1 mg/l con varios métodos empleados usualmente para determinar la concentración de herbicidas clorofenoxi en el 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | 10% de la IDT adulto de 60 kilos 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El NOAEL empleado en el cálculo del valor de referencia es similar al NOAEL de 2.5 mg/kg de peso corporal por día que se obtuvo en un estudio de corto plazo en perros y al NOAEL de 5 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la hipertrofia de los hepatocitos en un estudio de tres meses en ratas |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i> |

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxi, en conjunto, en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). 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 clorofenoxi específico. Por lo tanto, las directrices de agua de consumo humano para estos compuestos en el agua de consumo humano se basan en umbrales para otros efectos tóxicos.

DDT y sus metabolitos

La estructura del DDT (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 107917-42-0) admite 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 tífus, el paludismo y otras enfermedades transmitidas por insectos. El DDT y sus metabolitos son persistentes en el 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, aunque

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

la exposición ha disminuido de manera significativa debido a la reducción de su uso, excepto en aplicaciones especiales.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.001 mg/l (1 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones menores de 1 µg/l; también se ha detectado en el agua de consumo humano en concentraciones 100 veces menores |
| IDTP | 0.01 mg/kg de peso corporal basado en un NOAL de 1 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la embriotoxicidad en ratas y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) |
| Límite de detección | 0.011 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante coagulación o tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 1% de la IDTP |
| • peso | niño de 10 kg |
| • consumo | 1 litro/día |
| Observaciones adicionales | <p>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 directrices de agua de consumo humano</p> <p>Se hace notar que el nivel de DDT y sus metabolitos en los alimentos ha estado disminuyendo de manera consistente y que la asignación de 1% en la IDTP podría ser muy conservadora</p> <p>El valor de referencia se calcula tomando como base un niño de 10 kg que ingiere 1 litro de agua 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</p> <p>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 humano</p> |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2001) <i>Pesticide residues in food—2000 evaluations</i> OMS (2004) <i>DDT and its derivatives in drinking-water</i> |

Un grupo de trabajo reunido por el CIIC clasificó el complejo DDT (la mezcla de varios isómeros y compuestos asociados) 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) con base 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 ni de roedores, ni mostró capacidad mutagénica en hongos ni 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 y 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 a dosis altas de DDT.

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 humano, pero se ha detectado ocasionalmente en el agua de consumo humano 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).

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water</i> |

La toxicidad de corto plazo del DEHA es baja; sin embargo, la ingesta de concentraciones superiores a 6000 mg/kg induce la proliferación de peroxisomas en el hígado de roedores. Este efecto se asociado a menudo con el 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 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos).

Se puede calcular para el DEHA un valor de referencia basado en la salud de 80 µg/l, a partir de una IDT de 280 µg/kg de peso corporal, tomando como base datos de fetotoxicidad en ratas y asignando el 1% de la IDT al agua de consumo humano. 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 la salud.

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.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.008 mg/l (8 µg/l) |
| Presencia | Se encuentra en aguas superficiales, aguas subterráneas y agua de consumo humano en concentraciones de unos pocos microgramos por litro; en aguas superficiales y subterráneas contaminadas, se ha reportado su presencia en concentraciones de centenares de microgramos por litro |
| IDT | 25 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 2.5 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la proliferación de peroxisomas en el hígado en ratas; se aplicó un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | No se ha encontrado información sobre su eliminación en el agua |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 1% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | La confiabilidad 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 reportado concentraciones que superan más de 10 veces la solubilidad |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water</i> |

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 la vía oral es baja. En los estudios de toxicidad de 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 carcinogenicidad de larga duración por la 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 (cambio en el número de cromosomas) y transformación celular.

Dialquilos de estaño

El grupo de sustancias químicas conocido como compuestos orgánicos del estaño comprende un gran número de sustancias con diferentes propiedades y aplicaciones. Los más usados son los compuestos disustituídos, que se emplean como estabilizadores en materiales plásticos, incluidas las tuberías de agua de cloruro de polivinilo (PVC), y los compuestos trisustituídos, que se emplean habitualmente como biocidas.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud para los dialquilos de estaño |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Dialkyltins in drinking-water</i> |

Los compuestos disustituídos que pueden lixiviar de las tuberías de PVC en bajas concentraciones por 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.

1,2-Dibromo-3-cloropropano

El 1,2-dibromo-3-cloropropano (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 96-12-8), o DBCP, es un fumigante del suelo muy soluble en el agua. Tiene un umbral gustativo y olfativo en el 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 (1 µg/l) |
| Presencia | En algunos estudios se han encontrado concentraciones de hasta unos pocos microgramos por litro en el agua de consumo humano |
| 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 | 0.01 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería 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 del DBCP para la función reproductora |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water</i> |

Tomando como base los datos de estudios realizados con distintas cepas de ratas y ratones, se determinó que el DBCP es cancerígeno para ambos sexos por inhalación y por la vía oral y dérmica. También se determinó que el DBCP es tóxico para la función reproductora del ser humano y de 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, dada la existencia de pruebas suficientes de su capacidad cancerígena en animales. Los resultados de estudios epidemiológicos

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

recientes sugieren un aumento de la mortalidad por cáncer en personas expuestas a concentraciones altas de DBCP.

1,2-Dibromoetano

El 1,2-dibromoetano (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 106-93-4), o dibromuro de etileno, se emplea como dispersante del tetraetilo de plomo en la gasolina con plomo y en preparados antidetonantes, y como fumigante de suelos, cereales y frutas. No obstante, con el retiro progresivo de la gasolina con plomo y del uso agrícola del 1,2-dibromoetano en muchos países, su utilización ha disminuido significativamente. Además de continuar su uso 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, debido a 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 |
| 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 se calculó mediante la aplicación del 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 por 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1995) <i>Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group</i> IPCS (1996) <i>1,2-Dibromoethane</i> OMS (2003) <i>1,2-Dibromoethane in drinking-water</i> |

El 1,2-dibromoetano indujo un aumento de la incidencia de tumores en varias partes del organismo en todos los bioensayos de carcinogenicidad analizados en los que se expuso a ratas o ratones al compuesto mediante alimentación forzada, ingestión en el agua de consumo humano, aplicación dérmica 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 iniciación/inducción, pero no desencadenó el desarrollo de tumores en la 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. Los datos disponibles no respaldan 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 (probablemente cancerígeno para el ser humano).

Diclorobencenos (1,2-diclorobenceno, 1,3-diclorobenceno, 1,4-diclorobenceno)

Los diclorobencenos (DCB) se utilizan ampliamente 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.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 1 mg/l (1000 µg/l) de 1,2-diclorobenceno 0.3 mg/l (300 µg/l) de 1,4-diclorobenceno |
| Presencia | En fuentes de agua no tratada se han detectado concentraciones de hasta 10 µg/l y en el agua de consumo humano, de hasta 3 µg/l. En aguas subterráneas contaminadas se han detectado concentraciones mucho más elevadas (de hasta 7 mg/l) |
| IDT | <i>1,2-Diclorobenceno:</i> 429 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 60 mg/kg de peso corporal por día para la nefropatía tubular detectada en un estudio de dos años en ratones con alimentación forzada, con corrección de la dosis diaria y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) <i>1,4-Diclorobenceno:</i> 107 µg/kg de peso corporal, basada en un LOAEL de 150 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a los efectos renales detectados en un estudio de dos años en ratas, con corrección de la dosis diaria y la aplicación de un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por la utilización de un LOAEL en lugar de un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Los valores de referencia reportados para el 1,2-DCB y el 1,4-DCB son mucho mayores que sus umbrales gustativos mínimos en agua, de 1 y 6 µg/l, respectivamente. |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|--|--|
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i> |
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud para el 1,3-diclorobenceno |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Dichlorobenzenes in drinking-water</i> |

1,2-Diclorobenceno

La toxicidad aguda por la vía oral del 1,2-DCB es baja. La exposición por la vía oral a dosis altas de 1,2-DCB afecta principalmente al hígado y los riñones. Las pruebas, en 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 humano.

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 (posiblemente cancerígeno para el ser humano). El 1,4-DCB no se considera genotóxico, y los tumores observados en animales presentan dudas en cuanto a su relevancia para los seres humanos.

1,1-Dicloroetano

El 1,1-dicloroetano se utiliza como sustancia intermedia y como disolvente. Hay pocos datos que muestren que pueda estar presente en concentraciones de hasta 10 µg/l en el agua de consumo humano. Su presencia ocurre principalmente en aguas subterráneas.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,1-Dichloroethane in drinking-water</i> |

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 de corto y largo plazos. Hay pocas pruebas de genotoxicidad in vitro. Un estudio de carcinogenicidad 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 carcinogenicidad, se concluyó que no se debía proponer ningún valor de referencia.

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. Se usó como dispersante del plomo en la gasolina con tetraetilo de plomo. Podría ingresar a las aguas superficiales por los efluentes de industrias que elaboran o utilizan la sustancia. También podría ingresar a las aguas subterráneas, debido al vertido en lugares de disposición, y podría persistir en ellas durante largos periodos. Está presente en el aire de las zonas urbanas.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.03 mg/l (30 µg/l) |
| Presencia | En el agua de consumo humano se han detectado concentraciones de hasta unos pocos microgramos por litro |
| 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 | 0.03 µg/l mediante GC con detector de fotoionización; 0.03-0.2 µg/l mediante GC con detector de conductividad electrolítica; 0.06–2.8 µg/l mediante GC-MS; 5 µg/l mediante GC con detector de ionización de llama (FID) |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.01 mg/l mediante tratamiento con CAG |
| Observaciones adicionales | El valor de referencia de 0.03 mg/l es compatible con el valor calculado por el IPCS (1998), basado en un nivel de riesgo de 10^{-5} |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1995) <i>1,2-Dichloroethane, 2nd ed.</i> IPCS (1998) <i>1,2-Dichloroethane</i> OMS (2003) <i>1,2-Dichloroethane in drinking-water</i> |

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 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 la vía oral. Los datos indican que el 1,2-dicloroetano es menos potente si se inhala.

1,1-Dicloroeteno

El 1,1-dicloroeteno, o cloruro de vinilideno, se utiliza principalmente como monómero en la producción de copolímeros de policloruro de vinilideno y como sustancia intermedia en la síntesis de otras sustancias orgánicas. Es un contaminante ocasional del agua de consumo humano 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/m³, salvo en algunos centros de producción. El 1,1-dicloroeteno se detecta en el agua de consumo humano tratada procedente de fuentes de aguas subterráneas en concentraciones medianas de 0.28-1.2 µg/l y en sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano en concentraciones que oscilan entre ≤0.2 y 0.5 µg/l.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | IPCS (2003) <i>1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)</i> OMS (2005) <i>1,1-Dichloroethene in drinking-water</i> |

El 1,1-dicloroeteno 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-dicloroeteno en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos). 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 1,1-dicloroeteno en el agua de consumo humano, se determinó que no era cancerígeno.

Se puede calcular un valor basado en la salud de 140 µg/l (valor redondeado) a partir de una IDT de 0.046 mg/kg de peso corporal, obtenido mediante el método de la dosis de referencia de 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-dicloroeteno presentes habitualmente en el agua de consumo humano. Por consiguiente, se considera innecesario fijar un valor de referencia expreso para el 1,1-dicloroeteno en el agua de consumo humano.

1,2-Dicloroeteno

El 1,2-dicloroeteno 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 realizar un monitoreo más intenso. No hay datos sobre la exposición a esta sustancia por los alimentos. Las concentraciones

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

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 (50 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en agua de consumo humano procedente de aguas subterráneas en concentraciones de hasta 120 µg/l |
| IDT | 17 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL (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 les administró trans-1,2-dicloroetano en el agua de consumo humano y se aplicó 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante tratamiento con CAG o arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| 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 |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,2-Dichloroethene in drinking-water</i> |

Hay poca información sobre la absorción, distribución y excreción del 1,2-dicloroetano. Sin embargo, por analogía con el 1,1-dicloroetano, es de esperar que se absorba rápidamente, que se distribuya principalmente al hígado, los riñones y los pulmones y que se excrete con rapidez. El isómero *cis* se metaboliza más rápidamente que el isómero *trans* en sistemas in vitro. Se ha reportado que ambos isómeros aumentan las concentraciones séricas de fosfatasa alcalina en roedores. En un estudio de tres meses en el que a los ratones se les administró el isómero *trans* en el agua de consumo humano se reportó 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. Solo 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.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Dicloroisocianurato de sodio

El dicloroisocianurato de sodio es la sal de sodio de una hidroxitriazina clorada y se emplea como una fuente de cloro libre disponible, en forma de ácido hipocloroso, para la desinfección del agua. Se utiliza ampliamente como una fuente estable de cloro en la desinfección de piscinas y en la industria alimentaria. También se usa como un medio de desinfección del agua de consumo humano, principalmente en casos de emergencia, cuando se proporciona una fuente de cloro libre fácil de usar y, más recientemente, como una forma de cloro para el tratamiento de agua en el punto de uso domiciliario.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | <i>Dicloroisocianurato de sodio</i> : 50 mg/l (50 000 µg/l) <i>Ácido cianúrico</i> : 40 mg/l (40 000 µg/l) |
| Presencia | Cuando se usa dicloroisocianurato de sodio para la desinfección del agua de consumo humano, la exposición será tanto para las especies cloradas como para el ácido cianúrico residual. Las concentraciones se relacionan directamente con las cantidades añadidas para lograr una desinfección adecuada. |
| IDT | 2.2 mg/kg de peso corporal para el dicloroisocianurato de sodio anhidro y 1.54 mg/kg de peso corporal para el ácido cianúrico, basado en un NOEL de 154 mg/kg de peso corporal por día (equivalente a 220 mg/kg de peso corporal por día como dicloroisocianurato de sodio anhidro) para lesiones de las vías urinarias y cardíacas a partir de un estudio de 2 años de ratas expuestas a cianurato de sodio y el uso de un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica |
| Límite de detección | 0.01 mg/l mediante GC con detector termoiónico específico de llama; 0.05 mg/l mediante LC de fase inversa con detector UV; 0.09 mg/l mediante GC y MS con monitoreo selectivo de iones |
| Eficacia del tratamiento | En dosis muy elevadas de cloro (hasta 10 mg/l), la concentración de cianurato de sodio estaría por debajo de 11 mg/l. En situaciones de emergencia se podría mantener un residual de cloro libre, pero esta práctica se debe desalentar, porque en este caso sería posible que la concentración de cianurato de sodio alcance niveles indeseables. Si ocurriera, sería muy deseable monitorear la concentración de cianurato de sodio |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 80% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>Se debe controlar el nivel de cloro libre y el residual del ácido cianúrico, sobre todo si se ha completado con cloro un sistema estático en situaciones de emergencia. La concentración de cloro libre normalmente no debe producir sabores inaceptables y no debe exceder el valor de referencia de 5 mg/l de cloro libre</p> <p>El dicloroisocianurato de sodio que se utiliza en la desinfección del agua de consumo humano debe ser de calidad adecuada, de manera que no aumente los contaminantes inorgánicos u orgánicos en el agua de consumo humano. La cantidad utilizada debe ser la más baja que corresponda a la desinfección adecuada, y las concentraciones de ácido cianúrico se deben mantener tan bajas como sea razonablemente posible</p> |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|------------------------|--|
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2004) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> OMS (2008) <i>Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water</i> |

Los estudios de la toxicidad del cianurato de sodio son apropiados para evaluar la seguridad de dicloroisocianurato de sodio, ya que cualquier residuo intacto de dicloroisocianurato de sodio en el agua de consumo humano se convertiría rápidamente en ácido cianúrico en contacto con la saliva. Tanto el dicloroisocianurato de sodio como el cianurato de sodio tienen baja toxicidad oral aguda. El cianurato de sodio no induce efectos genotóxicos, cancerígenos ni teratógenos. El NOEL con el cual se calculó el valor de referencia se basó en múltiples lesiones de las vías urinarias (cálculos e hiperplasia, sangrado e inflamación del epitelio de la vejiga, uréteres dilatados e inflamados y nefrosis tubular renal) y lesiones cardíacas (miocarditis aguda, necrosis y mineralización vascular) en ratas macho expuestas a la siguiente dosis más alta.

Diclorometano

El diclorometano, o cloruro de metileno, es muy utilizado como disolvente para múltiples fines, como la descafeinación del café y el decapado. Es probable que la exposición por el agua de consumo humano sea insignificante en comparación con la de otras fuentes.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.02 mg/l (20 µg/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 el agua de consumo humano fueron inferiores a 1 µg/l. |
| IDT | 6 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 6 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a los efectos hepatotóxicos en un estudio sobre el agua de consumo humano de dos años en ratas; se aplicó 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 (se debe tener en cuenta que el vapor del diclorometano penetra rápidamente en los conductos durante el análisis) |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 20 µg/l mediante arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Dichloromethane in drinking-water</i> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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 humano los resultados no fueron tan concluyentes. El CIIC ha incluido el diclorometano en el Grupo 2B (posible cancerígeno para el ser humano); no obstante, las pruebas, en conjunto, sugieren que no es una sustancia cancerígena genotóxica y que no se forman cantidades significativas de metabolitos genotóxicos in vivo

Diclorprop

La vida media de degradación de los herbicidas clorofenoxi en el ambiente, incluido el diclorprop (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 120-36-5), es de varios días. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxi en los alimentos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.1 mg/l (100 µg/l) |
| Presencia | No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxi en el agua de consumo humano; 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 un NOAEL de 3.64 mg/kg de peso corporal por día para la nefrotoxicidad en un estudio de alimentación de ratas que duró dos años; se aplicó un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) |
| Límite de detección | Entre 0 µg/l y 1 mg/l con varios métodos empleados habitualmente para analizar la concentración de herbicidas clorofenoxi 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 |
| Eficacia del tratamiento | No se encontró información sobre su eliminación del agua |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none">• asignación al agua 10% de la IDT• peso adulto de 60 kilos• consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i> |

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxi, en conjunto, en el Grupo 2B (posible cancerígeno para el ser humano). 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 clorofenoxi específico. Por lo tanto, las directrices de agua de consumo humano para estos compuestos se basan en 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, aumento de la presencia de pigmento pardo en los riñones (posiblemente indicativo de una leve degeneración del epitelio tubular) y disminución de la proteinuria y de la densidad de la orina.

Diclorvos

El diclorvos (CAS No. 62-73-7) es un insecticida organofosforado de amplio espectro utilizado principalmente para el control de plagas domésticas y para proteger los productos almacenados contra los insectos. Su uso no está aprobado en algunas jurisdicciones debido a preocupaciones sobre su toxicidad aguda. Se espera que el diclorvos sea muy móvil en los suelos. Se degrada rápidamente por la actividad microbiana y la hidrólisis en el suelo, y no es adsorbido en los sedimentos. La degradación en el agua se produce principalmente a través de la hidrólisis. Hay relativamente pocos estudios sobre su ocurrencia en fuentes de agua. La exposición a través de los alimentos varía ampliamente y depende de las circunstancias y del uso local. El diclorvos puede ser inhalado debido a su uso como insecticida doméstico.

| | |
|---|---|
| Razón para no establecer un valor de referencia | Se encuentra en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Valor basado en la salud* | 0.02 mg/L |
| Valor agudo basado en la salud** | 3 mg/L |
| Ocurrencia | Se han medido concentraciones en el agua superficial en un rango de 10-50 ng/L, pero a veces tan altas como 1500 ng/L |
| IDA | 0-0.004 mg/kg de pc, basado en un NOAEL de 0.04 mg/kg de pc por día para tomar en cuenta la inhibición de la actividad acetilcolinesterasa eritrocitaria en un estudio de 21 días con voluntarios masculinos en el que se aplicó un factor de seguridad de 10 |
| DARf | 0.1 mg/kg de pc, basado en un NOAEL de 1 mg/kg de pc para tomar en cuenta la inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocitaria en un estudio oral agudo con voluntarios masculinos en el que se aplicó un factor de seguridad de 10 |
| Límite de detección | 0.01 µg/L (límite de cuantificación) basado en la extracción con disolvente y análisis CG; 0,1 µg/L (límite de información) basado en GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | El tratamiento convencional, incluidas la coagulación, filtración y cloración, no es eficaz; la remoción por membranas depende del tipo de membrana y de las condiciones operativas. La remoción por membranas de nanofiltración tiene una eficacia variable (tasas de remoción del 4 al 60%). Se espera que la ósmosis inversa sea eficaz (tasas de eliminación > 85%), de acuerdo con estudios y predicciones de remoción |
| Cálculo del valor basado en la salud | |
| • asignación al agua | 20% del límite superior de la IDA |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Cálculo del valor agudo basado en la salud | |
| • asignación al agua | 100% del límite superior de la DARf |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|-------------------------|---|
| Comentarios adicionales | Se ha utilizado un factor de asignación por defecto del 20% para tener en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos, que sugieren que la exposición por esta vía es baja, generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la exposición por esta ruta podría ser más alta y se desconoce la exposición potencial por inhalación del aire en interiores resultante del uso de diclorvos como insecticida doméstico |
| | En la sección 8.5.3 se puede encontrar orientación sobre cómo interpretar el valor basado en la salud y cuándo decidir el monitoreo |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | WHO (2012). <i>Pesticide residues in food – 2011 evaluations</i> WHO (2016). <i>Dichlorvos in drinking-water</i> |

* Cuando no se ha establecido un valor de referencia formal, puede determinarse un "valor basado en la salud" para proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando haya motivo de preocupación local. El establecimiento de un valor de referencia formal para estas sustancias puede alentar a los Estados Miembros a incorporar un valor en sus normas nacionales cuando ello puede ser innecesario.

** Para obtener más información sobre el valor agudo basado en la salud, vea la sección 8.7.5.

Al igual que con otros insecticidas organofosforados, la inhibición de la actividad de la colinesterasa, que causa neurotoxicidad, es el resultado toxicológico más sensible después de exposiciones agudas o repetidas al diclorvos. Es improbable que el diclorvos sea genotóxico in vivo o que represente un riesgo carcinogénico para los seres humanos. Se ha observado cierta toxicidad reproductiva en ratas, pero no se ha encontrado que el diclorvos causara toxicidad en el desarrollo ni que fuera teratogénico.

Dicofol

El dicofol (CAS No. 115-32-2) es un acaricida organoclorado registrado para el contacto de amplio espectro y el control no sistemático de ácaros que se alimentan de plantas de algodón, té y una amplia variedad de frutas, verduras y cultivos ornamentales. Los productos que contienen dicofol, que se fabrican a partir del DDT, se están eliminando gradualmente en los Estados Unidos y su uso ya no está aprobado en la Unión Europea. Es poco probable que el dicofol llegue al agua, pero puede hacerlo si está unido a material particulado sujeto a escorrentía. El dicofol es ligeramente soluble en el agua y se fija al suelo fuertemente. Existen pocos datos sobre la ocurrencia del dicofol en el agua. La exposición a través de los alimentos varía ampliamente, dependiendo de las circunstancias y del uso local. El dicofol ha sido propuesto como un contaminante orgánico persistente en el Convenio de Estocolmo.

| | |
|---|---|
| Razón para no establecer un valor de referencia | Es improbable que se encuentre en el agua potable o en fuentes de agua potable* |
| Valor basado en la salud** | 0.01 mg/L |
| Valor agudo basado en la salud*** | 6 mg/L |
| Ocurrencia | No se ha detectado en el monitoreo limitado de aguas subterráneas |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|---|
| IDA | 0-0.002 mg/kg de pc, basado en un NOAEL de 0.22 mg/kg de pc por día para los cambios histopatológicos en el hígado y la glándula suprarrenal en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de dos años en ratas en el que se aplicó un factor de seguridad de 100 |
| DARf | 0.2 mg/kg de pc, basado en un NOAEL de 15 mg/kg de pc para la disminución del peso corporal y la disminución de la ingesta de alimentos en un estudio de neurotoxicidad aguda en ratas en el que se aplicó un factor de seguridad de 100 |
| Límite de detección | La extracción con disolvente seguida de GC-ECD puede ser efectiva (límite de cuantificación 5 ng/L) |
| Eficacia del tratamiento | Debe eliminarse por adsorción con carbón activado y el dicofol adsorbido en materia particulada probablemente será eliminado durante la coagulación |
| Cálculo del valor basado en la salud | |
| • asignación al agua | 20% del límite superior de la IDA |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Cálculo del valor agudo basado en la salud | |
| • asignación al agua | 100% de la DARf |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Comentarios adicionales | Se ha utilizado un factor de asignación por defecto del 20% para tener en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos, que sugieren que la exposición por esta vía es baja, generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la exposición por esta ruta podría ser más alta |
| | En la sección 8.5.3 se puede encontrar orientación sobre la interpretación del valor basado en la salud y cuándo decidir el monitoreo |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | WHO (2012). <i>Pesticide residues in food – 2011 evaluations</i> WHO (2016). <i>Dicofol in drinking-water</i> |

* Aunque el dicofol no cumple uno de los tres criterios para ser evaluado en las Guías, se ha preparado un documento de antecedentes y se ha establecido un valor basado en la salud para atender una solicitud de orientación de los Estados Miembros.

** Cuando no se ha establecido un valor de referencia formal, se puede determinar un "valor basado en la salud" para proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando haya un motivo de preocupación local. El establecimiento de un valor de referencia formal para estas sustancias puede alentar a los Estados Miembros a incorporar un valor en sus normas nacionales cuando ello puede ser innecesario.

*** Para obtener más información sobre el valor agudo basado en la salud, vea la sección 8.7.5.

Los efectos primarios del dicofol en los animales de experimentación después de la exposición a corto o largo plazo fueron la reducción del peso corporal asociada con una menor ingesta de alimentos y un aumento del peso del hígado acompañado de cambios en la actividad de las enzimas hepáticas. El dicofol causó tumores hepáticos en ratones machos en dosis asociadas con inducción enzimática significativa e hipertrofia hepática. Sin embargo, teniendo en cuenta la ausencia de genotoxicidad en un rango adecuado de genotoxicidad in vitro y ensayos de aberración cromosómica in vivo, la ausencia de efectos carcinógenos en ratas y la expectativa de que los adenomas

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

presentes en ratones tengan un umbral, es poco probable que el dicofol represente un riesgo carcinogénico para los seres humanos en los niveles de exposición dietética previstos. Hay un margen de 20 000 entre el límite superior de la IDA y el LOAEL para los adenomas del hígado en el ratón macho.

1,2-Dicloropropano

El 1,2-dicloropropano (número del Chemical Abstracts Service [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 | 0.04 mg/l (40 µg/l) El valor de referencia es provisional debido a las limitaciones de la base de datos toxicológica |
| Presencia | Se ha detectado en aguas subterráneas y en el agua de consumo humano, generalmente en concentraciones menores de 20 µg/l, aunque en agua de pozo se han medido concentraciones de hasta 440 µg/l |
| IDT | 14 µg/kg de peso corporal basado en un LOAEL de 71.4 mg/kg de peso corporal por día (100 mg/kg de peso corporal por día con corrección por la dosificación diaria) correspondiente a los cambios en los parámetros sanguíneos en un estudio de 13 semanas en ratas macho; se aplicó un factor de incertidumbre de 5000 (100 para la variación inter e intraespecífica, 10 por la utilización de un LOAEL y 5 para reflejar las limitaciones de la base de datos, como la escasez de datos sobre genotoxicidad in vivo y el uso de un estudio subcrónico) |
| Límite de detección | 0.01 µg/l mediante GC con purga y atrapamiento y detector de conductividad o GC/MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none">• asignación al agua 10% de la IDT• peso adulto de 60 kilos• consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water</i> |

El CIIC evaluó el 1,2-DCP en 1986 y 1987. La sustancia se clasificó en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos), debido a la escasez de pruebas sobre su capacidad cancerígena en animales de experimentación y por no disponer de datos suficientes para evaluar su capacidad cancerígena en seres humanos. Los estudios in vitro sobre su mutagenicidad produjeron resultados dispares. Los estudios in vivo, limitados en cuanto al número y el diseño, produjeron resultados negativos. Coincidiendo con la evaluación del CIIC, las pruebas de los estudios de carcinogenicidad de 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.

1,3-Dicloropropano

El 1,3-dicloropropano (número del Chemical Abstracts Service [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.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,3-Dichloropropane in drinking-water</i> |

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 corto o largo plazos sobre su toxicidad para la función reproductora o de embriotoxicidad relativos a la exposición por el agua de consumo humano. Los datos disponibles se consideran insuficientes para recomendar un valor de referencia.

1,3-Dicloropropeno

El 1,3-dicloropropeno (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 542-75-6 para la mezcla de isómeros; 10061-01-5 para el isómero *cis* y 10061-02-6 para 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 la alta presión de su vapor, su solubilidad en el agua es del orden de gramos por litro y se puede considerar un contaminante potencial del agua.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.02 mg/l (20 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas en concentraciones de unos pocos microgramos por litro |
| Cálculo del valor de referencia | Se calculó mediante la aplicación del 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 trampa y detector de conductividad electrolítica o microcoulombimétrico |
| Eficacia del tratamiento | No se ha encontrado información sobre su eliminación del agua |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,3-Dichloropropene in drinking-water</i> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

El 1,3-dicloropropeno es un mutagénico 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 de 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 (posible cancerígeno para el ser humano).

Dicuat

El dicuat (CAS No. 85-00-7; CAS No. 2764-72-9 para el ion dicuat) es un herbicida no selectivo de contacto de acción rápida que se utiliza para el control de maleza en diversos cultivos de alimentos, para el control residencial de maleza en el césped y plantas ornamentales, y como herbicida acuático para el control de maleza acuática flotante y sumergida en estanques y zanjas de riego. Es altamente soluble en el agua, pero es adsorbido fuertemente por el suelo y es resistente a la degradación en ese estado. La degradación fotoquímica en el suelo y en el agua se produce en presencia de luz solar. Es probable que la exposición a través de los alimentos sea baja.

| | |
|---|--|
| Razón para no establecer un valor de referencia | Se encuentra en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Valor basado en la salud* | 0.03 mg/L |
| Valor agudo basado en la salud** | 20 mg/L |
| Ocurrencia | Su detección es rara en aguas superficiales |
| IDA | 0-0.006 mg/kg de pc (expresado como ion dicuat), basado en un NOAEL de 0.58 mg/kg de pc por día para cataratas en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de 2 años en ratas, en el que se aplicó un factor de seguridad de 100 |
| DARf | 0.8 mg/kg de pc (expresado como ion dicuat), basado en un NOAEL de 75 mg/kg de pc para signos clínicos y disminución de la ganancia de peso corporal en la primera semana y disminución del consumo de alimentos en un estudio de neurotoxicidad en ratas, en el que se aplicó un factor de seguridad de 100 |
| Límite de detección | 1 µg/L usando HPLC con detección de absorbancia UV después del cartucho de extracción del sorbente sólido; límite de cuantificación práctico de 1 µg/L utilizando el análisis de LC-MS después de la extracción en fase sólida |
| Eficacia del tratamiento | El tratamiento convencional, incluidas la coagulación, filtración y cloración, no es eficaz; el carbón activado puede ser eficaz |
| Cálculo del valor basado en la salud | |
| • asignación al agua | 20% del límite superior de la IDA (0.0058 mg/kg de pc) |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---|---|
| Cálculo del valor agudo basado en la salud | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | <p>100% de la DARf sin redondear (0.75 mg/kg de pc)</p> <p>adulto de 60 kilos</p> <p>2 litros al día</p> |
| Comentarios adicionales | <p>Se ha utilizado un factor de asignación por defecto del 20% para tener en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos, que sugieren que la exposición por esta vía es baja, generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la exposición por esta ruta podría ser más alta</p> <hr/> <p>En la sección 8.5.3 se puede encontrar orientación sobre la interpretación del valor basado en la salud y cuándo decidir el monitoreo</p> |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | <p>WHO (2014). <i>Pesticide residues in food – 2013 evaluations</i></p> <p>WHO (2016). <i>Diquat in drinking-water</i></p> |

* Cuando no se ha establecido un valor de referencia formal, se puede determinar un "valor basado en la salud" para proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando haya un motivo de preocupación local. El establecimiento de un valor de referencia formal para estas sustancias puede alentar a los Estados Miembros a incorporar un valor en sus normas nacionales cuando ello puede ser innecesario.

** Para obtener más información sobre el valor agudo basado en la salud, vea la sección 8.7.5.

El ojo es el principal órgano diana después de la exposición repetida de corto plazo en ratas y perros. También se observan efectos en el riñón, el hígado y los parámetros hematológicos. El dicuat no es cancerígeno en ratones o ratas. En pruebas de genotoxicidad, el dicuat dio respuestas equívocas o positivas en el ensayo citogenético de células de mamíferos, pero fue negativo en el ensayo de micronúcleo de ratón in vivo y en el ensayo letal dominante. No se observaron efectos reproductivos en un estudio de toxicidad reproductiva de dos generaciones en ratas, y el dicuat no fue teratogénico en ratas ni en conejos.

Dimetoato

El dimetoato (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 60-51-5) es un insecticida organofosforado que se usa para controlar una amplia gama de insectos en la agricultura, así como la mosca común. Su vida media oscila entre 18 horas y 8 semanas y no es previsible que perdure en el agua, aunque es relativamente estable al 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 (6 µg/l) |
| Presencia | Se detectó en concentraciones traza en un pozo privado en Canadá, pero en un estudio canadiense de aguas superficiales y agua de consumo humano no se detectó su presencia |
| IDA | 0-0.002 mg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL aparente de 1.2 mg/kg de peso corporal por día correspondiente al rendimiento reproductor en un estudio de toxicidad para la función reproductora en ratas; se aplicó un factor de incertidumbre de 500 (100 para la variación inter e intraespecífica y 5 para tener en cuenta la posibilidad de que el NOAEL sea un LOAEL) |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|------------------------|---|
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1997) <i>Pesticide residues in food—1996 evaluations</i> OMS (2004) <i>Dimethoate in drinking-water</i> |

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 mutagénico, este no parece expresarse in vivo. En un estudio multigeneracional de toxicidad para la función reproductora en ratas, el NOAEL aparente era de 1.2 mg/kg de peso corporal por 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 de valoración principal (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.

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 para adhesivos, sellantes, cosméticos, productos farmacéuticos, productos químicos del caucho y revestimientos de superficies.

| | |
|---|--|
| Valor de referencia | 0.05 mg/l (50 µg/l) |
| 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 un NOAEL de 16 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a tumores hepatocelulares observados en un estudio de largo plazo de administración en el agua de consumo humano a ratas; se aplicó 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 | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Cálculo del valor de referencia basado en la carcinogenicidad | Se aplicó el modelo multietapa lineal a los datos sobre tumores hepáticos de estudios de administración en el agua de consumo humano a ratas |
| Límite de detección | 0.1–50 µg/l mediante GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | No lo eliminan los procesos convencionales de tratamiento del agua, pero sí lo elimina eficazmente el tratamiento con carbón activado biológico |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------|--|
| Observaciones adicionales | Se calcularon valores de referencia parecidos a partir de la IDT (suponiendo que el 1,4-dioxano no es genotóxico para el ser humano en dosis bajas) y del modelo multietapa lineal (porque el compuesto claramente induce tumores múltiples en diversos órganos) |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | OMS (2005) <i>1,4-Dioxane in drinking-water</i> |

En la mayoría de los estudios de exposición por la vía oral de largo plazo, el 1,4-dioxano causó tumores hepáticos y de las fosas nasales en los roedores. También se observaron tumores de peritoneo, de piel y de glándulas mamarias en ratas a las que se les 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).

Dureza

La dureza en el agua se produce por una variedad de iones metálicos polivalentes disueltos, predominantemente cationes de calcio y magnesio. Por lo general, se expresa en miligramos de carbonato de calcio por litro. La dureza es la medida tradicional de la capacidad del agua para reaccionar con el jabón; el agua dura requiere considerablemente más jabón para producir espuma.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993, revisado en 2011 |
| Referencia principal | OMS (2011) <i>Hardness in drinking-water</i> |

Las aguas naturales y tratadas tienen una amplia gama de minerales, desde niveles muy bajos en el agua de lluvia y el agua blanda de forma natural o por tratamiento, hasta niveles más altos en las aguas naturalmente duras. Las aguas embotelladas y envasadas pueden ser naturalmente mineralizadas o naturalmente blandas o desmineralizadas.

Así, el consumo de minerales provenientes del agua de consumo humano y del agua de cocción varía ampliamente, dependiendo de la ubicación, el tratamiento y la fuente de agua.

El grado de dureza del agua de consumo humano es importante para la aceptabilidad estética de los consumidores (véase el capítulo 10) y por consideraciones económicas y operativas. Muchas aguas duras se ablandan por esas razones mediante diversas tecnologías. La elección de la tecnología más adecuada dependerá de las

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

circunstancias locales (p. ej., los problemas de calidad del agua, los materiales de las tuberías y la corrosión) y se aplicará, ya sea desde un centro de distribución o en hogares individuales según la preferencia del consumidor.

Los consumidores deben ser informados sobre la composición mineral de su agua, ya sea que esta se modifique o no. Se debe considerar el aporte de minerales del agua de consumo humano a la nutrición mineral cuando se propongan cambios en el sistema de abastecimiento o fuentes menos tradicionales que deberán ser procesadas para que puedan utilizarse como agua de consumo humano, ya sea el agua reciclada, el agua de mar o el agua salobre. Los tratamientos utilizados eliminarán la mayoría de los minerales y siempre será necesaria la estabilización del agua antes de su distribución. El agua de consumo humano puede contribuir a la ingesta de calcio y magnesio, y podría ser importante para aquellos que tienen deficiencia marginal de calcio y magnesio. Cuando el sistema de abastecimiento de agua de consumo humano se complementa con agua desmineralizada o es reemplazado por ella, esta va a requerir de acondicionamiento, se debe considerar la posibilidad de añadir sales de calcio y magnesio para alcanzar concentraciones similares a las que tenía la población con el sistema de abastecimiento de agua inicial. La modificación de las concentraciones de calcio y magnesio en el agua de consumo humano por razones de salud debe cumplir con los requisitos técnicos para proporcionar agua apta para su distribución.

Aunque hay pruebas de estudios epidemiológicos del efecto protector del magnesio y de la influencia de la dureza en la mortalidad cardiovascular, se vienen debatiendo las pruebas y estas no prueban la causalidad. Se están realizando más estudios sobre este tema. Por ahora, no hay datos suficientes para sugerir concentraciones mínimas o máximas de minerales, ya que la ingesta adecuada dependerá de una serie de otros factores. Por lo tanto, no se proponen valores de referencia.

Endosulfán

El endosulfán (número del Chemical Abstracts Service [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 recolectadas en vertederos de residuos peligrosos en los EE. UU. Por lo general, las muestras de aguas superficiales de los EE. UU. tienen 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.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1999) <i>Pesticide residues in food—1998 evaluations</i> OMS (2004) <i>Endosulfan in drinking-water</i> |

La JMPR concluyó que el endosulfán no es genotóxico y no se detectaron efectos cancerígenos en estudios de 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 la salud de 20 µg/l para el endosulfán a partir de una IDA de 0-0.006 mg/kg de peso corporal, basada 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 formal.

Endrín

El endrín (número del Chemical Abstracts Service [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. Actualmente, su uso es muy limitado. Se ha detectado la presencia de cantidades pequeñas de endrín en los alimentos pero, al parecer, está disminuyendo la ingesta total procedente de estos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.0006 mg/l (0.6 µg/l) |
| Presencia | Se han detectado cantidades traza de endrín en el agua de consumo humano de diversos países |
| IDTP | 0.1 µg/kg /kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 0.025 mg/kg de peso corporal por día a partir de un estudio de dos años en perros y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica |
| Límite de detección | 0.002 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0,2 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDTP • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| 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 directrices de agua de consumo humano |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|------------------------|--|
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> IPCS (1992) <i>Endrin</i> OMS (2004) <i>Endrin in drinking-water</i> |

Los datos toxicológicos son insuficientes para determinar si el endrín constituye un peligro cancerígeno para los seres humanos. El endrín afecta principalmente al sistema nervioso central.

Epiclorhidrina

La epiclorhidrina se usa para fabricar glicerol, resinas epoxídicas sin modificar y polímeros coagulantes para el tratamiento del agua. No se dispone de datos cuantitativos sobre su presencia en los alimentos ni en el agua de consumo humano. La epiclorhidrina se hidroliza en medios acuosos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 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 epiclorhidrina 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 un LOAEL de 2 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la hiperplasia del estómago anterior en un estudio de alimentación forzada de dos años en ratas, en el que se hizo ajustes diarios de la dosis y se aplicó un factor de incertidumbre de 10 000 para tomar en cuenta la variación inter e intraespecífica (100), el uso de un LOAEL en lugar de un NOAEL(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 µg/l mediante GC con FID |
| Eficacia del tratamiento | Los tratamientos convencionales no eliminan la epiclorhidrina. Las concentraciones de epiclorhidrina en el agua de consumo humano se controlan limitando el contenido de epiclorhidrina de los floculantes de poliamina, la dosis utilizada, o ambos |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Aunque la epiclorhidrina es una sustancia cancerígena genotóxica, el uso del modelo multietapa linealizado para la estimación del riesgo de cáncer se consideró inadecuado porque solo se observan tumores en el punto de administración, donde la epiclorhidrina es muy irritante |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Epichlorohydrin in drinking-water</i> |

En gran cantidad luego de la exposición oral la epiclorhidrina se absorbe rápidamente por vía dérmica o por inhalación. Se une con facilidad a los componentes celulares. Los principales efectos tóxicos son la 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 epiclorhidrina en el Grupo 2A (probablemente cancerígeno para el ser humano).

Estaño inorgánico

El estaño se emplea principalmente en la producción de recubrimientos 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 humano no constituye una fuente significativa de ingesta de estaño para la población general y la presencia de concentraciones mayores de 1-2 µg/l es excepcional. No obstante, cada vez se utiliza más el estaño en soldaduras, que se aplican en la gasfitería doméstica, y se ha propuesto su uso como inhibidor de la corrosión.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Inorganic tin in drinking-water</i> |

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 observó un aumento de la incidencia de tumores en los estudios de carcinogenicidad de largo plazo realizados en ratones y ratas alimentados con cloruro de estaño (II). Tampoco se ha demostrado que el estaño sea teratígeno ni fetotóxico en ratones, ratas o hámsteres. El NOAEL en un estudio de alimentación de largo plazo en ratas fue de 20 mg/kg de peso corporal por día.

La irritación gástrica aguda ha sido el principal efecto adverso para el ser humano, debido a la presencia de concentraciones excesivas de estaño en bebidas enlatadas (mayor de 150 mg/kg) u otro tipo de comida enlatada (mayor de 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 el problema del estaño está asociado a la irritación gastrointestinal aguda, cuyo umbral es de aproximadamente 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 humano 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.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Estireno

El estireno, que se usa principalmente en la producción de plásticos y resinas, está presente en cantidades traza en aguas superficiales, agua de consumo humano 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 (20 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en el agua de consumo humano y en aguas superficiales en concentraciones inferiores a 1 µg/l |
| IDT | 7.7 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 7.7 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la disminución del peso corporal observada en un estudio de administración en el agua de consumo humano durante dos años en ratas; se aplicó un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la capacidad cancerígena y genotoxicidad del óxido 7,8 de estireno, la sustancia intermedia reactiva) |
| Límite de detección | 0.3 µg/l mediante GC con detector de fotoionización y confirmación mediante MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El estireno puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano en concentraciones correspondientes a su valor de referencia |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Styrene in drinking-water</i> |

Luego de la inhalación o la exposición por la vía oral, el estireno se absorbe rápidamente y se distribuye ampliamente por el organismo, especialmente en los depósitos lipídicos. Se metaboliza a la sustancia intermedia activa óxido 7.8 de estireno, 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 de 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 mutagénico 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 7.8 de estireno, la sustancia intermedia reactiva, es un mutagénico de acción directa. En estudios de largo plazo, el estireno administrado por la vía oral aumentó la incidencia de tumores de pulmón en ratones con dosis altas, pero no produjo efectos cancerígenos en ratas. El óxido 7.8 de estireno resultó cancerígeno en ratas tras su administración por la vía oral. El CIIC ha clasificado el estireno en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno

para el ser humano). Los datos disponibles sugieren que la capacidad cancerígena del estireno se debe a la sobrecarga del mecanismo de detoxificación para el óxido 7.8 de estireno (p. ej., por disminución del glutatión).

Etilbenceno

La industria del petróleo y el uso de productos derivados del petróleo son las principales fuentes de etilbenceno en el ambiente. Debido a sus propiedades físicas y químicas, cabe esperar que más del 96% de etilbenceno que se encuentra en el ambiente esté presente en el aire, donde se han reportado valores de hasta 26 µg/m³. Hay cantidades traza de etilbenceno en aguas superficiales, aguas subterráneas, agua de consumo humano y alimentos.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.3 mg/l (300 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano son generalmente menores de 1 µg/l; se han reportado concentraciones de hasta 300 µg/l en aguas subterráneas contaminadas por emisiones localizadas |
| IDT | 97.1 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 136 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la hepatotoxicidad y nefrotoxicidad observadas en un estudio limitado de seis meses en ratas, con ajuste de la dosis y la aplicación de un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 para la limitación de la base de datos y 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.001 mg/l mediante arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo reportado para etilbenceno en el agua de consumo humano (0.002 mg/l) |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Ethylbenzene in drinking-water</i> |

El etilbenceno se absorbe con facilidad por la vía oral, dérmica o por inhalación. En el ser humano, se ha reportado 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 la vía oral es baja. No se pueden extraer conclusiones definitivas de los limitados datos de teratogenicidad. 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.

2-Fenilfenol y su sal sódica

El 2-fenilfenol (número del Chemical Abstracts Service [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, asilos de ancianos, 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 una vida media de aproximadamente una semana en aguas fluviales

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2003) <i>2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water</i> |

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 identificación 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 la salud para el 2-fenilfenol de 1 mg/l a partir de una IDA de 0-0.4 mg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 39 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la reducción del aumento de peso corporal y a la hiperplasia y la carcinogenicidad vesicales observadas en ratas macho en un estudio de toxicidad de dos años, en el que se aplicó un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica. Debido a su toxicidad baja, el valor basado en 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 humano. En las condiciones habituales, por lo tanto, no es probable que la presencia de 2-fenilfenol en el agua de consumo humano 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.

Fenitrotión

El fenitrotión O,O-dimetilthyl O-(3-metihyl-4-nitrofenilphenyl) phosphorothioate (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 122-14-5) se usa principalmente en la agricultura para el control de insectos en los cultivos de arroz, cereales, frutas,

verduras, en el 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 solo es estable en el agua en ausencia de luz solar o de contaminación microbiológica. En el suelo, se degrada principalmente por biodegradación, aunque la fotólisis también puede desempeñar un rol. 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 bosques 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, en un periodo de 1 a 2 días. Al parecer, la ingesta de fenitrotión procede principalmente (95%) de los alimentos.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2001) <i>Pesticide residues in food—2000 evaluations</i> OMS (2004) <i>Fenitrothion in drinking-water</i> |

Tomando como base 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 de 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 la salud de 8 µg/l para el fenitrotión a partir de una IDA de 0-0.005 mg/kg de peso corporal y un NOAEL de 0.5 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la inhibición de la actividad de la colinesterasa cerebral y eritrocítica en un estudio de toxicidad de dos años en ratas, que está respaldado por un NOAEL de 0.57 mg/kg de peso corporal por 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 un NOAEL de 0.65 mg/kg de peso corporal por 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 la asignación del 5% de la IDA al agua de consumo humano. 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 formal.

Fenoprop

La vida media de los herbicidas clorofenoxi es de varios días en el ambiente, incluido el fenoprop (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 93-72-1), también conocido como ácido 2-(2,4,5-triclorofenoxi)propiónico o 2,4,5-TP. No suelen encontrarse herbicidas clorofenoxi en los alimentos.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.009 mg/l (9 µg/l) |
| Presencia | No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxi en el agua de consumo humano; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro |
| IDT | 3 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 0.9 mg/kg de peso corporal para efectos hepáticos adversos en un estudio realizado con perros a los que se les administró fenoprop en la dieta durante 2 años; se usó 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.001 mg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i> |

El CIIC ha clasificado los herbicidas clorofenoxi, en conjunto, dentro del Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). 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 clorofenoxi específico. Por lo tanto, las directrices para estos compuestos en el agua de consumo humano se basan en umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. Los efectos observados en estudios de largo plazo realizados con perros a los que se les administró fenoprop en la dieta fueron una leve degeneración y necrosis de los hepatocitos y proliferación fibroblástica, y en otro estudio se mostró una afectación hepática grave. En ratas, se observó un aumento del peso de los riñones en dos estudios de alimentación de largo plazo.

Fluoruro²

El flúor es un elemento común ampliamente distribuido en la corteza terrestre y existe en forma de fluoruros en diversos minerales, como el espatoflúor, criolita y fluorapatita. En muchas aguas hay trazas de fluoruros, pero las concentraciones más altas suelen asociarse a las aguas subterráneas. En algunas áreas ricas en minerales que contienen fluoruro, el agua de pozo puede contener hasta aproximadamente 10 mg de fluoruro por litro, aunque se puede encontrar concentraciones mucho más altas. Estas concentraciones altas de fluoruro se pueden encontrar en muchas partes del mundo, particularmente en la India, China, África Central y América del Sur, pero a nivel

²Como el fluoruro es uno de los productos químicos de mayor preocupación para la salud en algunas aguas naturales, su hoja de información química se ha ampliado.

local se encuentran en la mayoría de los países. Prácticamente todos los productos alimenticios contienen por lo menos trazas de flúor. Toda la vegetación contiene algo de fluoruro, que se absorbe del suelo y el agua. El té en particular puede contener concentraciones altas de fluoruro y los niveles en el té seco tienen un promedio de 100 mg/kg.

El fluoruro se usa ampliamente en preparaciones dentales para combatir la caries dental, especialmente en áreas con alto consumo de azúcar. Estas preparaciones pueden estar en forma de tabletas, enjuagues bucales, pasta de dientes, barnices o geles de aplicación local. En algunos países, el fluoruro también se puede añadir a la sal de mesa o al agua de consumo humano con el fin de proporcionar protección contra la caries dental. Las cantidades añadidas al agua de consumo humano son tales que las concentraciones finales están en el rango de 0.5 a 1 mg/l. El fluoruro en el agua final siempre está presente como iones fluoruro, ya sea su origen de fuentes naturales o de la fluoración artificial.

La exposición total diaria al fluoruro puede variar notablemente de una región a otra. Esto dependerá de la concentración de fluoruro en el agua de consumo humano y de la cantidad bebida, los niveles en los productos alimenticios y el uso de preparaciones dentales fluoradas. Además, la exposición al fluoruro en algunas zonas es considerablemente superior, debido a una serie de prácticas, incluido el consumo de té y la cocción y el secado de alimentos con carbón que tiene alto contenido de fluoruro.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 1.5 mg/l (1500 µg/l) |
| Presencia | En aguas subterráneas, las concentraciones varían según el tipo de roca por la que fluye el agua, pero no suelen superar los 10 mg/l. La concentración natural más alta que se ha reportado es de 2800 mg/l |
| Cálculo del valor de referencia | Basado en pruebas epidemiológicas que demuestran que las concentraciones por encima de este valor conllevan el 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 ácido dihidroxi-sulfonilazonaftalenodisulfónico |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería 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 | Existe un documento de orientación sobre la gestión del fluoruro Al establecer estándares nacionales para el fluoruro o al evaluar las posibles consecuencias para la salud derivadas de la exposición al fluoruro, es esencial tener en cuenta la ingesta de agua de la población de interés, así como la ingesta de fluoruro procedente de otras fuentes (p. ej., 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 establecer en las normas una concentración menor que el valor de referencia |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------|--|
| Observaciones adicionales | En zonas con concentraciones altas de fluoruro de origen natural en el agua de consumo humano, es posible que, en algunos casos, resulte difícil alcanzar el valor de referencia con las técnicas de tratamiento disponibles |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | Fawell et al (2006) <i>Fluoride in drinking-water</i> IPCS (2002) <i>Fluorides</i> USNRC (2006) <i>Fluoride in drinking water</i> OMS (2004) <i>Fluoride in drinking-water</i> |

Después de la ingestión oral, los fluoruros solubles en el agua son absorbidos en forma rápida y casi completa en el tracto gastrointestinal, aunque esto puede ser reducido por la formación de complejos con el aluminio, fósforo, magnesio o calcio. No hay ninguna diferencia en la absorción del fluoruro natural o el añadido en el agua de consumo humano. El fluoruro inhalado en partículas—proveniente del carbón con alto contenido de fluoruro, por ejemplo— también es absorbido, dependiendo del tamaño de las partículas y de la solubilidad de los compuestos de fluoruro presentes. El fluoruro absorbido se distribuye rápidamente por todo el cuerpo, en el que se incorpora en dientes y huesos, y prácticamente no se almacena en los tejidos blandos. El fluoruro en los dientes y el hueso puede movilizarse después de que haya cesado o reducido la exposición externa. El fluoruro se excreta a través de la orina, las heces y el sudor.

El fluoruro puede ser un elemento esencial para los seres humanos; sin embargo, no se ha demostrado de manera inequívoca. Mientras tanto, hay evidencia de que el fluoruro es un elemento beneficioso con respecto a la prevención de la caries dental.

Para producir signos de intoxicación aguda por fluoruro, se requirieron dosis orales mínimas de aproximadamente 1 mg de fluoruro por kilogramo de peso corporal. Se han llevado a cabo muchos estudios epidemiológicos sobre los posibles efectos adversos de la ingesta de largo plazo del fluoruro a través del agua de consumo humano. Estos estudios establecen claramente que el consumo elevado de fluoruro produce principalmente efectos en los tejidos óseos (huesos y dientes). Las concentraciones bajas proporcionan protección contra la caries dental, tanto en niños como en adultos. Los efectos protectores del fluoruro aumentan con una concentración de hasta aproximadamente 2 mg de fluoruro por litro de agua de consumo humano; la concentración mínima de fluoruro en el agua de consumo humano requerida para producirlo es de aproximadamente 0.5 mg/l. Sin embargo, el fluoruro también puede tener un efecto adverso sobre el esmalte dental y puede causar fluorosis dental leve (prevalencia: 12-33%) cuando la concentración en el agua de consumo humano está entre 0.9 y 1.2 mg/l, dependiendo de la ingesta de agua de consumo humano y la exposición al fluoruro a través de otras fuentes. La fluorosis dental leve puede no ser detectable excepto mediante el examen de un especialista. El riesgo de fluorosis dental dependerá de la ingesta total de fluoruro de todas las fuentes y no solo de la concentración en el agua de consumo humano.

La ingesta elevada de fluoruro puede tener efectos graves en los tejidos óseos. Se puede observar la fluorosis esquelética (con cambios adversos en la estructura ósea)

cuando el agua de consumo humano contiene 3 a 6 mg de fluoruro por litro, en particular si el consumo de agua es alto. La fluorosis ósea paralizante generalmente se desarrolla solo cuando el agua de consumo humano contiene más de 10 mg de fluoruro por litro. El IPCS concluyó que hay pruebas claras de la India y China, que la fluorosis ósea y un mayor riesgo de fracturas óseas se producen con una ingesta total de 14 mg de fluoruro por día. Esta conclusión fue apoyada por una revisión del Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos en 2006. La relación entre la exposición y la respuesta de los efectos adversos en los huesos suele ser difícil de determinar, debido a las deficiencias en la mayoría de los estudios epidemiológicos. A partir de estimaciones basadas en estudios realizados en China y la India, el IPCS concluyó que el consumo total de 14 mg/día provoca un claro exceso de riesgo de efectos adversos esqueléticos; y hay evidencia que sugiere un mayor riesgo de efectos sobre el esqueleto cuando el total de la ingesta de flúor está por encima de 6 mg/día.

Hay varios estudios epidemiológicos disponibles sobre la posible asociación entre el fluoruro en el agua de consumo humano y el cáncer. El IPCS evaluó esos estudios y concluyó que, en general, la evidencia de carcinogenicidad en animales de laboratorio no es concluyente y que la evidencia disponible no apoya la hipótesis de que el fluoruro cause cáncer en los seres humanos; sin embargo, los datos sobre cáncer de hueso son limitados. Los resultados de varios estudios epidemiológicos sobre el embarazo y los posibles efectos adversos del fluoruro en el agua de consumo humano indican que no existe una relación entre las tasas del síndrome de Down o malformaciones congénitas y el consumo de agua de consumo humano fluorada.

No hay evidencia que sugiera que el valor de referencia de 1.5 mg/l establecido en 1984 y reafirmado en 1993 deba ser revisado. Las concentraciones por encima de este valor conllevan a un mayor riesgo de fluorosis dental, y las concentraciones mucho más altas conducen a la fluorosis ósea. El valor es superior al recomendado para la fluoración artificial del sistema de abastecimiento de agua de consumo humano, que generalmente es de 0.5 a 1.0 mg/l.

Al establecer normas nacionales o directrices locales para el fluoruro o en la evaluación de las posibles consecuencias para la salud derivadas de la exposición al fluoruro, es esencial tener en cuenta la ingesta diaria promedio de agua por la población de interés y la ingesta de fluoruro a través de otras fuentes (por ejemplo, de alimentos y del aire). Cuando la ingesta se aproxime o sea mayor de 6 mg/día, sería apropiado considerar el establecimiento de un estándar o norma local con una concentración menor de 1.5 mg/l.

Consideraciones prácticas

El fluoruro se determina generalmente por medio de un electrodo selectivo de iones, lo que hace posible medir la cantidad total de fluoruro libre y complejo disuelto en el agua. El método puede detectar concentraciones de fluoruro en el agua muy por debajo del valor de referencia. Sin embargo, la preparación apropiada de la muestra es un paso crítico para la cuantificación exacta del fluoruro, especialmente cuando se mide solamente el ión fluoruro libre.

Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano grandes y pequeños disponen de una diversidad de tecnologías de tratamiento. Los pequeños sistemas de

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

abastecimiento de agua de consumo humano de diferentes países prefieren métodos basados en carbón de huesos, precipitación por contacto, alúmina activada y arcilla. Sin embargo, en algunas zonas con altos niveles de fluoruro natural en el agua de consumo humano, el valor de referencia puede ser difícil de lograr en algunas circunstancias con la tecnología de tratamiento disponible. Los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano grandes tienden a confiar en la alúmina activada o en procesos de tratamiento avanzado como la ósmosis inversa.

Formaldehído

El formaldehído está presente en efluentes industriales y se libera al aire procedente de materiales plásticos y pegamentos de resina. El formaldehído en el agua de consumo humano 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 el agua de consumo humano tratada con ozono. En el agua de consumo humano también puede haber formaldehído liberado por accesorios plásticos de poliacetal. Las propiedades fisicoquímicas del formaldehído sugieren que es improbable que se volatilice a partir del agua, por lo que cabe esperar que la exposición por inhalación al ducharse sea baja.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | IPCS (2002) <i>Formaldehyde</i> OMS (2005) <i>Formaldehyde in drinking-water</i> |

Las 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 consumo humano 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 conjunto, que el formaldehído no es cancerígeno por la 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 del formaldehído consumido y no con la ingesta total. Se ha establecido una concentración tolerable de 2.6 mg/l para el formaldehído ingerido, con base en un NOEL de 260 mg/l correspondiente a efectos histopatológicos en la mucosa bucal y gástrica de ratas a las que se les administró formaldehído en el agua de consumo humano durante 2 años, y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación interespecífica e intraespecífica). Dada la diferencia significativa entre las concentraciones esperadas de formaldehído en el agua de consumo humano y la concentración tolerable, no se considera necesario establecer un valor de referencia formal para el formaldehído.

Glifosato y AMPA

El glifosato N-fosfometilglicina (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 1071-83-6) es un herbicida de amplio espectro usado en la agricultura y silvicultura, así como para el control de mala hierba acuática. La biodegradación microbiológica del glifosato ocurre en el suelo, en sedimentos acuáticos y en el agua, y su principal metabolito es el ácido aminometilfosfónico (AMPA) (número del Chemical Abstracts Service [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 lixiviado luego de su aplicación en el suelo.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> IPCS (1994) <i>Glyphosate</i> OMS (2005) <i>Glyphosate and AMPA in drinking-water</i> |

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 la salud de 0.9 mg/l de acuerdo con la IDA colectiva, correspondiente al AMPA solo o en combinación con el glifosato, de 0.3 mg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 32 mg/kg de peso corporal por día (la máxima dosis evaluada), determinada en un estudio de toxicidad de 26 meses en ratas alimentadas con glifosato de calidad técnica y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica).

Debido a la baja toxicidad, el valor de referencia basado en la salud 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 humano. Por lo tanto, en condiciones normales, la presencia de glifosato y AMPA en el agua de consumo humano no constituye un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, no se considera necesario establecer un valor de referencia para el glifosato ni el AMPA.

Haloacetónitros (dicloroacetónitrilo, dibromoacetónitrilo, bromocloroacetónitrilo, tricloroacetónitrilo)

Los acetónitros halogenados, o haloacetónitros, se generan durante la cloración o cloraminiación del agua a partir de sustancias naturales, como algas, ácido fúlvico y material proteínico. En general, el aumento de concentraciones de haloacetónitros se asocia 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 haloacetónitros. El dicloroacetónitrilo es, de hecho, el haloacetónitrilo más predominante detectado en el agua de consumo humano.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|--|--|
| Valor de referencia provisional | 0.02 mg/l (20 µg/l) de dicloroacetnitrilo El valor de referencia para el dicloroacetnitrilo es provisional debido a las limitaciones de la base de datos toxicológica |
| Valor de referencia | 0.07 mg/l (70 µg/l) de dibromoacetnitrilo |
| Presencia | Se han encontrado haloacetnitrilos específicos que pueden exceder de 0.01 mg/l, aunque los niveles de 0.002 mg/l o menos son más usuales |
| IDT | <i>Dicloroacetnitrilo</i> : 27 µg/kg de peso corporal, basada en un LOAEL de 8 mg/kg de peso corporal por día correspondiente al aumento del peso relativo del hígado en ratas macho y hembra en un estudio de 90 días; se aplicó un factor de incertidumbre de 3000 (teniendo en cuenta la variación inter e intraespecífica, la corta duración del estudio, el uso de un LOAEL mínimo y las deficiencias de la base de datos) <i>Dibromoacetnitrilo</i> : 11 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 11,3 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la disminución del peso corporal en ratas macho en un estudio de administración de dibromoacetnitrilo en el agua de consumo humano durante 90 días y un factor de incertidumbre de 1000 (que toma 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 CG (GC) con DCE (ECD) |
| Eficacia del tratamiento | La reducción de los precursores orgánicos disminuirá la formación de acetnitrilos halogenados |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2003) <i>Halogenated acetnitriles in drinking-water</i> |
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de valores de referencia basados en la salud para el bromocloroacetnitrilo y el tricloroacetnitrilo |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2004) <i>Halogenated acetnitriles in drinking-water</i> |

El CIIC ha concluido que el dicloroacetnitrilo, el dibromoacetnitrilo, el bromocloroacetnitrilo y el tricloroacetnitrilo no son clasificables con respecto a su capacidad cancerígena en el ser humano. Se ha demostrado que el dicloroacetnitrilo y el bromocloroacetnitrilo son mutagénicos en ensayos bacterianos, mientras que el dibromoacetnitrilo y el tricloroacetnitrilo dieron resultados negativos. Estos cuatro haloacetnitrilos indujeron el intercambio entre cromátidas hermanas, rupturas en la

cadena de ADN y la formación de aductos en células de mamíferos in vitro, pero los resultados del ensayo de micronúcleos con ratón fueron negativos.

La mayoría de los estudios de embriotoxicidad y toxicidad de los haloacetónitrilo en la función reproductora 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 tricloroacetónitrilo y, presuntamente, de otros haloacetónitrilos, es probable que los resultados reportados de los estudios de embriotoxicidad que usan la tricaprilinea como vehículo para la alimentación forzada sobrestimen la embriotoxicidad de estos haloacetónitrilos.

Dicloroacetónitrilo

El dicloroacetónitrilo indujo pérdida de peso corporal y aumento del peso relativo del hígado en estudios de corto plazo. Aunque se ha demostrado su embriotoxicidad, los estudios emplearon tricaprilinea como vehículo para la administración forzada del alimento.

Dibromoacetónitrilo

Actualmente, se están realizando pruebas sobre la toxicidad crónica del dibromoacetónitrilo en ratones y ratas. Ninguno de los estudios disponibles de embriotoxicidad y toxicidad para la función reproductora fueron adecuados para usarlos 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 dibromoacetónitrilo, 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) de los Estados Unidos.

Bromocloroacetónitrilo

Los datos disponibles son insuficientes para el cálculo de un valor de referencia para el bromocloroacetónitrilo.

Tricloroacetónitrilo

Los datos disponibles son insuficientes para el cálculo de un valor de referencia para el tricloroacetónitrilo. El valor de referencia provisional anterior de 1 µg/l se basó en un estudio de embriotoxicidad con alimentación forzada en el que se administró tricloroacetónitrilo y se usó la tricaprilinea como vehículo. Sin embargo, recientemente se ha evaluado nuevamente este estudio y se ha considerado poco confiable a la luz de los datos de un estudio más reciente que demuestra que la tricaprilinea potencia los efectos teratógenos y embriotóxicos provocados por los haloacetónitrilos y altera el espectro de malformaciones fetales.

Heptacloro y heptacloro epóxido

El heptacloro (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 76-44-8) es un insecticida de amplio espectro, cuyo uso se ha prohibido o restringido en muchos países. En la

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

actualidad, el heptacloro se usa principalmente para el control de 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 heptacloro epóxido (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 1024-57-3) es muy resistente a la degradación. El heptacloro y el heptacloro epóxido 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 humano. Se considera que los alimentos son la principal fuente de exposición al heptacloro, aunque la ingesta está disminuyendo, porque en general el uso de este producto se ha reducido.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1992) <i>Pesticide residues in food—1991 evaluations</i> FAO/OMS (1995) <i>Pesticide residues in food—1994 evaluations</i> OMS (2003) <i>Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water</i> |

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 (posiblemente cancerígeno para el ser humano). Se puede calcular un valor de referencia basado en 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 un NOAEL correspondiente al heptacloro de 0.025 mg/kg de peso corporal por día derivado de dos estudios realizados en perros, teniendo en cuenta las carencias de la base de datos y la asignación de 1% de la IDTP al agua de consumo humano. Sin embargo, puesto que el heptacloro y el heptacloro epóxido aparecen en concentraciones mucho menores de las que representan una preocupación para la salud, no se considera necesario calcular un valor de referencia. Cabe señalar también que no suelen alcanzarse concentraciones menores de 0.1 µg/l mediante técnicas de tratamiento convencionales.

Hexaclorobenceno

La principal aplicación agrícola del hexaclorobenceno (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 118-74-1), o HCB, han sido en el 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 de algunos plaguicidas. El HCB se distribuye en todo el 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 ambiental. 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 humano.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1997) <i>Hexachlorobenzene</i> OMS (2004) <i>Hexachlorobenzene in drinking-water</i> |

El CIIC ha evaluado las pruebas de carcinogenicidad del HCB en animales y seres humanos y lo ha incluido en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). 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 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 abordaje alternativo (TD₀₅ o dosis oncogena₀₅), una IDT de 0.16 µg/kg de peso corporal por día, que corresponde a un valor basado en la salud de aproximadamente 0.05 µg/l, si se supone una asignación del 1% al agua de consumo humano. Cabe anotar que las concentraciones en los alimentos están disminuyendo, por lo que la asignación de este factor podría ser considerada como muy conservadora.

Teniendo en cuenta que los valores de referencia basados en la salud derivados de ambos métodos son bastante más altos que las concentraciones de HCB detectadas en el agua de consumo humano (es decir, son inferiores a un nanogramo por litro), no se considera necesario establecer un valor de referencia formal para el HCB en el agua de consumo humano. El hexaclorobenceno está incluido en la lista de contaminantes orgánicos persistentes del Convenio de Estocolmo.

Hexaclorobutadieno

El hexaclorobutadieno, o 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 reportado concentraciones de hasta 6 µg/l en los efluentes de plantas de fabricación de productos químicos. El HCBd también se encuentra en el aire y en 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 humano en concentraciones por debajo de 0.5 µg/l |
| IDT | 0.2 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 0.2 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a la nefrototoxicidad observada en un estudio de alimentación de 2 años en ratas; se aplicó 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante tratamiento con CAG |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El límite de cuantificación práctico para el HCBd es de 2 µg/l, pero las concentraciones en el agua de consumo humano pueden controlarse mediante la especificación del contenido de HCBd en los productos que entran en contacto con él |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1994) <i>Hexachlorobutadiene</i> OMS (2003) <i>Hexachlorobutadiene in drinking-water</i> |

El HCBd se absorbe y se metaboliza rápidamente mediante su conjugación con el glutatión. La metabolización de este conjugado puede producir un efecto 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 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos). En ensayos bacterianos para observar la capacidad del HCBd de producir mutaciones puntuales se han obtenido resultados positivos y negativos; sin embargo, varios metabolitos han producido resultados positivos.

Hidrato de cloral

El hidrato de cloral o tricloroacetaldehído se puede formar como subproducto de la cloración del agua que contenga sustancias orgánicas precursoras, tales como ácidos húmicos o fúlvicos. Se ha encontrado en el agua de consumo humano en concentraciones hasta de 100 µg/l, pero su concentración suele ser menor de 10 µg/l. Las concentraciones suelen ser mayores en aguas superficiales que en aguas subterráneas y, al parecer, aumentan durante su distribución.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Chloral hydrate</i> IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2005) <i>Chloral hydrate in drinking-water</i> |

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 de consumo humano, 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), con base 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 la salud de 0.1 mg/l (valor redondeado) a partir de una IDT de 0.0045 mg/kg de peso corporal, que se corresponde con un aumento de la incidencia de alteraciones histopatológicas hepáticas observado en ratones en un estudio de dos años con agua de consumo humano, en el que se asignó 80% de la IDT al agua de consumo humano (dado que la exposición al hidrato de cloral se debe en su mayor parte al agua de consumo humano) y suponiendo un adulto de 60 kg que consume 2 litros de agua al día. Sin embargo, como las concentraciones de hidrato de cloral en el agua de consumo humano suelen estar muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud, no se considera necesario calcular un valor de referencia.

La concentración del hidrato de cloral en el agua de consumo humano se puede controlar modificando el proceso de desinfección (p. ej., 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, utilizando cloraminas en lugar de cloro para la desinfección residual) y mediante el tratamiento con CAG.

Hidrocarburos aromáticos policíclicos

Los hidrocarburos aromáticos policíclicos, o HAP, constituyen una clase de diversos compuestos orgánicos que tienen dos o más anillos aromáticos condensados, formados por átomos de carbono e hidrógeno. La mayoría de los HAP llegan al 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 humano con HAP suele ser el recubrimiento de alquitrán que se aplica a las tuberías del sistema de distribución de agua de consumo humano para protegerlas contra la corrosión. El fluoranteno es el HAP que se detecta con más frecuencia en el agua de consumo humano y está asociado principalmente a los revestimientos de alquitrán de las tuberías de hierro fundido o dúctil de los sistemas de distribución. Se han detectado HAP en varios alimentos, como resultado de la deposición de HAP que se encuentran suspendidos en la atmósfera, y en peces de aguas contaminadas. También se forman HAP al emplear ciertos métodos de cocción de 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 interiores y del 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 humano podría igualar e incluso superar la procedente de los alimentos.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|--|---|
| Valor de referencia | <i>Benzo[a]pireno: 0.0007 mg/l (0.7 µg/l)</i> |
| 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 humano de un conjunto de HAP representativos seleccionados es de 1 ng/l a 11 µg/l aproximadamente |
| Cálculo del valor de referencia | Basado en un estudio de carcinogenicidad en ratones por exposición oral y calculado con un modelo de mutación en dos etapas que incorpora las variables del patrón de administración de la dosis y el momento del sacrificio. La cuantificación de la relación dosis-respuesta tumorigena, basada en estudios nuevos en los que se examinó la carcinogenicidad tras la administración de benzo[a]pireno a ratones por la vía oral, pero en los que el número de grupos de dosis utilizados fue menor, confirma este valor |
| Límite de detección | µg/l mediante GC/MS y HPLC en fase inversa con detector de fluorescencia |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.05 µg/l mediante coagulación |
| Observaciones adicionales | Una concentración significativa de benzo[a]pireno en el agua de consumo humano en ausencia de concentraciones muy altas de fluoranteno indica la presencia de partículas de alquitrán, que pueden proceder de revestimientos de tuberías muy deteriorados Se recomienda discontinuar el uso de materiales con alquitrán y otros similares para los revestimientos de tuberías y los recubrimientos de depósitos de agua |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i> |
| Motivo para no establecer un valor de referencia | <i>Fluoranteno:</i> Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water</i> |

Las pruebas sobre la capacidad cancerígena para el ser humano de las mezclas de HAP se han obtenido principalmente de estudios realizados en personas expuestas a estas sustancias por motivos laborales, tras su inhalación o exposición dérmica. No se dispone de datos de estudios de exposición por la vía oral en personas. Hay pocos datos sobre la toxicidad oral de HAP distintos del benzo[a]pireno, particularmente en el agua de consumo humano. Se han calculado el potencial cancerígeno relativo a los HAP mediante la comparación de datos de estudios de exposición dérmica. El orden de las potencias es coherente, por lo que este esquema constituye un indicador útil de la potencia relativa de los HAP en comparación con la del benzo[a]pireno.

Se puede calcular un valor basado en la salud para el fluoranteno de 4 µg/l a partir de un NOAEL de 125 mg/kg de peso corporal por día correspondiente al aumento de

la concentración de glutamato piruvato transaminasa en suero, los trastornos renales y hepáticos y las alteraciones clínicas y sanguíneas en un estudio de alimentación forzada por la vía oral durante 13 semanas en ratones, en el que se aplicó 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 insuficiente y 10 por las pruebas concluyentes de la cocarcinogenicidad del fluoranteno y del benzo[a]pireno en estudios de aplicación dérmica en ratones). Sin embargo, este valor basado en la salud es significativamente mayor que las concentraciones presentes normalmente en el agua de consumo humano. En condiciones habituales, por lo tanto, la presencia de fluoranteno en el agua de consumo humano no representa un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, se juzga que no necesario establecer un valor de referencia para el fluoranteno.

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 humano, debido al uso de coagulantes de hierro o a la corrosión de tuberías de acero o hierro fundido en las redes de distribución del agua.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua potable no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua potable |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Iron in drinking-water</i> |

El hierro es un elemento esencial en la nutrición humana, particularmente del hierro en su estado de oxidación (II) . 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 IDTPM 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 los óxidos de hierro utilizados como colorantes y los complementos de hierro que se toman durante el embarazo y la lactancia o por necesidades clínicas específicas. Si se asigna 10% de la IDTPM al agua de consumo humano, se obtiene un valor de unos 2 mg/l, lo que no supone un peligro para la salud. En concentraciones inferiores se verán afectados generalmente el sabor y apariencia del agua de consumo humano (ver el capítulo 10).

No se propone ningún valor de referencia para el hierro en el agua de consumo humano.

Isoproturón

El isoproturón 3-(4-Isopropilfenil)-1,1-dimetilurea (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 34123-59-6) es un herbicida sistémico selectivo que se utiliza para

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

controlar la mala hierba de hoja ancha que crece en cultivos de cereales. Se puede fotodegradar, hidrolizar y biodegradar; su persistencia tiene un rango 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 (9 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en aguas superficiales y subterráneas, normalmente en concentraciones inferiores a 0.1 µg/l; en el agua de consumo humano, se han detectado en ocasiones concentraciones superiores a 0.1 µg/l |
| IDT | 3 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL 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 UV o detección electroquímica |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Isoproturon in drinking-water</i> |

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 cancerígeno completo, sino más bien un promotor tumoral.

Lindano

El lindano (γ -hexaclorociclohexano; γ -HCH) (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 58-89-9) se utiliza como insecticida en cultivos de frutas y vegetales, en el tratamiento de semillas y en el sector forestal. También se emplea como plaguicida terapéutico en seres humanos y animales. Varios países han restringido el uso de lindano. El lindano puede degradarse en el suelo y rara vez se filtra a las aguas subterráneas. En las aguas superficiales, se puede eliminar por evaporación. La exposición de los seres humanos se produce principalmente a través de los alimentos, pero está disminuyendo. También puede haber exposición por su uso en la conservación de la madera.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.002 mg/l (2 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado tanto en aguas superficiales como subterráneas, usualmente 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 | 0-0.005 mg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 0.47 mg/kg de peso corporal por día en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de 2 años en ratas, en el que las dosis mayores produjeron un aumento de la incidencia de hipertrofia hepatocelular periacinar, del peso del hígado y bazo y de la mortalidad; se aplicó un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) |
| Límite de detección | 0.01 µg/l mediante GC |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 1% del límite superior de la IDA |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Cabe señalar que las concentraciones en los alimentos se han reducido de manera constante, y el factor de asignación de 1% se puede considerar muy conservador |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2003) <i>Pesticide residues in food—2002 evaluations</i> OMS (2003) <i>Lindane in drinking-water</i> |

El lindano resultó tóxico para los riñones y el hígado tras su administración por la vía oral, dérmica o por inhalación en estudios de corto y largo plazos de toxicidad y de 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 en las personas, debido a que es una consecuencia de la acumulación de α_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 sobre la importancia de los antecedentes genéticos en la latencia e 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 cepa. 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.

Malatión

El malatión 0,0-Dimetil-S-[1,2-bis(etoxicarbonil) -etil]-ditioposfato (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 121-75-5) se suele utilizar en 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 de uso domiciliario 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 (p. ej., pH y contenido orgánico bajos), el malatión puede persistir en el agua y tener una vida media de meses o incluso años. No obstante, parece que en la mayoría de las condiciones este periodo es de unos 7 a 14 días. Se ha detectado malatión en aguas superficiales y en agua de consumo humano en concentraciones inferiores a 2 µg/l.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1998) <i>Pesticide residues in food—1997 evaluations</i> OMS (2003) <i>Malathion in drinking-water</i> |

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 señalan 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 la salud para el malatión de 0.9 mg/l si se asigna al agua de consumo humano el 10% de la IDA establecida por la JMPR, basada en un NOAEL de 29 mg/kg de peso corporal por día en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad de dos años en ratas; se aplicó un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica, respaldada por un NOAEL de 25 mg/kg de peso corporal por día obtenido 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 el límite superior de la IDA. Dado que esta sustancia química está presente en el agua de consumo humano en concentraciones mucho menores que el valor basado en la salud, es poco probable que la presencia de malatión en el agua de consumo humano 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 humano.

Manganeso

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 de potasio, y como ingrediente de diversos productos. Más recientemente, se ha utilizado en América del Norte en un compuesto orgánico, el tricarbonilo metilciclopentadienil manganeso, o MMT, como

potenciador del octanaje de la gasolina. En algunos lugares se utilizan arenas verdes de manganeso para el tratamiento del agua de consumo humano. El manganeso está presente de forma natural en muchas fuentes de agua superficial y subterránea, sobre todo en condiciones anaerobias o de microoxidación y es la fuente más importante de manganeso en el agua de consumo humano, aunque la mayor exposición proviene, habitualmente, de los alimentos.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No representa una preocupación para la salud en los niveles que suelen causar problemas de aceptabilidad en el agua potable. Sin embargo, hay circunstancias en las que el manganeso puede permanecer en solución en concentraciones más altas en algunas aguas ácidas o anaerobias, especialmente en las aguas subterráneas |
| Fecha de la evaluación | 2003, revised 2011 |
| Referencia principal | IPCS (1999) <i>Manganese and its compounds</i> OMS (2011) <i>Manganese in drinking-water</i> |

El manganeso es un elemento esencial para los seres humanos y los animales. Varios estudios epidemiológicos han sugerido que el manganeso soluble en el agua potable está asociado con efectos adversos en el aprendizaje de los niños. Estos hallazgos aún no se han confirmado y se debe demostrar que la asociación es causal. Los datos experimentales con animales, especialmente los datos sobre roedores, no son apropiados para evaluar el riesgo humano porque los requerimientos fisiológicos del manganeso varían entre diferentes especies. Además, los roedores tienen un valor limitado en la evaluación de los efectos neuroconductuales, porque los efectos neurológicos (por ej., temblores, trastornos de la marcha) que se ven en los primates a menudo están precedidos o acompañados por síntomas psicológicos (por ej., irritabilidad, inestabilidad emocional), que no se observan en los roedores. La utilidad para la evaluación cuantitativa de riesgos del único estudio con primates es limitada, debido a que se estudió una solo grupo de dosis en un número reducido de animales y no se proporcionó el contenido de manganeso en la alimentación basal.

Se puede calcular un valor basado en la salud de 0.4 mg/L para el manganeso de acuerdo con el valor superior del consumo de manganeso de 11 mg/día, identificado mediante encuestas dietéticas, en el que no se observan efectos adversos; se utilizó un factor de incertidumbre de 3 para tomar en consideración el posible aumento de la biodisponibilidad del manganeso en el agua y se asignó el 20% de la IDT al agua potable suponiendo el consumo de 2 litros de agua por día para un adulto de 60 kg. Dado que este valor basado en la salud está muy por encima de las concentraciones de manganeso que normalmente causan problemas de aceptabilidad en el agua potable (vea el capítulo 10), no se considera necesario.

MCPA

El MCPA es un herbicida de ácido fenoxiacético que se encuentra en varias formulaciones: como ácido libre (CAS No. 94-74-6), como una sal de dimetilamina (CAS No. 2039-46-5), como una sal sódica (No. CAS 3653-48-3) y como éster 2-etilhexílico (CAS No. 29450-45-1). Es un herbicida de posemergencia que se utiliza

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

ampliamente contra la maleza de hoja ancha en la agricultura, la horticultura y en pastizales y céspedes. Todas las formas del MCPA se disociarán en el agua a la forma ácida (anión). El MCPA es muy soluble en el agua. La degradación biológica es un proceso importante para determinar el destino ambiental del MCPA. Los clorofenoles y los clorocresoles son metabolitos potenciales del suelo y, si están presentes en el agua, dan lugar a sabores inaceptables. El agua superficial puede estar contaminada por la deriva del rocío y la escorrentía, mientras que el agua subterránea puede contaminarse por lixiviación del suelo. Es probable que la exposición a través de los alimentos sea baja.

| | |
|---|--|
| Razón para no establecer un valor de referencia | Se encuentra en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Valor basado en la salud* | 0.7 mg/L |
| Valor agudo basado en la salud** | 20 mg/L |
| Ocurrencia | Se han encontrado concentraciones en el agua superficial usualmente inferiores a 1 µg/L; las concentraciones en el agua potable usualmente están por debajo de 0.1 µg/L |
| IDA | 0-0.1 mg/kg de pc del ion MCPA, basado en un NOAEL total de 12 mg/kg de pc por día para tomar en cuenta los cambios en los parámetros de la química clínica indicativos de los efectos en los riñones de cuatro estudios subcrónicos en ratas y la aplicación de un factor de seguridad de 100 IDA establecida para la suma del MCPA y sus sales y ésteres, expresada como equivalentes ácidos del MCPA |
| Dosis de referencia | 0.6 mg/kg de pc del ion MCPA, basado en un NOAEL total de 60 mg/kg de pc para tomar en cuenta la toxicidad materna y de desarrollo en ratas y la aplicación de un factor de seguridad de 100 Dosis de referencia aguda establecida para la suma del MCPA y sus sales y ésteres, expresada como equivalentes ácidos del MCPA |
| Límite de detección | 0.8 µg/L usando HPLC con un detector UV de matriz de fotodiodos; 0.09 µg/L usando derivatización y GC con ECD; límite de cuantificación de 0.0005 µg/L con CL-EMT |
| Eficacia del tratamiento | El tratamiento convencional no es eficaz; la adsorción con carbón activado, la ozonización y los procesos avanzados de oxidación (por ejemplo, UV con peróxido de hidrógeno) son eficaces; los procesos de filtración por membrana (por ejemplo, ósmosis inversa) pueden ser eficaces |
| Cálculo del valor basado en la salud | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% del límite superior sin redondear de la IDA (0.12 mg/kg de pc) • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Cálculo del valor agudo basado en la salud | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 100% de la dosis de referencia aguda • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|-------------------------|---|
| Comentarios adicionales | Se ha utilizado un factor de asignación por defecto del 20% para tener en cuenta el hecho de que los datos disponibles sobre la exposición a los alimentos, que sugieren que la exposición por esta vía es baja, generalmente no incluyen información procedente de países en desarrollo, donde la exposición por esta ruta podría ser más alta |
| | En la sección 8.5.3 se puede encontrar orientación sobre la interpretación del valor basado en la salud y cuándo decidir el monitoreo |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | WHO (2013). <i>Pesticide residues in food – 2012 evaluations</i> WHO (2016). <i>MCPA in drinking-water</i> |

* Cuando no se ha establecido un valor de referencia formal, se puede determinar un "valor basado en la salud" para proporcionar orientación a los Estados Miembros cuando haya un motivo de preocupación local. El establecimiento de un valor de referencia formal para estas sustancias puede alentar a los Estados Miembros a incorporar un valor en sus normas nacionales cuando ello puede ser innecesario.

** Para obtener más información sobre el valor agudo basado en la salud, vea la sección 8.7.5.

Los órganos diana del ion MCPA son el riñón, el hígado y la sangre. El MCPA no es cancerígeno en ratones o ratas y el ion MCPA no exhibe potencial genotóxico. En estudios multigeneracionales de ratas, no hubo evidencia de toxicidad reproductiva hasta la dosis más alta probada. El ion MCPA no fue teratogénico en ratas ni conejos.

Mecoprop

La vida media para la degradación de los herbicidas clorofenoxi, incluido el mecoprop 2-(4-Chloro-2-methylphenoxy) propanoic acid (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 93-65-2; mezcla racémica 7085-19-0), en el ambiente es de varios días. Al mecoprop también se le conoce como ácido 2(2-metil-clorofenoxi) propiónico o MCP. Los herbicidas clorofenoxi no suelen encontrarse en los alimentos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.01 mg/l (10 µg/l) |
| Presencia | Los herbicidas clorofenoxi no suelen encontrarse en el agua de consumo humano; cuando se detectan, las concentraciones por lo general no superan unos pocos microgramos por litro |
| IDT | 3.33 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 1 mg/kg de peso corporal para los efectos sobre el peso del riñón 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; 0.01-0.02 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante CAG u ozonización |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|----------------------|---|
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i> |
|----------------------|---|

Los herbicidas clorofenoxi, como grupo, han sido clasificados en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) por el CIIC. Sin embargo, los datos disponibles de estudios en poblaciones expuestas y animales de experimentación no permiten evaluar el potencial cancerígeno de ningún herbicida clorofenoxi específico en seres humanos. Por lo tanto, las guías de agua de consumo humano para estos compuestos se basan en el umbral para otros efectos tóxicos. Los efectos de la administración de mecoprop en la dieta en estudios de corto y largo plazos incluyeron la reducción del peso relativo de los riñones (ratas y perros), el aumento del peso relativo del hígado (ratas), efectos en parámetros sanguíneos (ratas y perros) y disminución de la ganancia de peso (perros).

Mercurio

El mercurio se utiliza en la producción electrolítica de cloro, en electrodomésticos, en amalgamas dentales y como materia prima en diversos compuestos de mercurio. Se ha demostrado que el mercurio inorgánico se metila en agua dulce y en agua de mar, pero se considera que casi todo el mercurio del agua de consumo humano no contaminada está como Hg²⁺; por lo tanto, no es probable que haya riesgo directo de consumo de compuestos orgánicos de mercurio, especialmente de los alquilmercuriales, por la ingestión de agua de consumo humano, 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 (6 µg/l) para el mercurio inorgánico |
| Presencia | El mercurio inorgánico está presente en aguas superficiales y subterráneas, en concentraciones generalmente menores de 0.5 µg/l, aunque pueden darse concentraciones mayores en aguas subterráneas por la presencia de menas de mercurio |
| IDT | 2 µg/kg de peso corporal para el mercurio inorgánico, basada en un NOAEL de 0.23 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a efectos renales en un estudio de 26 semanas en ratas y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 (para la variación inter e intraespecífica) después del ajuste de la dosificación diaria |
| Límite de detección | 0.05 µg/l mediante AAS de vapor frío; 0.6 µg/l mediante ICP; 5 µg/l mediante FAAS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta menos de 1 µg/l mediante el tratamiento con CAP o utilizando métodos como la coagulación-sedimentación-filtración o el intercambio iónico en aguas que no estén muy contaminadas con mercurio |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|--|
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>Puede obtenerse una IDT similar mediante la aplicación de un factor de incertidumbre de 1000 (un factor de incertidumbre adicional de 10 para el ajuste del LOAEL a un NOAEL) correspondiente al LOAEL para efectos renales de 1.9 mg/kg de peso corporal por día en un estudio de 2 años en ratas realizado por el NTP</p> <p>El actual valor de referencia se aplica al mercurio inorgánico, que es la forma que se encuentra en el agua de consumo humano, mientras que el valor de referencia anterior se refería al mercurio total (inorgánico y orgánico)</p> |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | <p>IPCS (2003) <i>Elemental mercury and inorganic mercury compounds</i> OMS (2005) <i>Mercury in drinking-water</i></p> |

Los efectos tóxicos de los compuestos inorgánicos del 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 y relativo de los riñones, la necrosis tubular, la proteinuria y la hipoalbuminemia. En el ser humano, la toxicidad aguda por la vía oral produce principalmente gastritis hemorrágica y colitis, aunque el daño principal se produce en los riñones. El conjunto de 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.

Metil paratión

El metil paratión *O*, *O*-Dietil-*O*-4-nitro-feniltiofosfato (número del Chemical Abstracts Service [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 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 los productos de su degradación alcanzarán las aguas subterráneas. La degradación microbiológica es la vía más importante de degradación ambiental del metil paratión. La vida media del metil paratión en el agua es 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 y los niveles más altos ocurrieron en verano. La población general puede entrar en contacto con el metil paratión a través del aire, el agua o los alimentos.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|----------------------|--|
| Referencia principal | FAO/OMS (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> . IPCS (1992) <i>Methyl parathion</i> OMS (2004) <i>Methyl parathion in drinking-water</i> |
|----------------------|--|

Se calculó un NOAEL de 0.3 mg/kg de peso corporal por día a partir de los resultados combinados de varios estudios realizados en personas, basado en la disminución de las actividades de la colinesterasa plasmática y eritrocítica. El metil paratión disminuyó la actividad de la colinesterasa en estudios de largo plazo en ratones y ratas, pero no indujo efectos cancerígenos. Resultó mutagénico para las bacterias, pero no se observaron indicios de genotoxicidad en ninguno de los escasos estudios realizados en mamíferos.

Se puede calcular un valor basado en la salud para el metil paratión de 9 µg/l a partir de una IDA de 0-0.003 mg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 0.25 mg/kg de peso corporal por día obtenido en un estudio de dos años en ratas, correspondiente a la degeneración retiniana, desmielinización del nervio ciático, disminución del peso corporal, anemia y disminución de la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral; se aplicó un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica. 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 del NOAEL calculado 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 humano en las condiciones habituales represente un peligro para la salud de las personas, porque el valor basado en la salud es mucho más alto que las concentraciones usuales en el agua de consumo humano. Por este motivo, no se considera necesario establecer un valor de referencia para el metil paratión.

Metil-terc-butil-éter

El metil-terc-butil-éter, o MTBE, se usa principalmente como aditivo de la gasolina. Aunque las aguas superficiales pueden contaminarse por derrames de gasolina; sin embargo, la mayor parte del MTBE se evapora, debido a su gran volatilidad. Los derrames 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 humano, en concentraciones que van desde nanogramos hasta microgramos por litro.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Cualquier valor de referencia que se derivaría sería significativamente mayor que las concentraciones en las que el MTBE se detecta por el olor |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | IPCS (1998) <i>Methyl tertiary-butyl ether</i> OMS (2005) <i>Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water</i> |

No se han publicado estudios de carcinogenicidad en el ser humano 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 que normalmente presenta el MTBE, ni siquiera en microambientes, como las 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 mutagenicidad 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 solo 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 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).

Metolacoloro

El metolacoloro (número del Chemical Abstracts Service [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 (10 µg/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 un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Metolachlor in drinking-water</i> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

En un estudio de un año en perros, 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 les administró metolacloro en la alimentación, los únicos efectos tóxicos se produjeron con la dosis más alta; en ratones 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 ha observado un aumento de tumores hepáticos en las hembras, así como algunos tumores nasales en los machos. El metolacloro no es genotóxico.

Metoxicloro

El metoxicloro (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 72-43-5) es un insecticida que se utiliza en la producción de hortalizas, frutales, árboles, forraje y en 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 declorados 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 (20 µg/l) |
| Presencia | Se ha detectado en ocasiones en el agua de consumo humano, en concentraciones de hasta 300 µg/l en zonas rurales. |
| IDT | 5 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL sistémico de 5 mg/kg de peso corporal en un estudio de teratogenicidad 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 carcinogenicidad y las limitaciones de la base de datos) |
| Límite de detección | 0.001–0.01 µg/l mediante GC |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Methoxychlor in drinking-water</i> |

El potencial genotóxico del metoxicloro parece ser insignificante. En 1979, el CIIC clasificó el metoxicloro en el Grupo 3. Los 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 los metabolitos proestrogénicos del

metoxicloro en mamíferos, por lo que podría existir un umbral. No obstante, el estudio es insuficiente porque se utilizó una única dosis, que posiblemente era superior a la dosis máxima tolerada. La base de datos de estudios de toxicidad de corto y largo plazos y de toxicidad para la función reproductora es insuficiente. En un estudio de teratogenicidad en conejos se obtuvo un NOAEL sistémico de 5 mg/kg de peso corporal por día, que es más bajo que los LOAEL y NOAEL de otros estudios. Por lo tanto, se seleccionó este NOAEL para utilizarlo en el cálculo de una IDT.

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. Las concentraciones en el agua de consumo humano suelen ser inferior a 0.01 µg/l, aunque se han reportado concentraciones de hasta 200 µg/l en áreas cercanas a yacimientos mineros.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993, revised in 2011 |
| Referencia principal | OMS (2011) <i>Molybdenum in drinking-water</i> |

El molibdeno se considera un elemento esencial y se calcula que las necesidades diarias de los adultos son de 0.1-0.3 mg.

Como el molibdeno se presenta en muy bajas concentraciones en el agua de consumo humano, no se considera necesario establecer un valor de referencia formal. Para fines de orientación, se puede derivar un valor basado en la salud.

En un estudio de 2 años en seres humanos expuestos a través del agua de consumo humano, se estableció un NOAEL de 0.2 mg/l, pero hay algunas preocupaciones sobre la calidad de este estudio. Como el molibdeno es un elemento esencial, se consideró que un factor de 3 es adecuado para reflejar la variación intraespecífica. Esto da un valor basado en la salud de 0.07 mg/l (figura redondeada), que está en el mismo rango que el derivado de los resultados de estudios toxicológicos en animales experimentales y es consistente con el requerimiento diario esencial para el molibdeno.

Molinato

El molinato S-ethyl azepane-1-carbothioate (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 2212-67-1) es un herbicida que se utiliza para el control de maleza de hoja ancha y hierbas 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 ambiente. El molinato tiene una persistencia baja en el agua y en el suelo, con una vida media de unos cinco días.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.006 mg/l (6 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua rara vez son superiores a 1 µg/l |
| IDT | 2 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.001mg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Molinate in drinking-water</i> |

Según la escasa información disponible, no parece que el molinato sea cancerígeno ni mutagénico 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.

Monoclorobenceno

Se piensa que la mayor parte de la liberación de monoclorobenceno (MCB) al ambiente se debe a las pérdidas por volatilización asociadas a su uso 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 humano; en algunas fuentes de agua de consumo humano de Canadá se determinaron concentraciones medias menores de 1 µg/l (máximo de 5 µg/l). La fuente principal de exposición para las personas es, probablemente, el aire.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud y el valor basado en la salud superaría con creces el umbral de olor y sabor más bajo que se haya reportado |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Monochlorobenzene in drinking-water</i> |

La toxicidad aguda del MCB es baja. La exposición por la 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 mutagénico; se une al ADN in vivo, pero el grado de unión es bajo.

Se puede calcular un valor basado en 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 la salud supera en gran medida los umbrales gustativo y olfativo mínimos reportados de MCB en el agua.

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 humano. Se ha detectado en soluciones cloradas de ácidos húmicos y en el agua de consumo humano 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. Cinco muestras de agua de consumo humano de distintas ciudades japonesas tenían concentraciones de MX de menos de 3 a 9 ng/l.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua potable están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i> OMS (2003) <i>MX in drinking-water</i> |

El MX es un potente mutagénico en bacterias y células in vitro y se aplicó en un estudio que duró el periodo de vida de ratas, en las que se observaron algunas respuestas carcinógenas. Los resultados indicaron que el MX induce tumores de tiroides y de las vías biliares. El CIIC ha clasificado el MX en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano) tomando como base su capacidad cancerígena en ratas y su gran capacidad mutagénica.

Se puede calcular para el MX un valor basado en la salud de 1.8 µg/l, que toma en cuenta el aumento de colangiomas y colangiocarcinomas en ratas hembra; se aplicó 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 humano y, dadas las dificultades analíticas para medir concentraciones tan bajas de este compuesto, se considera innecesario proponer un valor de referencia formal para el MX en el agua de consumo humano.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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 la 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 (70 µg/l) |
| Presencia | La concentración de níquel en el agua de consumo humano es normalmente menor de 0.02 mg/l, aunque el níquel que se libera en los grifos y accesorios podría aportar hasta 1 mg/l. En casos particulares de liberación de níquel de depósitos naturales o industriales en el terreno, las concentraciones de níquel en el agua de consumo humano pueden ser más altas |
| IDT | 12 µg/kg de peso corporal, a partir de un LOAEL establecido 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería 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 humano o de grifos recubiertos de níquel o cromo, se controlan los materiales que están en contacto con el agua de consumo humano y se purgan los grifos antes de utilizarlos |
| Cálculo del valor de referencia | |
| <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua • peso • consumo | 20% de la IDT adulto de 60 kilos 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>Aunque el valor de referencia se aproxima al LOAEL agudo, el LOAEL se basa en la exposición total del agua de consumo humano, y la absorción del agua de consumo humano en un estómago vacío es 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 humano en pacientes en ayunas y con el estómago vacío puede considerarse, por tanto, el peor escenario</p> <p>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 eczematosa</p> |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | OMS (2005) <i>Nickel in drinking-water</i> |

El CIIC concluyó que los compuestos de níquel que son inhalados son cancerígenos para el ser humano (Grupo 1) y que el níquel metálico es posiblemente cancerígeno (Grupo 2B). Sin embargo, no hay pruebas del riesgo de carcinogenicidad derivado de la exposición al níquel por la vía oral. En un estudio bien realizado sobre la toxicidad para la función reproductora en dos generaciones de ratas, a las que se les administró níquel mediante alimentación forzada, se observó un NOEL 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.

Nitrato y nitrito³

El nitrato (NO₃⁻) se encuentra de forma natural en el medio ambiente y es un importante nutriente para las plantas. Está presente en concentraciones variables en todas las plantas y forma parte del ciclo del nitrógeno. El nitrito (NO₂⁻) no suele estar presente en concentraciones significativas, excepto en un medio reductor, ya que el nitrato es el estado de oxidación más estable. Se puede formar por la reducción microbiana de nitrato e in vivo por la reducción del nitrato ingerido. El nitrito también puede formarse químicamente en las tuberías de distribución por la bacteria *Nitrosomonas* durante el estancamiento en tuberías de acero galvanizado de agua potable que contiene nitratos y es pobre en oxígeno, o si se usa cloramina para proporcionar un desinfectante residual. El exceso de amoníaco libre que ingresa al sistema de distribución puede conducir a la nitrificación y al aumento potencial de nitrato y nitrito en el agua potable. El nitrato puede llegar tanto a las aguas superficiales como a las subterráneas debido a la actividad agrícola (incluida la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados inorgánicos y estiércol), a la disposición de aguas residuales y a la oxidación de desechos nitrogenados en excretas humanas y de animales, incluido el contenido de los tanques sépticos. El nitrato también puede llegar ocasionalmente a las aguas subterráneas debido a la vegetación natural. Las concentraciones de nitratos en el agua superficial pueden cambiar rápidamente por la escorrentía superficial de fertilizantes, la absorción de fitoplancton y la desnitrificación por bacterias, pero las concentraciones en el agua subterránea generalmente muestran cambios relativamente lentos. El nitrato y el nitrito también pueden producirse como resultado de la nitrificación en la fuente de agua o en los sistemas de distribución.

En general, la fuente más importante de exposición humana al nitrato y nitrito es a través de las verduras (nitrato y nitrito) y de la carne presente en la dieta (el nitrito se usa como conservante en muchas carnes curadas). En algunas circunstancias, sin embargo, el agua potable puede representar una contribución significativa de nitrato y, ocasionalmente, de nitrito. En el caso de los lactantes alimentados con biberón, el agua potable puede ser la principal fuente externa de exposición a los nitratos y nitritos.

³Como los nitratos y nitritos son sustancias químicas que generan preocupación significativa en algunas aguas naturales, la hoja de información química sobre los nitratos y nitritos se ha ampliado.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|--|--|
| Valor de referencia ⁴ | <p><i>Nitrato</i>: 50 mg/l como ion nitrato para proteger contra la metahemoglobinemia y los efectos en la tiroides a la subpoblación más sensible, los lactantes alimentados con biberón y, consecuentemente, a otros subgrupos de la población</p> <hr/> <p><i>Nitrito</i>: 3 mg/L como ion nitrito para proteger contra la metahemoglobinemia inducida por nitrito tanto de fuentes endógenas como exógenas a los lactantes alimentados con biberón, la subpoblación más sensible, y, consecuentemente, a otros subgrupos de la población</p> <hr/> <p><i>Combinación del nitrato más nitrito</i>: La suma de los cocientes de las concentraciones de nitrito y nitrato respecto a su valor de referencia no debe ser mayor de 1</p> |
| Ocurrencia | <p>Los niveles de nitrato cambian significativamente, pero los niveles en el agua de pozo suelen ser más altos que los de las aguas superficiales y, a menos que esté fuertemente influenciada por el agua superficial, tiene menos probabilidades de variar. Las concentraciones a menudo se aproximan o superan los 50 mg/L donde hay fuentes importantes de contaminación. Los niveles de nitrito generalmente son más bajos, menos de unos pocos miligramos por litro</p> |
| Base para el cálculo del valor de referencia | <p><i>Nitrato (lactantes alimentados con biberón)</i>: En estudios epidemiológicos, no se notificaron efectos adversos para la salud (metahemoglobinemia o efectos tiroideos) en los lactantes de zonas donde el agua potable contenía consistentemente nitrato en concentraciones inferiores a 50 mg/L</p> <hr/> <p><i>Nitrito (lactantes alimentados con biberón)</i>: Basado en: 1) ninguna incidencia de metahemoglobinemia por concentraciones de nitratos inferiores a 50 mg/L (como ion nitrato) en el agua potable para lactantes menores de 6 meses de edad alimentados con biberón (suponiendo un peso corporal de 2 kg); 2) conversión de 50 mg/L de nitrato a la correspondiente concentración molar de nitrito; 3) multiplicación por un factor de 0.1 para tomar en cuenta la tasa de conversión estimada de nitrato a nitrito en lactantes, en quienes el nitrito se forma endógenamente a partir de nitrato a una tasa de 5-10%, y 4) multiplicación por un factor de asignación de la fuente de agua potable del 100% o 1, ya que la exposición primaria al nitrito del lactante alimentado con biberón es mediante el consumo de fórmula reconstituida con agua potable que contiene nitrato o nitrito. Como el valor de referencia se basa en el subgrupo más sensible de la población (lactantes de menos de 6 meses de edad alimentados con biberón), no se considera necesaria la aplicación de un factor de incertidumbre</p> <hr/> <p><i>Nitrato combinado más nitrito</i>: Para tomar en cuenta la posibilidad de la ocurrencia simultánea de nitrato y nitrito en agua potable</p> |
| Límite de detección | <p>LDM de 0.009 mg/L como ion nitrato y 0.013 mg/L como ion nitrito por CI; LDM de 0.04-4,4 mg/L como ion nitrato mediante reducción automatizada del cadmio con colorimetría (recomendado para el análisis de nitrato en concentraciones inferiores a 0.4 mg/L)</p> |

⁴ Factores de conversión: 1 mg/L como nitrato = 0.226 mg/L como nitrato-nitrógeno; 1 mg/L como nitrito = 0.304 mg/L como nitrito-nitrógeno.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|--------------------------|--|
| Eficacia del tratamiento | <p><i>Nitrato</i>: Las tecnologías eficaces de tratamiento central involucran la eliminación físico/química y biológica del nitrato e incluyen el intercambio iónico, la ósmosis inversa, la desnitrificación biológica y la electrodialisis, capaces de eliminar más del 80% del nitrato en el agua para conseguir concentraciones de nitrato tan bajas como 13 mg/L; los tratamientos convencionales (coagulación, sedimentación, filtración y cloración) no son eficaces</p> <p><i>Nitrito</i>: El tratamiento se centra generalmente en el nitrato, porque el nitrito se convierte fácilmente al nitrato por muchos desinfectantes</p> |
| Comentarios adicionales | <p>Los valores de referencia tanto para el nitrato como para el nitrito se basan en efectos de corto plazo; sin embargo, también se consideran protectores contra cualquier posible efecto de largo plazo</p> <p>La metahemoglobinemia se complica por la presencia de contaminación microbiana y posterior infección gastrointestinal, lo que puede aumentar significativamente el riesgo para los lactantes alimentados con biberón. Por lo tanto, las autoridades deben vigilar que el agua que se va a usar para los lactantes alimentados con biberón sea microbiológicamente segura cuando el nitrato está presente en concentraciones cercanas o superiores al valor de la guía. Es particularmente importante asegurar que estos lactantes no presenten síntomas de infección gastrointestinal (diarrea). Además, como el hervor excesivo del agua para garantizar la seguridad microbiológica puede concentrar los niveles de nitrato en el agua, se debe tener cuidado de asegurar que el agua se caliente solo hasta que alcance el punto de ebullición. En situaciones extremas, se pueden usar fuentes alternativas de agua (por ej., agua embotellada)</p> <p>El nitrito es relativamente inestable y se puede oxidar rápidamente a nitrato. El nitrito puede estar presente en el sistema de distribución en concentraciones más altas cuando se usa cloramina, pero la ocurrencia es casi siempre intermitente. Por lo tanto, la metahemoglobinemia es la consideración más importante y el valor de referencia calculado para proteger contra la metahemoglobinemia sería el más apropiado en estas circunstancias, incluido cualquier nitrato que también pueda estar presente</p> <p>Todos los sistemas de agua que aplican cloramina deben monitorear de cerca y regularmente sus sistemas para verificar los niveles de desinfectantes, la calidad microbiológica y los niveles de nitritos. Si se detecta la nitrificación (es decir, la disminución del residual desinfectante e incremento de los niveles de nitrito), se pueden tomar medidas para modificar la secuencia del tratamiento o la química del agua con el fin de minimizar la formación de nitrito. Nunca se debe comprometer la eficacia de la desinfección. Pueden producirse niveles excesivamente altos en suministros pequeños; cuando esto se sospeche mediante la evaluación del riesgo, se deberán efectuar las pruebas necesarias</p> |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | <p>Health Canada (2013). <i>Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Nitrate and nitrite</i></p> <p>WHO (2016). <i>Nitrate and nitrite in drinking-water</i></p> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

La absorción del nitrato ingerido a través de las verduras, carne o agua es rápida y superior al 90%; la excreción final ocurre por la orina. En los seres humanos, alrededor del 25% del nitrato ingerido se recircula en la saliva y cerca del 20% se convierte en nitrito por la acción de las bacterias de la boca. También hay formación endógena de nitratos a partir del óxido nítrico y la descomposición de las proteínas como parte del metabolismo normal. En los adultos sanos normales, esta síntesis endógena produce la excreción de cerca de 62 mg del ion nitrato por día en la orina. La formación endógena de nitrato o nitrito puede aumentar significativamente en presencia de infecciones, especialmente las infecciones gastrointestinales. Cuando la ingesta de nitrato es baja, la formación endógena puede ser la principal fuente de nitrato en el cuerpo. El metabolismo de los nitratos es diferente en humanos y ratas, ya que las ratas no pueden secretar activamente nitrato en su saliva.

El nitrato probablemente tiene un papel en la protección del tracto gastrointestinal contra una variedad de patógenos gastrointestinales, ya que el óxido nítrico y el nitrito acidificado tienen propiedades antibacterianas. Puede tener otras funciones fisiológicas beneficiosas. Por lo tanto, puede haber un beneficio de la absorción de nitratos exógenos, por lo que es necesario equilibrar los riesgos potenciales con los beneficios potenciales.

La reducción bacteriana significativa de nitrato a nitrito normalmente no tiene lugar en el estómago, excepto en individuos con baja acidez gástrica o con infecciones gastrointestinales. Estos pueden incluir a individuos que usan antiácidos, especialmente los que bloquean la secreción ácida. En los seres humanos, la metahemoglobinemia es una consecuencia de la reacción del nitrito con la hemoglobina de los glóbulos rojos para formar metahemoglobina, que se une al oxígeno estrechamente y no lo libera, bloqueando así el transporte de oxígeno. Aunque la mayoría del nitrito absorbido se oxida a nitrato en la sangre, el nitrito residual puede reaccionar con la hemoglobina. Los altos niveles de formación de metahemoglobina (> 10%) en los lactantes pueden dar lugar a la cianosis, conocida como el síndrome del bebé azul. Aunque la metahemoglobinemia clínicamente significativa puede ocurrir como resultado del consumo de nitrato extremadamente alto en adultos y niños, la situación más usual es su ocurrencia en lactantes alimentados con biberón. Esto se consideró principalmente como una consecuencia de los altos niveles de nitrato en el agua, aunque ha habido casos de metahemoglobinemia en lactantes destetados, asociada con la alta ingesta de nitrato a través de las verduras. Los lactantes alimentados con biberón se consideran en mayor riesgo porque la ingesta de agua en relación con el peso corporal es alta y, en los lactantes, el desarrollo de enzimas de reparación es limitado. En estudios epidemiológicos clínicos de metahemoglobinemia y en el incremento subclínico de los niveles de metahemoglobina asociados al nitrato en el agua potable, el 97% de los casos ocurrieron con concentraciones superiores a 44.3 mg/L, con síntomas clínicos asociados a concentraciones más altas. Los individuos afectados fueron casi exclusivamente menores de 3 meses de edad.

Aunque el nitrato del agua potable puede ser un importante factor de riesgo para la metahemoglobinemia en los lactantes alimentados con biberón, existe evidencia convincente de que el riesgo de metahemoglobinemia se incrementa principalmente en presencia de infecciones gastrointestinales simultáneas que aumentan la

formación de nitrito endógeno, así como la reducción del nitrato a nitrito y también incrementan la ingesta de agua para combatir la deshidratación. Se han descrito casos en los que la infección gastrointestinal parece haber sido la causa principal de la metahemoglobinemia. La mayoría de los casos de metahemoglobinemia descritos en la literatura están asociados con pozos privados contaminados (predominantemente cuando el agua potable es anaerobia), que también tienen una alta probabilidad de contaminación microbiana, lo cual no debería ocurrir si se desinfectan adecuadamente.

Si bien numerosos estudios epidemiológicos han investigado la relación entre la exposición a nitrato o nitrito en el agua potable y la ocurrencia de cáncer, el peso de la evidencia no apoya la asociación entre el cáncer y la exposición a nitrato o nitrito per se. El nitrito puede reaccionar con compuestos nitrosables, principalmente aminas secundarias, en el cuerpo para formar compuestos N-nitroso. Algunos de ellos se consideran carcinógenos para los seres humanos, mientras que otros, como la N-nitrosoprolina, no lo son. Se han realizado diversos estudios sobre la formación de compuestos N-nitroso en relación con la ingesta de nitratos en los seres humanos, pero hay una gran variación en la ingesta de compuestos nitrosables y en la fisiología gástrica. Se han encontrado niveles medios más altos de compuestos N-nitroso, junto con altos niveles de nitrato, en el jugo gástrico de individuos que son aclorhídricos (es decir, los que tienen niveles muy bajos de ácido clorhídrico en el estómago). Sin embargo, otros estudios no han sido concluyentes y parece que no existe una relación clara entre el nitrato del agua potable comparado con la ingesta total de nitrato respecto a la formación de compuestos N-nitroso. El consumo moderado de una serie de componentes antioxidantes dietéticos, como el ácido ascórbico y el té verde, parece reducir la formación de N-nitrosamina endógena.

Se ha llevado a cabo un número significativo de estudios epidemiológicos sobre la asociación de la ingesta de nitratos con cánceres principalmente gástricos. Aunque los datos epidemiológicos se consideran insuficientes para derivar conclusiones definitivas para todos los cánceres, no hay evidencia convincente de una asociación causal con ninguna localización del cáncer. El peso de la evidencia indica que es improbable que haya una asociación causal entre el cáncer gástrico y el nitrato en el agua potable. Esto es consistente con la conclusión del CIIC de que ingerir nitrato o nitrito en condiciones que dan lugar a la nitrosación endógena es probablemente carcinógeno para los seres humanos (Grupo 2A), pero no el nitrato solo.

Se ha sugerido que el nitrato en el agua potable podría estar asociado con malformaciones congénitas, pero el peso general de la evidencia no apoya esto.

El nitrato parece inhibir competitivamente la absorción de yodo, con el potencial efecto adverso en la tiroides. La evidencia actual también sugiere que la exposición al nitrato en el agua potable puede alterar la función de la glándula tiroides humana mediante la inhibición competitiva de la absorción de yoduro tiroideo, lo que conduce a alteraciones de las concentraciones y funciones de la hormona tiroidea. Aunque los estudios encontraron que la exposición a concentraciones de nitratos por encima de 50 mg/L se asocia débilmente con la alteración de la función tiroidea, la evidencia es limitada, conflictiva y basada en estudios con importantes limitaciones metodológicas. Los datos sobre el modo de acción sugieren que las mujeres embarazadas y los lactantes son las poblaciones más sensibles, debido principalmente a la importancia

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

de las hormonas tiroideas suficientes para el desarrollo neuronal normal del feto y del lactante, pero también debido al incremento del recambio de la hormona tiroidea y a las bajas reservas en el feto y en los primeros meses de vida.

Se ha sugerido una asociación entre el nitrato en el agua potable y la incidencia de diabetes mellitus infantil. Sin embargo, los estudios posteriores no han encontrado una relación significativa y no se ha identificado ningún mecanismo.

En algunos estudios sobre ratas tratadas con altas dosis de nitrito, se observó una hipertrofia relacionada con la dosis de la zona glomerulosa de la suprarrenal; una cepa de ratas parecía ser más sensible que otras. Sin embargo, se consideró que esta hiperplasia mínima se debía a la adaptación fisiológica a pequeñas fluctuaciones de la presión sanguínea en respuesta a altas dosis de nitrito.

El nitrato no es cancerígeno en animales de laboratorio. El nitrito se ha estudiado con frecuencia y ha habido sugerencias de actividad carcinogénica, pero solo con dosis muy altas. Los estudios de largo plazo más recientes han mostrado solamente evidencia equívoca de carcinogenicidad en la parte anterior del estómago de ratones hembra, pero no en ratas o ratones machos. Dada la falta de pruebas de genotoxicidad, esto llevó a la conclusión de que el nitrito de sodio no era carcinógeno en ratones y ratas. Además, como los seres humanos no poseen la parte anterior del estómago y las dosis eran altas, la importancia de estos datos para los seres humanos es muy dudosa.

El valor de referencia de 50 mg/L para el nitrato, como ion nitrato, se basa en la ausencia de efectos en la salud (metahemoglobinemia y efectos tiroideos) en los estudios epidemiológicos y en la protección a los lactantes alimentados con biberón y, en consecuencia, a otros grupos de la población. La metahemoglobinemia se complica por la presencia de contaminación microbiana y posterior infección gastrointestinal, lo que puede aumentar el riesgo para este grupo de manera significativa. Por lo tanto, las autoridades deben vigilar que el agua que se va a utilizar para los lactantes alimentados con biberón sea microbiológicamente segura cuando el nitrato esté presente en concentraciones cercanas al valor de la guía. Es especialmente importante asegurar que estos lactantes no presenten síntomas de infección gastrointestinal significativa (diarrea). Además, como el hervor excesivo del agua para garantizar la seguridad microbiológica puede concentrar los niveles de nitrato en el agua, se debe tener cuidado de asegurar que el agua se caliente solo hasta que alcance el punto de ebullición. En situaciones extremas, se pueden usar fuentes alternativas de agua (por ej., agua embotellada).

La guía para el nitrito de 3 mg/L, como ion nitrito, se basa en: 1) ninguna incidencia de metahemoglobinemia por concentraciones de nitratos inferiores a 50 mg/L en el agua potable para lactantes menores de 6 meses de edad alimentados con biberón (suponiendo un peso corporal de 2 kg); 2) conversión de 50 mg/L de nitrato a la correspondiente concentración molar de nitrito; 3) multiplicación por un factor de 0.1 para tomar en cuenta la tasa de conversión estimada de nitrato a nitrito en lactantes, en quienes el nitrito se forma endógenamente a partir de nitrato a una tasa de 5-10%, y 4) multiplicación por un factor de asignación de la fuente de agua potable del 100% o 1, ya que la exposición primaria al nitrito del lactante alimentado con biberón es mediante el consumo de fórmula reconstituida con agua potable que contiene nitrato o nitrito. Como el valor de referencia se basa en el subgrupo más sensible de la población

(lactantes de menos de 6 meses de edad alimentados con biberón), no se considera necesaria la aplicación de un factor de incertidumbre.

Debido a la posibilidad de ocurrencia simultánea de nitrato y nitrito en el agua potable, la suma de las relaciones de la concentración (C) de cada uno respecto a su valor de referencia (GV) no debe exceder de 1:

$$\frac{C_{\text{nitrato}}}{GV_{\text{nitrato}}} + \frac{C_{\text{nitrito}}}{GV_{\text{nitrito}}} \leq 1$$

Los valores de la guía se basan en efectos de corto plazo; sin embargo, también se consideran protectores contra los efectos de largo plazo.

Consideraciones prácticas

La manera más adecuada de controlar las concentraciones de nitratos, especialmente en las aguas subterráneas, es la prevención de la contaminación. Esto puede incluir la gestión adecuada de prácticas agrícolas (por ej., el manejo de fertilizantes, la aplicación de estiércol y el almacenamiento de estiércol animal) y prácticas de saneamiento (por ej., la ubicación cuidadosa de las letrinas de foso y fosas sépticas, y el control de infiltraciones del alcantarillado).

La metahemoglobinemia se ha asociado con más frecuencia a pozos privados. Es particularmente importante asegurar que los tanques sépticos y las letrinas no estén ubicados cerca de un pozo o donde se va a cavar un pozo y asegurar que el estiércol animal se mantenga a una distancia suficiente para asegurar que la escorrentía no ingrese al pozo o al suelo cerca del pozo. Resulta especialmente importante que el uso doméstico de estiércol y fertilizantes en parcelas pequeñas cerca de pozos sea manejado con cuidado para evitar la contaminación potencial. El pozo debe estar suficientemente protegido para evitar que el escurrimiento penetre en el pozo. Cuando existan concentraciones elevadas de nitrato o cuando la inspección del pozo indique que hay fuentes de nitrato cercanas que podrían estar causando contaminación, en particular cuando también hay indicios de que la calidad microbiológica puede ser deficiente, se deben tomar las medidas necesarias. Como se ha indicado anteriormente, el agua debe ser calentada solo hasta que el agua llegue a hervir o debe desinfectarse por medios apropiados antes del consumo. Cuando se dispone de suministros alternativos para los lactantes alimentados con biberón, estos se pueden utilizar y asegurar que sean microbiológicamente seguros. Se deben tomar medidas para proteger el pozo y asegurar que las fuentes de contaminación por nitratos y microbios sean eliminadas de las inmediaciones del pozo.

En las zonas donde los pozos domésticos son comunes, las autoridades sanitarias podrían tomar una serie de medidas para garantizar que la contaminación por nitratos no sea o no se convierta en un problema. Dichas medidas podrían incluir la orientación a las madres, especialmente a las embarazadas, y la provisión de información apropiada sobre la seguridad del agua, asistencia para la inspección visual de los pozos a fin de determinar si existe un problema, proporcionar instalaciones de ensayo donde se sospeche de un problema, proporcionar orientación sobre la desinfección del agua o, donde los niveles de nitrato sean particularmente altos, proveer agua embotellada de fuentes seguras u orientar dónde pueden obtener dicha agua.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Respecto al abastecimiento de agua por tubería, donde el nitrato está presente, el primer enfoque potencial para el tratamiento del suministro de agua potable, si la sustitución de la fuente no es factible, es diluir el agua contaminada con una fuente baja de nitratos. Cuando la mezcla no es factible, hay varias técnicas de tratamiento disponibles para el agua potable. La primera es la desinfección, que puede servir para oxidar el nitrito al nitrato menos tóxico, así como para minimizar la población bacteriana reductora patógena y no patógena en el agua. Los métodos de eliminación de nitratos incluyen el intercambio iónico, la desnitrificación biológica, la ósmosis inversa y la electrodiálisis. Sin embargo, existen desventajas asociadas con todos estos enfoques, incluidos el costo, la complejidad operativa y la necesidad de eliminar la resina, salmuera o el agua desechada. Los procesos convencionales de tratamiento de aguas municipales (coagulación, sedimentación, filtración y cloración) no son efectivos para la eliminación de nitratos, ya que el nitrato es inestable y el ion es altamente soluble con bajo potencial de coprecipitación y adsorción.

En los sistemas con una fuente de agua que contiene amoníaco natural o que agregan amoníaco para la cloraminación, el amoníaco libre que ingresa a la red de distribución puede ser uno de los factores causantes de la nitrificación y del potencial aumento de nitrato y nitrito en el sistema. Se debe tener cuidado con el uso de la cloramina para proporcionar un desinfectante residual en el sistema de distribución. Es importante gestionar esto para minimizar la formación de nitrito, ya sea en la red de distribución principal o en los sistemas de distribución de los edificios.

Nitrobenceno

El nitrobenceno se utiliza principalmente en la producción de anilina, pero también se usa como disolvente, como ingrediente de jabones y productos para lustrar metales, y en la síntesis de otros compuestos orgánicos, incluido el acetaminofen. El nitrobenceno puede ser liberado al agua durante estos procesos de producción.

Las concentraciones de nitrobenceno en muestras ambientales, como las de aguas superficiales, aguas subterráneas y aire, son generalmente bajas, excepto en áreas con contaminación industrial. Los datos limitados parecen indicar que el potencial de contaminación es mayor en las aguas subterráneas que en las aguas superficiales.

La población en general puede estar expuesta a concentraciones variables de nitrobenceno en el aire y, posiblemente, en el agua de consumo humano. Las poblaciones que viven cerca de plantas de refinación de petróleo es probable que tengan exposición significativa al nitrobenceno; las personas que viven en sitios abandonados de disposición de desechos peligrosos o en los alrededores también pueden tener una exposición más alta, debido a la posible contaminación del suelo y las aguas subterráneas y a la captación de nitrobenceno por las plantas.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | OMS (2009) <i>Nitrobenzene in drinking-water</i> |

El nitrobenzeno es tóxico para los seres humanos por inhalación y por exposición dérmica y oral. El principal efecto sistémico asociado a la exposición humana al nitrobenzeno es la metahemoglobinemia. Aunque algunos estudios recientes han reportado resultados positivos en las pruebas de mutagenicidad, no puede excluirse al nitrobenzeno de las sustancias químicas no genotóxicas. No hay estudios disponibles de administración oral de largo plazo. Tomando como base los estudios de inhalación, el CIIC concluyó que no había pruebas suficientes en humanos, pero sí había evidencia suficiente de carcinogenicidad del nitrobenzeno y nitrobenzeno en animales de experimentación, por lo que se le clasificó en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano).

Debido a que la presencia del nitrobenzeno en el agua de consumo humano en concentraciones superiores a los niveles traza es poco frecuente, no se considera necesario calcular un valor de referencia formal. Sin embargo, se pueden calcular valores basados en la salud para proporcionar orientación en caso de derrames y para las zonas industriales en donde haya una mayor concentración. Se han calculado dos valores basados en la salud con la limitada información disponible: uno para la exposición de corto plazo (30 µg/l) y otro para la exposición de largo plazo (8-63 µg/l, en función del criterio de evaluación y el abordaje utilizados). Cabe destacar que el cálculo del valor basado en la salud para la exposición de largo plazo incluye grandes incertidumbres, debido a la conversión métrica de la dosis de los estudios de inhalación y a la posibilidad de un aumento del metabolismo de la anilina en el tracto gastrointestinal.

Se debe enfatizar que el nitrobenzeno es un agente potente de la metahemoglobinemia en los seres humanos, lo que es de particular preocupación para los bebés alimentados con biberón. Actualmente, los datos no son suficientes para determinar un valor basado en la salud relacionado con este criterio de evaluación.

También hay que señalar que el rango del umbral de olor reportado para el nitrobenzeno en el agua es de 30 a 110 µg/l.

N-Nitrosodimetilamina

La N-nitrosodimetilamina, o NDMA, puede presentarse en el agua de consumo humano por degradación de la dimetilhidrazina (un componente del combustible para cohetes) y también puede provenir de otros procesos industriales. Así mismo, es un contaminante de ciertos plaguicidas. La NDMA ha sido identificada recientemente como un subproducto de la cloraminación (por la reacción de la monocloramina con la dimetilamina, un componente que siempre está presente con descargas de aguas residuales y, en cierta medida, de la cloración. La NDMA también se puede formar como un subproducto del intercambio aniónico en el tratamiento de agua.

| | |
|---------------------|--|
| Valor de referencia | 0.0001 mg/l (0.1 µg/l) |
| Presencia | Cuando se aplica la cloraminación, las muestras del sistema de distribución pueden tener niveles mucho más altos de NDMA que la muestra de agua de la planta de tratamiento; en el sistema de distribución se han medido niveles de hasta 0.16 µg/l, mientras las concentraciones en el agua de la planta de tratamiento generalmente son menores de 0.01 µg/l |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|---|
| Cálculo del valor de referencia | En un estudio del agua de consumo humano, en el que se aplicó un modelo multietapa y un criterio sensible de evaluación carcinogénica, se observaron cistoadenomas biliares hepáticos en ratas hembra |
| Límite de detección | 0.028 ng/l mediante GC con columna capilar e ionización química con MS en tándem; 0.4 ng/l mediante GC en columna capilar y MS de alta resolución; 0.7-1.6 ng/l mediante GC-MS y detección de amoniaco por ionización química positiva |
| Eficacia del tratamiento | El proceso más común para la eliminación de la NDMA es la irradiación UV. Se debería alcanzar una concentración por debajo de 0.005 µg/l mediante irradiación UV con la condición de que el agua no esté muy contaminada. La NDMA no se puede eliminar mediante arrastre con aire, adsorción con carbón activado, ósmosis inversa ni biodegradación |
| Observaciones adicionales | Los métodos posibles para reducir la formación de la NDMA durante la desinfección incluyen evitar el uso de la cloraminación, el uso de la cloración a punto de quiebre y la eliminación de amoniaco antes de la cloración |
| Fecha de la evaluación | 2006 |
| Referencia principal | IPCS (2002) <i>N-Nitrosodimethylamine</i> OMS (2008) <i>N-Nitrosodimethylamine in drinking-water</i> |

Hay pruebas concluyentes de que la NDMA es un potente cancerígeno en animales de experimentación a través de varias vías de exposición, incluida la ingestión de agua de consumo humano. La NDMA ha sido clasificada por el CIIC como probablemente cancerígeno para los seres humanos. El mecanismo por el cual la NDMA produce cáncer implica la biotransformación por las enzimas microsomales del hígado, lo que genera el ión metildiazonio. Este metabolito reactivo forma aductos de ADN y la evidencia señala a la O₆-metilguanina como el probable agente cancerígeno proximal. Debido a la clara evidencia de su carcinogenicidad, para emplear otros criterios de evaluación no se han realizado muchos estudios.

También hay pruebas amplias de que la NDMA es genotóxica tanto in vivo como in vitro. Se requiere la activación de la fracción microsomal S9 del hígado para que haya un resultado positivo in vitro. La reciente observación de que la fracción S9 en humanos es mucho más activa en la promoción de genotoxicidad en la prueba de Ames que la fracción S9 en ratas sugiere que los seres humanos pueden ser especialmente sensibles a la carcinogenicidad de la NDMA.

Aunque ha habido varios estudios de casos y controles y un estudio de cohorte sobre la NDMA en seres humanos, ninguno de ellos se pudo utilizar para calcular el riesgo cuantitativo de cáncer. Los resultados apoyan la hipótesis de que el consumo de NDMA se asocia positivamente al cáncer gástrico o colorrectal. Sin embargo, ninguno de los estudios se centró en el agua de consumo humano como vía de exposición; más bien, utilizaron estimaciones de la ingesta diaria total de la NDMA.

Paratión

El paratión O,O-dietil-O-p-nitrofenil fosforotionato (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 56-38-2) es un insecticida no sistémico que se emplea en muchos países. Se usa como fumigante y acaricida y en el 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 libera al ambiente se adsorberá fuertemente en la capa superior del suelo y no es probable que se lixivie 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 ni del agua. La principal fuente de exposición al paratión son los residuos de esta sustancia en los alimentos.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua potable están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1996) <i>Pesticide residues in food—1995 evaluations</i> OMS (2003) <i>Parathion in drinking-water</i> |

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 la salud para el paratión de 10 µg/l a partir de una IDA de 0.004 mg/kg de peso corporal basada en un NOAEL de 0.4 mg/kg de peso corporal por día obtenido 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 la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecífica. No se consideraron relevantes los NOAEL más bajos obtenidos en animales, basados únicamente en la inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocítica o cerebral, puesto que se disponía de un NOAEL correspondiente a la inhibición de la acetilcolinesterasa eritrocítica en el ser humano, de 0.1 mg/kg de peso corporal por día.

La ingesta de paratión de todas las fuentes suele ser baja y muy inferior al límite superior de la IDA. Dado que el valor de referencia basado en la salud es mucho mayor que las concentraciones de paratión que es probable encontrar en el agua de consumo humano, no es probable que su presencia en el agua de consumo humano en condiciones habituales represente un peligro para la salud de las personas. Por este motivo, no se juzga necesario establecer un valor de referencia formal para el paratión.

Pendimetalina

La pendimetalina N-(1-etilpropil)-2,6-dinitro-3,4-xilideno (número del Chemical Abstracts Service [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 lixiviación 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 (20 µg/l) |
| Presencia | Rara vez se ha detectado en el agua de consumo humano en los pocos estudios disponibles |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| 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 de largo plazo en ratas, con un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por el uso de un LOAEL en lugar de un NOAEL y por las limitaciones de la base de datos) |
| Límite de detección | 0.01 µg/l mediante GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Pendimethalin in drinking-water</i> |

En un estudio de corto plazo de alimentación de ratas con esta sustancia, los resultados mostraron que con la dosis más alta se se presentó diversos indicios de hepatotoxicidad y de aumento del peso de los riñones en los machos. En un estudio de alimentación de largo plazo se observaron algunos efectos tóxicos (hiperglucemia en ratones y hepatotoxicidad en ratas), incluso con la dosis más baja. Teniendo en cuenta los datos disponibles, la pendimetalina no parece tener una actividad mutagénica significativa. Diversos estudios de largo plazo en ratones y ratas no han proporcionado pruebas sobre su capacidad cancerígena, aunque estos estudios tenían limitaciones metodológicas importantes.

Pentaclorofenol

El pentaclorofenol (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 87-86-5), o PCF, 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 humano con clorofenol o de exposición al PCF por el tratamiento de casas de madera con esta sustancia.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.009 mg/l (9 µg/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 |
| Cálculo del valor de referencia | Se aplicó un modelo multietapa a la incidencia de tumores en un bioensayo del NTP 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 solo es un metabolito menor en los humanos |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------|---|
| Límite de detección | 0.005–0.01 µg/l mediante GC con ECD |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería 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 |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Pentachlorophenol in drinking-water</i> |

El CIIC clasificó el PCF en el Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano), debido a 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.

Perclorato

El perclorato es un anión natural que se detecta frecuentemente en el medio ambiente. Se utiliza principalmente como un oxidante para combustibles sólidos de cohetes, bolsas de aire para automóviles, fuegos artificiales y bengalas de carretera. El perclorato se encuentra en el agua debido a la contaminación de la fabricación o uso del perclorato, a los depósitos naturales de perclorato, al uso de fertilizantes que contienen depósitos naturales de perclorato y a la formación natural de perclorato en la atmósfera y su deposición durante eventos de lluvia o nieve. También se forma en soluciones de hipoclorito en grados variables, dependiendo de la concentración del hipoclorito, tiempo y condiciones de su almacenamiento.

| | |
|---------------------|--|
| Valor de referencia | 0.07 mg/l (70 µg/l) |
| Ocurrencia | Generalmente se encuentra en el agua potable en concentraciones inferiores a 10 µg/L, aunque se han medido concentraciones superiores a 40 µg/L |
| IDTPM | 0.01 mg/kg de pc, basado en un BMDL ₅₀ de 0.11 mg/kg de pc por día para la inhibición del 50% de la absorción de yoduro, derivada de un estudio clínico humano con voluntarios adultos sanos que recibieron perclorato en el agua potable, en el que se utilizó un factor de incertidumbre de 10 para tener en cuenta las diferencias interindividuales |
| Límite de detección | 20-50 ng/L (límites de reporte del método) por LC-MS; 4 µg/L (límite de reporte del método) por CI con detección de conductividad suprimida |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Eficacia del tratamiento | El anión del perclorato es altamente estable en el agua y es difícil de eliminar mediante las tecnologías convencionales del tratamiento de agua. Las tecnologías de tratamiento que han demostrado eliminar eficazmente el perclorato del agua incluyen la nanofiltración y la ósmosis inversa con membranas, la biodegradación anaerobia y el intercambio iónico |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 20% de la IDTPM sin redondear (0.011 mg/kg de pc) |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | EFSA (2014). <i>Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables</i> FAO/WHO (2011). <i>Safety evaluation of certain contaminants in food</i> WHO (2016). <i>Perchlorate in drinking-water</i> |

El efecto primario del perclorato es su capacidad para inhibir competitivamente la absorción de yoduro por la glándula tiroidea. La inhibición de la absorción de yoduro debido al perclorato reduce la cantidad de yodo disponible para la síntesis de las hormonas tiroideas. La reducción sostenida de la absorción de yodo por la tiroides puede dar lugar al hipotiroidismo, que tiene implicaciones adversas en el desarrollo estructural y funcional del cerebro en el feto, lactante y niño, y para el metabolismo y el funcionamiento de los sistemas cardiovascular, gastrointestinal, esquelético, neuromuscular y reproductivo de los adultos. Como la rata no es un buen modelo para los seres humanos respecto a las sustancias que se sabe que afectan a la tiroides y que tienen un modo de acción que implica la inhibición de la absorción de yoduro, el valor de la guía se derivó de estudios en humanos.

pH

No se propone ningún valor de referencia basado en la salud para el pH. Aunque el pH no suele afectar directamente a los consumidores, es uno de los parámetros operacionales más importantes de la calidad del agua (ver el capítulo 10).

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Es un parámetro operativo importante de la calidad del agua |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2007) <i>pH in drinking-water</i> |

Plata

La plata está presente de manera natural, principalmente en la forma de sus óxidos, sulfuros y algunas sales muy insolubles e inmóviles. Se ha detectado ocasionalmente en aguas subterráneas y superficiales y en el agua de consumo humano en concentraciones

mayores de 5 µg/l. Las concentraciones en el agua de consumo humano tratada con plata para su desinfección pueden superar los 50 µg/l. Las estimaciones recientes sitúan la ingesta diaria en unos 7 µg por persona.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Silver in drinking-water</i> |

Solo se absorbe un pequeño porcentaje de plata. Las tasas de retención en personas y en 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 un NOAEL por la vía oral para la argiria en personas correspondiente a una ingesta total a lo largo de la vida de 10 g de plata, de acuerdo con notificaciones de casos en personas y experimentos de largo plazo en animales.

Las concentraciones bajas de plata en el agua de consumo humano, generalmente inferiores a 5 µg/l, no afectan la salud de las personas en lo relativo a la argiria. En contraste, hay situaciones especiales en las que se utilizan sales de plata para mantener la calidad bacteriológica del agua de consumo humano. 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 del NOAEL de 10 g para las personas), sin riesgo para la salud.

No hay datos suficientes para calcular un valor de referencia basado en la salud para la plata en el agua de consumo humano.

Plomo

El plomo se utiliza principalmente en la producción de baterías de plomo ácido, en la soldadura y en aleaciones. Los compuestos orgánicos tetraetilo y tetrametilo también se han utilizado ampliamente como agentes anticongelantes y lubricantes en la gasolina, aunque su uso para estos fines se ha sido eliminado ampliamente en muchos países. Debido a la disminución del uso de aditivos que contienen plomo en la gasolina y de soldaduras que contienen plomo en la industria alimentaria, las concentraciones en el aire y los alimentos están disminuyendo; en la mayoría de los países, los niveles de plomo en la sangre también están disminuyendo a menos que haya fuentes específicas, tales como el polvo de pintura con plomo o el reciclaje ocupacional o doméstico de materiales que contienen plomo. El plomo rara vez está presente en el agua del grifo como resultado de su disolución de fuentes naturales; su presencia se debe principalmente a los efectos del agua corrosiva en sistemas domiciliarios que usan tuberías, soldaduras o accesorios que contienen plomo (incluidos accesorios con aleaciones que tienen alto contenido de plomo) o en las conexiones de servicio a los hogares. La cantidad de plomo disuelto en el sistema de plomería depende de varios factores, incluidos el pH, la temperatura, la alcalinidad, la extensión de las tuberías y

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

el tiempo de permanencia del agua; las aguas blandas y ácidas son las que disuelven más plomo. Los residuos de cloro libre en el agua potable tienden a formar depósitos que contienen plomo más insoluble, mientras que los residuos de cloramina pueden formar depósitos más solubles en la tubería de plomo. En consecuencia, puede haber cambios significativos en la calidad del agua de un suministro, como resultado, por ej., de cambios en el tratamiento o cambios en la fuente, que dan lugar a cambios en la solubilidad del plomo o de los depósitos de plomo, o ambos.

| | |
|--|--|
| Valor de referencia provisional | 0.01 mg/L (10 µg/L) El valor de referencia se designa como provisional sobre la base de la eficacia del tratamiento y la capacidad analítica. Como ya no se trata de un valor de referencia basado en la salud, las concentraciones deben mantenerse tan bajas como sea razonablemente práctico. No se deben incorporar nuevas fuentes de plomo, tales como conexiones de servicio y soldaduras de plomo, y en las reparaciones y nuevas instalaciones se deben usar accesorios con aleaciones que tengan bajo contenido de plomo |
| Ocurrencia | Las concentraciones en el agua potable generalmente son inferiores a 5 µg/L, aunque se han medido concentraciones mucho más altas (por encima de 100 µg/L) cuando hay conexiones de servicio o accesorios de plomo. La fuente primaria de plomo proviene de las conexiones de servicio y fontanería en edificios; por lo tanto, el plomo debe medirse en el grifo. Las concentraciones de plomo también pueden variar de acuerdo con el período en que el agua haya estado en contacto con materiales que contienen plomo. |
| Base para el establecimiento del valor de referencia | El valor de referencia se basó previamente en la ISTP del JECFA, que desde entonces se ha retirado, y no se ha establecido ninguna ISTP nueva, debido a que parece no existir un umbral para los efectos clave del plomo. Sin embargo, se han realizado esfuerzos sustanciales para reducir la exposición al plomo de una serie de fuentes, incluido el agua potable. El valor de referencia se mantiene en 10 µg/L, pero se designa como provisional tomando en cuenta la eficacia del tratamiento y la capacidad analítica, porque es extremadamente difícil conseguir una concentración inferior a esta por acondicionamiento central, tal como la dosificación con fosfato |
| Límite de detección | 1 µg/L por AAS; límite de cuantificación práctico en la región de 1-10 µg/L |
| Eficacia del tratamiento | No es un contaminante del agua cruda; no se le aplica tratamiento |
| Comentarios adicionales | Se considera que los lactantes y los niños son los subgrupos más sensibles de la población El plomo es excepcional comparado con otros peligros químicos, ya que la mayor parte del plomo en el agua potable proviene de conexiones y tuberías de plomo en edificios, y el remedio consiste principalmente en retirar esas conexiones de servicio, plomería y accesorios que contienen plomo. Esto requiere mucho tiempo y dinero, y se reconoce que el agua no cumplirá el valor de referencia inmediatamente. Mientras tanto, deberán aplicarse todas las demás medidas prácticas para reducir la exposición total al plomo, incluido el control de la corrosión. En las nuevas instalaciones o reparaciones, deben utilizarse conexiones de servicio sin plomo y soldadura y accesorios con aleación que tengan bajo contenido de plomo para evitar la introducción de contaminación |

| | |
|------------------------|--|
| | El protocolo de muestreo adoptado – es decir, primer sorteo, muestreo al azar durante el día o enjuagado – dependerá del objetivo de la toma de muestras. Cuando es necesario verificar que no se hayan instalado soldaduras o conexiones con alto contenido de plomo en sistemas nuevos o reparados, el enfoque utilizado es tomar una muestra del peor caso que refleje un período extendido de estancamiento, para maximizar la probabilidad de identificar la presencia de plomo |
| Fecha de la evaluación | 2016 |
| Referencia principal | FAO/WHO (2011) <i>Evaluation of certain food additives and contaminants</i> WHO (2011, revised 2016) <i>Lead in drinking-water</i> |

La exposición al plomo se asocia con una amplia gama de efectos, incluidos varios efectos del desarrollo neuronal, mortalidad (principalmente debido a enfermedades cardiovasculares), deterioro de la función renal, hipertensión, deficiencia de la fertilidad y resultados adversos en el embarazo. El deterioro del desarrollo neurológico en los niños generalmente se asocia con concentraciones más bajas de plomo en la sangre que los otros efectos; el peso de la evidencia es mayor para los efectos del desarrollo neurológico que para los otros efectos sobre la salud y los resultados entre los estudios son más consistentes que los referidos a otros efectos. En los adultos, el efecto adverso asociado con las concentraciones más bajas de plomo en la sangre para las cuales el peso de la evidencia es mayor y más consistente es el aumento de la presión arterial sistólica. El JECFA concluyó que los efectos sobre el desarrollo neuronal y la presión arterial sistólica proporcionaron las bases apropiadas para los análisis de dosis-respuesta.

Sobre la base de los análisis de dosis-respuesta, el JECFA estimó que la ISTP previamente establecida de 25 µg/kg de peso corporal se asocia con una disminución de al menos 3 puntos del cociente de inteligencia (CI) en niños y un aumento en la presión arterial sistólica de aproximadamente 3 MmHg (0.4 kPa) en adultos. Estos cambios son importantes cuando se ven como un cambio en la distribución del CI o de la presión arterial en una población. Por lo tanto, el JECFA concluyó que la ISTP ya no podía considerarse protectora de la salud, y fue retirada.

Debido a que los análisis de dosis-respuesta no proporcionan ninguna indicación de un umbral para los efectos clave del plomo, el JECFA llegó a la conclusión de que no era posible establecer una nueva ISTP que se considerara protectora de la salud. El JECFA reafirmó que debido a los efectos en el desarrollo neurológico, los fetos, los lactantes y los niños son los subgrupos más sensibles al plomo.

Debe reconocerse que el plomo es excepcional comparado con otros peligros químicos, ya que la mayor parte del plomo en el agua potable proviene de conexiones y tuberías de plomo en edificios, y la solución consiste principalmente en retirar esas conexiones de servicio, plomería y accesorios que contienen plomo, lo que requiere mucho tiempo y dinero. Por lo tanto, se enfatiza la necesidad de poner en práctica todas las otras medidas para reducir la exposición total al plomo, incluido el control de la corrosión. En ningún sistema se deberán introducir nuevas fuentes de plomo, como conexiones de servicio y soldaduras con plomo, y en las reparaciones o nuevas instalaciones deben utilizarse accesorios que tengan aleación con bajo contenido de plomo.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

En términos de monitoreo, si el objetivo del monitoreo es identificar la presencia de plomo en la plomería interna de un edificio, entonces la muestra se debe tomar en el grifo. Los protocolos de muestreo también dependen del objetivo de la toma de muestras. Las primeras muestras suelen tener las concentraciones más altas de plomo, pero esto puede no reflejar el uso normal si el mismo sistema proporciona agua para la descarga del inodoro, etc. Las muestras enjuagadas, por el contrario, dan valores consistentes pero reflejan el tiempo mínimo de contacto entre el agua y el material que contiene plomo. Las muestras al azar diurnas, aunque reflejan muy bien el agua que bebe el consumidor, dan niveles más variables; por lo tanto, es necesario recoger más muestras para determinar el nivel medio de exposición. Cuando es necesario verificar que no se hayan instalado conexiones de servicio con plomo, soldaduras de plomo o accesorios con alto contenido de plomo en sistemas nuevos o reparados, el enfoque utilizado es tomar una muestra del peor caso que refleje un período prolongado de estancamiento y maximizar la posibilidad de identificar la presencia de plomo. El estancamiento extendido con volumen secuencial también se puede usar para identificar fuentes o ubicaciones de plomo con fines de investigación.

Potasio

El potasio es un elemento esencial en los seres humanos y rara vez, o nunca, se encuentra en el agua de consumo humano en niveles que podrían representar una preocupación para los seres humanos sanos. El requerimiento diario recomendado es mayor de 3000 mg. El potasio está presente ampliamente en el ambiente, incluidas todas las aguas naturales. También puede estar presente en el agua de consumo humano como consecuencia de la utilización de permanganato de potasio como oxidante en el tratamiento del agua. En algunos países, el cloruro de potasio se utiliza en el intercambio iónico para el ablandamiento del agua domiciliar en lugar del cloruro de sodio, o mezclado con cloruro de sodio, por lo que los iones de potasio podrían intercambiarse con los iones de calcio y magnesio. Se ha sugerido el posible reemplazo o sustitución parcial de las sales de sodio con sales de potasio para el acondicionamiento del agua desalinizada. Esto parece ser poco probable en esta etapa, dada la diferencia del costo.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Sus concentraciones en el agua de consumo humano están muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | OMS (2009) <i>Potassium in drinking-water</i> |

Actualmente, no hay prueba de que los niveles de potasio en el agua de consumo humano tratada, incluso el agua tratada con permanganato de potasio, suponga un riesgo para la salud de los consumidores. No se considera necesario establecer un valor de referencia basado en la salud para el potasio en el agua de consumo humano.

Aunque el potasio podría causar algunos efectos en la salud de personas susceptibles, la ingesta de potasio del agua de consumo humano está muy por debajo del nivel que podría ocasionar efectos adversos en la salud. Las preocupaciones de salud podrían estar relacionadas con el consumo de agua de consumo humano tratada

a base de potasio (principalmente del cloruro de potasio para la regeneración de los ablandadores de agua por intercambio iónico), que afecta solo a las personas en grupos de alto riesgo (es decir, aquellos con disfunción renal u otras enfermedades, como enfermedades del corazón, enfermedad de la arteria coronaria, la hipertensión, la diabetes, la insuficiencia suprarrenal, hiperpotasemia preexistente; las personas que toman medicamentos que interfieren con las funciones normales que dependen del potasio en el cuerpo, y las personas mayores o los lactantes). Se recomienda que los individuos susceptibles acudan a un médico para determinar si deben evitar el consumo de agua (para beber o cocinar) tratada con ablandadores de agua que contienen cloruro de potasio.

Cuando los médicos aconsejan a las personas de alto riesgo que eviten la ingesta de agua con alto contenido de potasio, la estrategia recomendada es limitar la adición de potasio al agua que se ingiere o evitar la ingestión de dichas aguas. Esto se puede hacer mediante la derivación de una proporción de agua que no contenga el ablandador; este abordaje se recomienda en varios países. Aunque hay tecnologías disponibles para eliminar el potasio, estas son generalmente más costosas y redundantes cuando se combina con el ablandamiento del agua.

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 crudo mediante destilación y fraccionamiento. Comprenden principalmente una gran variedad de hidrocarburos alifáticos y aromáticos, muchos de los cuales tienen una solubilidad sumamente baja en el agua. El almacenamiento y la manipulación de los productos derivados del petróleo son muy habituales y con frecuencia se producen derrames. El principal riesgo para el agua de consumo humano es la posibilidad de que se produzcan derrames en fuentes de agua, que ingresen en los sistemas de distribución y contaminen las plantas de tratamiento del agua de consumo humano.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | En la mayoría de los casos, el sabor y olor se detectan en concentraciones inferiores a las que representan una preocupación para la salud, especialmente en la exposición de corto plazo |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | OMS (2008) <i>Petroleum products in drinking-water</i> |

La exposición a componentes de los productos derivados del petróleo a través del agua de consumo humano suele ser de corto plazo, como consecuencia de un derrame accidental o un incidente de corta duración. Estos incidentes pueden generar concentraciones altas de hidrocarburos totales de petróleo. 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 en la exposición de corto plazo. Las sustancias como los alquilbencenos y los alquilnaftalenos tienen umbrales gustativos y olfativos de unos pocos microgramos

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

por litro. Teniendo esto en cuenta, no se considera pertinente establecer un valor de referencia basado en la salud para los productos derivados del petróleo en el agua de consumo humano.

En caso de que se produzca un derrame, 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 humano, es, por consiguiente, inadecuado en gran medida. Para resolver 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 hidrocarburos totales del petróleo 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 humano a mayor escala con productos derivados del petróleo. La asignación al agua de consumo humano 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 mayores concentraciones.

Propanil

El propanil N-(3,4-dichlorophenyl) propanamide (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 709-98-8) es un herbicida de postemergencia de contacto que se utiliza para controlar mala hierba de hoja ancha, principalmente en arrozales. Es un compuesto móvil con afinidad por compartimentos acuáticos. 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 solo se ha detectado ocasionalmente en aguas subterráneas.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se transforma fácilmente en metabolitos que son más tóxicos; se considera inadecuado un valor de referencia para el compuesto original y los datos son insuficientes para calcular valores de referencias para los metabolitos |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Propanil in drinking-water</i> |

Aunque se puede calcular, no se ha establecido un valor basado en 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 sus valores de referencia. Las autoridades responsables deben tomar en consideración la posible presencia en el agua de los metabolitos medioambientales más tóxicos.

Selenio

El selenio está presente en la corteza terrestre, generalmente en asociación con minerales que contienen azufre. El selenio es un oligoelemento traza 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 según la región geográfica donde se produzcan. Sin embargo, incluso en zonas con altas concentraciones de selenio, la contribución relativa del selenio en el agua de consumo humano probablemente sea pequeña en comparación con la de los alimentos producidos localmente.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia provisional | 0.04 mg/l (40 µg/l) El valor de referencia se designa como provisional, debido a las incertidumbres inherentes de la base de datos científica |
| Presencia | La mayor parte del agua de consumo humano contiene concentraciones de selenio que son muy inferiores a 10 µg/l, excepto en ciertas áreas seleníferas |
| Cálculo del valor de referencia | Una asignación de 20% de la ingesta tolerable superior de 400 µg/día de agua de consumo humano ofrece un equilibrio razonable que ayudará a los reguladores y proveedores de agua de consumo humano en la toma de decisiones que se consideren necesarias |
| Límite de detección | 0.5 µg/l mediante AAS con generación de hidruros |
| Eficacia del tratamiento | El selenio no se elimina mediante procesos de tratamiento convencionales; se ha reportado remoción significativa de selenio del agua mediante la adsorción con alúmina activada, intercambio iónico, ósmosis inversa y nanofiltración |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% del límite superior de la ingesta tolerable • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Es importante que se logre un equilibrio adecuado entre la ingesta recomendada y la ingesta indeseable en la determinación de un adecuado valor de referencia para el selenio en el agua de consumo humano. Si bien en casi todo el mundo, la concentración de selenio en el agua de consumo humano no excederá de 10 µg/l, hay circunstancias en las que el selenio podría elevarse muy por encima de las concentraciones normales, lo que requerirá orientación. Cuando se conoce la ingesta de selenio en la dieta, esta se debe utilizar para determinar una concentración que asegure que la ingesta sea segura y suficiente. Cuando no se conoce la ingesta de selenio de la dieta, es probable que se requiera orientación |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|------------------------|--|
| | Para la mayoría de los Estados miembros, es innecesaria una directriz para el selenio en el agua de consumo humano. Donde haya regiones en las que la ingesta proveniente de diversas fuentes sea alta, y que el agua de consumo humano pueda ser una de ellas, entonces, los Estados miembros deben tener en cuenta la exposición de todas las fuentes para determinar las medidas que reducirán la exposición. Para el agua de consumo humano, esto puede incluir el uso de fuentes alternativas, la combinación de fuentes de baja concentración de selenio con fuentes de alta concentración de selenio, así como la remoción de selenio |
| Fecha de la evaluación | 2010 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2004) <i>Vitamin and mineral requirements in human nutrition</i> OMS (2011) <i>Selenium in drinking-water</i> |

El selenio es un elemento esencial para los seres humanos y hay indicios de que el nivel de selenio puede ser marginal en muchas partes del mundo, incluida Europa occidental. El potencial de los efectos adversos de la deficiencia de selenio parece depender de diversos factores, incluida la salud general y el estado nutricional. Los niveles muy bajos de selenio en los seres humanos se han asociado con una miocarditis multifocal juvenil, llamada enfermedad de Keshan y con la condrodistrofia, llamada enfermedad de Kaschin-Beck. Varios estudios también han encontrado niveles de selenio en la sangre asociados inversamente con la prevalencia de distintos tipos de cáncer.

El alto consumo de selenio también se asocia con una serie de enfermedades específicas y el potencial de efectos adversos, pero, de nuevo, esto parece estar fuertemente influenciado por otros factores. Los síntomas en las personas con altos niveles de selenio en la orina incluyen trastornos gastrointestinales, decoloración de la piel, dientes cariados, pérdida de cabello o uñas, anomalías en las uñas y cambios en los nervios periféricos. También se han observado cambios bioquímicos leves. Se ha reportado un caso de toxicidad de selenio que se atribuyó directamente a una fuente de agua (un pozo que contenía una concentración de 9 mg/l de selenio). La ingesta dietética promedio que se asocia con la selenosis excede de 900 mg/día.

Como el selenio es un elemento esencial, varias organizaciones nacionales e internacionales han establecido ingestas diarias recomendadas de selenio. Una consulta conjunta FAO/OMS recomendó una ingesta de 6-21 µg de selenio por día para lactantes y niños, de acuerdo con la edad, 26 y 30 µg de selenio por día para las mujeres y los varones adolescentes, respectivamente, y 26 y 35 µg de selenio por día para las mujeres y hombres adultos, respectivamente.

Debido a la preocupación sobre los efectos adversos derivados de la exposición a niveles excesivos de selenio, diversas organizaciones nacionales e internacionales han establecido límites máximos de exposición para el selenio. La FAO/OMS estableció un límite máximo tolerable para el selenio de 400 µg/día.

Simazina

La simazina 2-cloro-4,6-bis (etilamino)-s-triazina (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 122-34-9) es un herbicida de preemergencia que se utiliza 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 ambiente.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.002 mg/l (2 µg/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 un NOAEL de 0.52 mg/kg de peso corporal a partir de un estudio de largo plazo en ratas (basado en la variación del peso, los efectos en los parámetros sanguíneos y el aumento de tumores de mama) y la aplicación de 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Simazine in drinking-water</i> |

La simazina no parece ser genotóxica en sistemas mamíferos. Estudios recientes han demostrado un aumento de 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 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos).

Sodio

Las sales de sodio (p. ej., el cloruro de sodio) se encuentran en casi todos los alimentos (la principal fuente de exposición diaria) y en el agua de consumo humano. Aunque las concentraciones de sodio en el agua de consumo humano 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 humano.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|------------------------|--|
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Sodium in drinking-water</i> |

No se pueden extraer conclusiones definitivas con respecto a la posible asociación entre la presencia de sodio en el agua de consumo humano y la hipertensión. Por consiguiente, no se propone ningún valor de referencia basado en la salud. No obstante, si las concentraciones rebasan los 200 mg/l, el agua podría tener un gusto inaceptable (ver el capítulo 10).

Sólidos disueltos totales

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 humano provienen 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 humano. Debido a las diferentes solubilidades de diferentes minerales, las concentraciones de SDT en el agua varían considerablemente de unas zonas geológicas a otras.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Total dissolved solids in drinking-water</i> |

No se dispone de datos confiables sobre posibles efectos para la salud asociados a la ingestión de SDT presentes en el agua de consumo humano y no se propone ningún valor de referencia basado en la salud. No obstante, la presencia de concentraciones altas de SDT en el agua de consumo humano puede resultar desagradable para los consumidores (ver el capítulo 10).

Sulfato

Los sulfatos están presentes de forma natural en muchos minerales y se utilizan comercialmente, sobre todo en la industria química. Se vierten al agua procedente de efluentes industriales y mediante deposición atmosférica; no obstante, las concentraciones más altas suelen encontrarse en aguas subterráneas y provienen de fuentes naturales. En general, la ingesta diaria promedio de sulfato procedente del agua de consumo humano, el aire y los alimentos es de aproximadamente 500 mg, siendo los alimentos la principal fuente. Sin embargo, en regiones donde los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano tienen concentraciones altas de sulfato, el agua de consumo humano puede ser la principal fuente de ingesta.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2004) <i>Sulfate in drinking-water</i> |

Los datos existentes no permiten determinar la concentración de sulfato en el agua de consumo humano que probablemente ocasione efectos adversos sobre 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 ni la pérdida de peso.

No se propone ningún valor de referencia basado en la salud para el sulfato. No obstante, debido a los efectos gastrointestinales de la ingestión de agua de consumo humano con concentraciones altas de sulfato, se recomienda notificar a las autoridades de salud las fuentes de agua de consumo humano en las que las concentraciones de sulfato rebasen los 500 mg/l. La presencia de sulfato en el agua de consumo humano también puede producir un sabor apreciable (ver el capítulo 10) y contribuir a la corrosión de los sistemas de distribución.

Sulfuro de hidrógeno

El sulfuro de hidrógeno es un gas con un olor desagradable característico a “huevo podrido” y es detectable en concentraciones muy bajas, por debajo de 0.8 µg/m³ 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 humano será generalmente baja, porque los sulfuros se oxidan rápidamente en aguas bien oxigenadas o en el agua clorada.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no representan un problema de salud |
| Observaciones adicionales | Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Hydrogen sulfide in drinking-water</i> |

La toxicidad aguda del sulfuro de hidrógeno para las personas después de la inhalación del gas es alta; se puede observar irritación de los ojos en concentraciones de 15-30 mg/m³. Aunque no hay datos sobre su toxicidad por la vía oral, es improbable que una persona pueda ingerir una dosis nociva de sulfuro de hidrógeno en el agua de consumo humano. Por consiguiente, no se propone ningún valor de referencia. Sin embargo, el sulfuro de hidrógeno puede ser detectado en el agua de consumo humano por su sabor u olor (ver el capítulo 10).

2,4,5-T

La vida media de degradación de los herbicidas clorofenoxi, incluido el 2,4,5-T ó 2,4,5-Ácido triclorofenoxyacetico (número del Chemical Abstracts Service

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

[CAS] 93-76-5) en el ambiente es de varios días. También se le conoce como ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético. No es frecuente la presencia de herbicidas clorofenoxi en los alimentos.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.009 mg/l (9 µg/l) |
| Presencia | No es frecuente encontrar herbicidas clorofenoxi en el agua de consumo humano; cuando se detectan, suele ser en concentraciones no superiores a unos pocos microgramos por litro |
| IDT | 3 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 3 mg/kg de peso corporal correspondiente a la reducción 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, con 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water</i> |

El CIIC ha clasificado a los herbicidas clorofenoxi, en conjunto, dentro del Grupo 2B (posiblemente cancerígeno para el ser humano). No obstante, los datos disponibles de estudios realizados en poblaciones y en animales expuestos no permiten evaluar el potencial cancerígeno para el ser humano de ningún herbicida clorofenoxi. Por lo tanto, los valores de referencia para estos compuestos en el agua de consumo humano se basan en sus umbrales de toxicidad para otros efectos tóxicos. El NOAEL correspondiente a efectos en 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 el NOAEL correspondiente a la reducción 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.

Terbutilazina

La terbutilazina 2-tert-butilamino-4-cloro-6-etilamino-1,3,5-triazina (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 5915-41-3), o TBA, es un herbicida de la familia

de las clorotriazinas que se usa en el tratamiento de preemergencia y postemergencia 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 (7 µg/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 un NOAEL de 0.22 mg/kg de peso corporal correspondiente a la reducción del aumento de peso corporal al administrar la siguiente dosis más alta en un estudio de toxicidad y carcinogenicidad 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.1 µg/l mediante tratamiento con CAG. |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1998 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Terbutylazine in drinking-water</i> |

No hay pruebas de que la TBA sea cancerígena o mutagénica. En estudios de 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 reducción del aumento de peso corporal.

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 amplia presencia en el ambiente y se encuentra en cantidades traza 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 (40 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano suelen ser menores de 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) |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|---|
| 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 consumo humano 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 consumo humano 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Tetrachloroethene in drinking-water</i> |

En altas concentraciones, el tetracloroetano causa depresión del sistema nervioso central. Se han reportado daños en el hígado y los riñones producidos por concentraciones más bajas de tetracloroetano. El CIIC ha clasificado el tetracloroetano en el Grupo 2A (posiblemente cancerígeno para el ser humano). 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.

Tetracloruro de carbono

El tetracloruro de carbono se utiliza principalmente en la fabricación de refrigerantes de clorofluorocarburos, disolventes y propelentes. Sin embargo, desde que el Protocolo de Montreal relativo a las sustancias que agotan la capa de ozono (1987) y sus enmiendas (1990 y 1992), establecieron 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 y 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 a través del aire es previsiblemente mucho mayor que la procedente de los alimentos o el agua de consumo humano.

| | |
|---------------------|---|
| Valor de referencia | 0.004 mg/l (4 µg/l) |
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano son generalmente menores de 5 µg/l |

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

| | |
|---------------------------------|--|
| IDT | 1.4 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 1 mg/kg de peso corporal por día para efectos hepatotóxicos en un estudio de alimentación oral forzada de 12 semanas en ratas, en el que se ajustó la dosis diaria y se aplicó 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 a 0.3 µg/l mediante GC con ECD o GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración debería reducirse hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 10% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| 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 |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | IPCS (1999) <i>Carbon tetrachloride</i> OMS (2004) <i>Carbon tetrachloride in drinking-water</i> |

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.

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, la que se ve incrementada por el consumo de tabaco y el tráfico.

| | |
|---------------------|---|
| Valor de referencia | 0.7 mg/l (700 µg/l) |
| Presencia | Se han encontrado concentraciones de unos pocos microgramos por litro en aguas superficiales, en aguas subterráneas y en agua de consumo humano; las emisiones puntuales pueden dar lugar a concentraciones superiores en aguas subterráneas (hasta 1 mg/l). También puede atravesar tuberías de plástico procedente de suelos contaminados |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| IDT | 223 µg/kg de peso corporal, basada en un LOAEL de 312 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a los efectos hepatotóxicos marginales observados en un estudio de alimentación forzada durante 13 semanas en ratones, con corrección por la administración diaria de la dosis y la aplicación de 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 un LOAEL en lugar de un NOAEL) |
| Límite de detección | 0.13 µg/l mediante GC con FID; 6 µg/l mediante GC-MS |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire. |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo reportado para el tolueno en agua |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Toluene in drinking-water</i> |

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 la vía oral es baja. El tolueno provoca efectos embriotóxicos y fetotóxicos, pero no existen pruebas concluyentes de actividad teratogénica 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).

Toxinas de cianobacterias: microcistina-LR

Entre las toxinas de cianobacterias, las microcistinas son el grupo mejor investigado y probablemente el que se encuentra con mayor frecuencia en aguas dulces. Muchos procedimientos prácticos para reducir microcistinas se aplican de manera similar a otras cianotoxinas (p. ej., cilindrospermopsinas, saxitoxinas, anatoxina-a y anatoxina-a(s)), con una diferencia clave que es relevante para la eficacia de su eliminación en el tratamiento del agua de consumo humano: generalmente, las microcistinas están unidas a la célula y cantidades sustanciales se liberan al agua circundante solo cuando hay rotura celular (es decir, lisis), mientras que las otras cianotoxinas pueden estar disueltas en el agua.

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

Aunque las microcistinas pueden estar presentes en los peces, moluscos y mariscos de cuerpos de agua en las que proliferan las cianobacterias, la exposición humana a las microcistinas se da en gran parte a través del agua de consumo humano o el uso recreativo de aguas con floraciones de cianobacterias.

Entre más de 80 microcistinas identificadas hasta la fecha, solo unas pocas se presentan frecuentemente y en altas concentraciones. La microcistina-LR es una de las más frecuentes y tóxicas entre los congéneres de microcistinas. Es la única que dispone de datos toxicológicos suficientes como para derivar un valor de referencia provisional. Entre los géneros de cianobacterias, los que pueden contener microcistinas con mayor frecuencia son *Microcystis*, *Planktothrix* y *Anabaena* (ver también la sección 11.5).

| | |
|--------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.001 mg/l (1 µg/l) de microcistina-LR total (libre más unida a la célula) El valor de referencia es provisional, ya que solo cubre la microcistina-LR; la base de datos es limitada y se están generando datos nuevos sobre la toxicidad de las toxinas de cianobacterias |
| IDT | 0.04 µg/kg de peso corporal, basada en daño hepático observado en un estudio de 13 semanas en ratones, en el que se aplicó un factor de incertidumbre de 1000, teniendo en cuenta las limitaciones de la base de datos, en particular, la falta de datos sobre la toxicidad crónica y la carcinogenicidad |
| Límite de detección | 0.1 a 1 µg/l mediante HPLC después de la extracción de las células con metanol acuoso al 75% o después de la concentración de microcistinas de muestras líquidas en C-18; permitirá la diferenciación entre las variantes donde se disponga de normas 0.1 a 0.5 µg/l con el uso de kits de inmunoensayo disponibles comercialmente (ensayo de inmunoabsorción ligado a enzimas) para microcistinas disueltas en agua o en extractos acuosos de células; detectará la mayoría de microcistinas; estos son menos precisos en la cuantificación de HPLC, pero útil para el cribado 0.5 a 1.5 µg/l mediante el ensayo de la proteína fosfatasa para microcistinas disueltas en agua o en extractos acuosos de células; detectará todas las microcistinas; este ensayo es menos preciso en la cuantificación e identificación de HPLC, pero útil para el cribado |
| Monitoreo | El abordaje preferido es el monitoreo visual (incluida la microscopía para microcistinas que posiblemente contienen géneros) de la fuente de agua para observar el aumento de la densidad de células de cianobacterias (floraciones) o la posible formación de la floración y el aumento de la vigilancia donde se producen estos eventos |
| Prevención y tratamiento | Las acciones para disminuir la probabilidad de la presencia de floraciones incluyen la gestión de la fuente de agua y de la captación, como la reducción de la carga de nutrientes o el cambio de la estratificación y mezcla en el reservorio. El tratamiento eficaz para eliminar las cianobacterias incluye la filtración, que elimina las células intactas. El tratamiento eficaz contra las microcistinas libres en el agua (al igual que la mayoría de otras cianotoxinas libres) incluye la oxidación mediante ozono o cloro en concentraciones y tiempos de contacto suficientes, así como la aplicación de CAG y CAP (vea el documento complementario Management of cyanobacteria in drinking-water supplies; Anexo 1) |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--------------------|
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 80% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |

| | |
|------------------------|------|
| Fecha de la evaluación | 2003 |
|------------------------|------|

| | |
|------------------------|--|
| Fecha de la evaluación | Chorus & Bartram (1999) <i>Toxic cyanobacteria in water</i> OMS (2003) <i>Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water</i> |
|------------------------|--|

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. En 2006, el CIIC clasificó la microcistina-LR como un posible cancerígeno (Grupo 2B).

Consideraciones prácticas

Las cianobacterias están presentes en lagos, reservorios, lagunas y ríos de flujo lento. Cuando su crecimiento excesivo produce alto número de células, a veces ocurren los llamados eventos de "floración" y sus toxinas pueden alcanzar concentraciones en el agua no tratada que son potencialmente peligrosos para la salud humana. Las floraciones se producen si hay concentraciones elevadas de nutrientes (fósforo y nitrógeno), sobre todo en cuerpos de agua estancada o que fluyen muy lentamente. Las floraciones tienden a repetirse en los mismos cuerpos de agua. Las células de algunas especies de cianobacterias pueden acumularse en la superficie en forma de espumas o en la termoclina de embalses estratificados térmicamente. Estas acumulaciones se pueden desarrollar rápidamente y pueden tener una duración muy variable (horas a semanas). En muchas circunstancias, las floraciones y acumulaciones son estacionales.

Se dispone de una variedad de acciones de protección de recursos y de gestión de la fuente para disminuir la probabilidad de floraciones. Entre estas, la medida más sostenible y eficaz es reducir las concentraciones de nutrientes (en particular del fósforo) en el cuerpo de agua hasta niveles suficientemente bajos para limitar sustancialmente la cantidad de biomasa de cianobacterias que pueda crecer. Esto se logra mediante el control de las cargas de nutrientes que provienen de las aguas residuales y del suelo. Esto último consiste en el control de la erosión, así como de la cantidad de estiércol y fertilizantes en la cuenca. Además, las acciones de gestión del agua, como la mezcla y descarga de agua puede hacer que las condiciones hidrofísicas sean menos adecuadas para las cianobacterias, lo que cambiaría las especies de plancton de las cianobacterias por otras (p. ej., algas planctónicas como diatomeas) que son menos relevantes para la salud humana.

Como las microcistinas casi siempre están unidas a células, cualquier tratamiento de agua de consumo humano que elimine partículas—p. ej., la filtración en el suelo o en

la orilla, floculación y filtración o filtración con aire disuelto—las controlará de manera eficaz si el proceso se optimiza para conseguir su eliminación. Esto también se aplica a la fracción unida a las células de otras cianotoxinas. La operación de los procesos debe evitar la ruptura celular y la liberación de toxinas. Las concentraciones peligrosamente altas de cianotoxinas disueltas parece que ocurren con menos frecuencia y se pueden eliminar eficazmente con la mayoría de tipos de carbón activado. La cloración y la ozonización en dosis y tiempos de contacto suficientemente altos son eficaces para eliminar muchas cianotoxinas, pero no son muy eficaces contra las saxitoxinas. El permanganato de potasio es eficaz contra las microcistinas, mientras que para otras toxinas se dispone de pocos datos o estos no existen en la actualidad. El dióxido de cloro y la cloramina son ineficaces para la eliminación de cianotoxinas.

El monitoreo de las cianotoxinas basado en la vigilancia de las fuentes de agua para observar floraciones de cianobacterias o la posible formación de floraciones (es decir, la verificación de los niveles de nutrientes y la composición de especies de fitoplancton) es más eficaz si se aumenta la vigilancia donde suelen ocurrir estos eventos. Por el contrario, el monitoreo del agua tratada para verificar las concentraciones de determinadas cianotoxinas es insatisfactorio, debido a la gran variedad de toxinas (especialmente de microcistinas), a la falta de valores de referencias para todas menos una (es decir, la microcistina-LR) con los cuales hacer el monitoreo y a la falta de estándares analíticos para la mayoría de ellas. Los análisis de cianotoxinas son particularmente útiles para validar y optimizar la eficacia de las medidas de control, como la filtración o el tratamiento en la orilla. Se advierte que en el análisis de cianotoxinas es necesario que de las células se extraiga la fracción unida a las células; aunque esto es fácil de hacer, sobre todo para las microcistinas, obviar la extracción de estas células dará lugar a una subestimación significativa de concentraciones.

Triclorobencenos (total)

Las emisiones de triclorobencenos (TCB) al ambiente se producen durante su fabricación y uso como productos químicos industriales, sustancias químicas intermedias y disolventes. Hay presencia de TCB en el agua de consumo humano, pero rara vez en concentraciones mayores de 1 µg/l. En la población general, la exposición se produce principalmente por el aire y los alimentos.

| | |
|--|---|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud, y un valor basado en la salud excedería el umbral olfativo más bajo reportado |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Trichlorobenzenes in drinking-water</i> |

La toxicidad aguda de los TCB es moderada. Los tres isómeros producen efectos tóxicos parecidos, predominantemente en el hígado, tras la exposición breve por la vía oral. No se han realizado estudios de toxicidad o carcinogenicidad de largo plazo por exposición oral, pero los datos disponibles sugieren que ninguno de los tres isómeros es genotóxico.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Se puede calcular un valor de referencia basado en 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 de las que producen efectos tóxicos observados, no se considera necesario calcular un valor de referencia basado en la salud. Debe señalarse que el valor de referencia basado en la salud supera el umbral olfativo mínimo reportado en agua.

1,1,1-Tricloroetano

El 1,1,1-tricloroetano se usa ampliamente 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 gran movilidad en suelos y migra rápidamente hacia aguas subterráneas. Solo se ha detectado la presencia de 1,1,1-tricloroetano en una pequeña proporción de aguas superficiales y aguas subterráneas, generalmente en concentraciones menores de 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.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Se presenta en el agua de consumo humano en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Fecha de la evaluación | 2003 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>1,1,1-Trichloroethane in drinking-water</i> |

El 1,1,1-tricloroetano se absorbe con rapidez en los pulmones y el aparato digestivo, pero solo 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 la 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 mutagénico.

Se puede calcular un valor de referencia basado en 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 la 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.

Tricloroetano

El tricloroetano se usa principalmente en el desengrasado de metales. Se libera sobre todo a la atmósfera, pero también puede alcanzar aguas subterráneas y, en menor

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

medida, a las 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 humano, a menos que esta contenga concentraciones de tricloroetano mayores de 10 µg/l aproximadamente.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia provisional | 0.02 mg/l (20 µg/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; las concentraciones pueden ser más altas (generalmente menores de 100 µg/l) en sistemas de aguas subterráneas, en las que la volatilización y la biodegradación son limitadas |
| IDT | 1.46 µg/kg de peso corporal por día en un estudio de embriotoxicidad en ratas, basada en un BMDL10 (límite inferior del intervalo de confianza del 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 por día y la aplicación de 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.01 mg/l mediante arrastre con aire, posiblemente en combinación con adsorción en CAG. |
| Cálculo del valor de referencia | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 50% de la IDT • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | <p>El valor de referencia confiere protección frente a los criterios de evaluación de tipo canceroso y otros</p> <p>En países con ventilación escasa en las casas y frecuencia alta de duchas y baños, las autoridades deberán tener en cuenta en la elaboración de normas nacionales a partir del valor de referencia provisional la exposición adicional por la vía cutánea y por inhalación</p> |
| Fecha de la evaluación | 2004 |
| Referencia principal | OMS (2005) <i>Trichloroethene in drinking-water</i> |

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

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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.

Trifluralina

La trifluralina 2-tert-butilamino-4-cloro-6-etilamino-1,3,5-triazina (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 1582-09-8) es un herbicida de preemergencia empleado en diversos cultivos. Su solubilidad en el agua es baja y presenta 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 humano. Aunque este compuesto se usa en muchos países, hay relativamente pocos datos disponibles sobre la contaminación del agua de consumo humano.

| | |
|---------------------------------|--|
| Valor de referencia | 0.02 mg/l (20 µg/l) |
| Presencia | No se ha detectado en las pocas muestras de agua de consumo humano analizadas; se ha detectado en aguas superficiales en concentraciones mayores de 0.5 µg/l y rara vez en aguas subterráneas |
| IDT | 7.5 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 1 µg/l mediante tratamiento con CAG |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| 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 |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Trifluralin in drinking-water</i> |

La trifluralina de gran pureza no tiene propiedades mutagénicas. La trifluralina de grado técnico de baja pureza puede contener contaminantes nitrosados y se ha comprobado que es mutagénica. No se han hallado pruebas de capacidad cancerígena en varios estudios de largo plazo de toxicidad o carcinogenicidad realizados con trifluralina pura (99%). El CIIC ha evaluado recientemente la trifluralina de calidad técnica y la ha clasificado en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos).

Trihalometanos (bromoformo, bromodiclorometano, cloroformo, dibromoclorometano)

Los trihalometanos (THM) se forman en el agua de consumo humano principalmente como consecuencia de la cloración de la materia orgánica presente de forma natural en el agua no tratada que usan los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano. 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 del agua de consumo humano clorada. En presencia de bromuros, se forman preferentemente trihalometanos bromados y las concentraciones de cloroformo disminuyen proporcionalmente. Se supone 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 humano, la inhalación del aire de interiores (en gran medida por la volatilización a partir del agua de consumo humano), la inhalación y exposición dérmica 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 humano. La exposición a los trihalometanos volátiles presentes en el aire de interiores es especialmente importante en países con ventilación escasa en las casas y frecuencia alta de duchas y baños.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia provisional | <p><i>Cloroformo</i>: 0.3 mg/l (300 µg/l)</p> <hr/> <p><i>Bromoformo</i>: 0.1 mg/l (100 µg/l)</p> <hr/> <p><i>Dibromoclorometano (DBCM)</i>: 0.1 mg/l (100 µg/l)</p> <hr/> <p><i>BromBromodiclorometano (BDCM)</i>: 0.06 mg/l (60 µg/l)</p> |
| Presencia | No se prevé la presencia de trihalometanos en el agua no tratada (a menos que esté cerca de una fuente de contaminación), pero suelen hallarse en el agua tratada o clorada, generalmente en concentraciones menores de 100 µg/l. En la mayoría de las circunstancias, el cloroformo es el compuesto dominante |
| IDT | <p><i>Cloroformo</i>: 15 µg/kg de peso corporal, calculada a partir del límite inferior del intervalo de confianza de 95% para una incidencia de quistes hepáticos del 5%, generada mediante un modelo farmacocinético basado en la fisiología, en perros que ingirieron cloroformo en dentífrico durante 7.5 años; se aplicó un factor de incertidumbre de 25 (10 para las diferencias toxicocinéticas y toxicodinámicas intraespecíficas y 2.5 para las diferencias toxicodinámicas interespecíficas)</p> <hr/> <p><i>Bromoformo</i>: 17.9 µg/kg de peso corporal, basada en la ausencia de lesiones histopatológicas hepáticas en un estudio documentado bien realizado de 90 días en ratas; se aplicó 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)</p> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | | |
|-----------------------------------|-------------|---|
| | | <p><i>DBCM</i>: 21.4 µg/kg de peso corporal, basada en la ausencia de efectos histopatológicos hepáticos en un estudio documentado bien realizado de 90 días en ratas; se aplicó 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</p> |
| Cálculo del valor de referencia | | <p><i>DBCM</i>: Se aplicó el modelo multietapa linealizado en el aumento observado de la incidencia de tumores renales en ratones macho en un bioensayo del NTP</p> |
| Límite de detección | | <p>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</p> |
| Eficacia del tratamiento | | <p>Las concentraciones se pueden reducir mediante cambios en las técnicas de desinfección (p. ej., la reducción de precursores orgánicos de trihalometanos) o mediante arrastre con aire</p> |
| Cálculo del valor de referencia | | <ul style="list-style-type: none"> • asignación al agua 20% de la IDT para el bromoformo y <i>DBCM</i> 75% de la IDT para el cloroformo • peso adulto de 60 kilos • consumo 2 litros al día |
| Observaciones sobre los THM | adicionales | <p>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:</p> $\frac{C_{\text{bromoformo}}}{VR_{\text{bromoformo}}} + \frac{C_{\text{DBCM}}}{VR_{\text{DBCM}}} + \frac{C_{\text{BDCM}}}{VR_{\text{BDCM}}} + \frac{C_{\text{cloroformo}}}{VR_{\text{cloroformo}}} \leq 1$ <p>donde C = concentración y VR = valor de referencia.</p> <p>Las autoridades que deseen usar un valor de referencia para el total de los THM no deberán añadir simplemente los valores de referencia de los componentes individuales para alcanzar el valor de la norma</p> <p>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 THM, especialmente los trihalometanos bromados, se recomienda que las concentraciones de THM en el agua de consumo humano se mantengan tan bajas como sea posible</p> |
| Observaciones sobre el cloroformo | adicionales | <p>En países con ventilación escasa en las casas y frecuencia alta 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 la volatilización a partir del agua de consumo humano), además de la inhalación y la exposición dérmica durante la ducha o el baño</p> |

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | | |
|-----------------------------|-------------|--|
| | | El valor de referencia se basa en el mismo estudio de la tercera edición; el aumento del valor se debe principalmente a un aumento de la asignación de exposición al agua de consumo humano, que pasó 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 |
| Observaciones sobre el BDCM | adicionales | <p>Aunque se calcula un valor de referencia basado en 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 de 50 µg/l mediante las técnicas disponibles en la actualidad sin que disminuya la eficacia de la desinfección</p> <p>Al igual que ocurre con el cloroformo, los países con ventilación escasa y frecuencia alta de duchas y baños quizá deseen reducir el valor de referencia para tener en cuenta las exposiciones dérmicas y por inhalación, aunque, como se ha mencionado anteriormente, puede que resulte difícil alcanzar concentraciones menores de 50 µg/l mediante las técnicas disponibles en la actualidad sin que disminuya la eficacia de la desinfección</p> <p>Como el BDCM resultó negativo para la carcinogenicidad en un reciente bioensayo del NTP, en el que se dosificó en el agua de consumo humano concentraciones superiores al valor de referencia, no es probable que resulte en un mayor riesgo de cáncer</p> |
| Fecha de la evaluación | | 2004 |
| Referencias principales | | <p>IPCS (2000) <i>Disinfectants and disinfectant by-products</i></p> <p>IPCS (2004) <i>Chloroform</i></p> <p>USNTP (1987). <i>Toxicology and carcinogenesis studies of bromodichloromethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)</i></p> <p>OMS (2005) <i>Trihalomethanes in drinking-water</i></p> |

Cloroformo

Las pruebas de la genotoxicidad del cloroformo, en conjunto, han resultado negativas. El CIIC ha clasificado el cloroformo como posiblemente cancerígeno para el ser humano (Grupo 2B), con base 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. La prueba de tumores hepáticos en ratones concuerda, en conjunto, con un mecanismo de inducción con umbral. Aunque resulta admisible 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.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

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).

Bromodiclorometano

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. Sin embargo, en un reciente bioensayo del NTP sobre la carcinogenicidad, en el que se dosificó el BDCM en el agua de consumo humano, el resultado fue negativo. 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).

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 ambiente se debe a su lixiviación de 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 humano suele ser extremadamente baja; sin embargo, si hay presencia de uranio en una fuente de agua de consumo humano, esta es responsable de la mayor parte de la ingesta.

Valor de referencia provisional 0.03 mg/l (30 µg/l)

El valor de referencia se designa como provisional debido a las incertidumbres que existen sobre la toxicidad del uranio

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

| | |
|---------------------------------|--|
| Presencia | Las concentraciones en el agua de consumo humano suelen ser menores de 1 µg/l, aunque se han medido concentraciones de hasta 700 µg/l en sistemas de abastecimiento privados |
| IDT | 60 µg, derivada del límite inferior de confianza del 95% en el percentil 95 de la distribución de la exposición al uranio de un estudio de Finlandia, en el que se utilizó un factor de incertidumbre de 10 para la variación intraespecífica |
| 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 |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 1 µg/l mediante tratamientos convencionales (p. ej., coagulación o intercambio iónico) |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | Cuando los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano excedan 30 µg/l, es importante que se evite la acción precipitada. Se debe considerar primero la exposición de todas las fuentes y la disponibilidad de fuentes alternativas seguras |
| | Solo se mencionan aquí los aspectos químicos de la toxicidad del uranio, pero no los radiológicos |
| Fecha de la evaluación | 2003, revisado en 2011 |
| Referencia principal | OMS (2012) <i>Uranium in drinking-water</i> |

No hay datos suficientes sobre la capacidad cancerígena del uranio en seres humanos ni 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 ambiente. Algunos estudios epidemiológicos en poblaciones expuestas al uranio en el agua de consumo humano han mostrado su correlación con la presencia de fosfatasa alcalina y β-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 y los hallazgos no fueron consistentes entre los estudios.

Hasta la fecha, no se ha determinado con claridad una concentración sin efecto basada en estudios en humanos. Esto no es sorprendente, ya que la mayoría de las poblaciones de estudio son bastante pequeñas, y hay variación normal sustancial en los parámetros medidos en la población humana. Sin embargo, las indicaciones generales son que no hay evidencia clara de los efectos de la exposición por debajo de una concentración de 30 g/l. De hecho, la evidencia de efectos sobre el riñón, que parece ser el órgano más sensible, es ambigua respecto a concentraciones de exposición mucho más altas.

El valor de referencia provisional de 30 µg/l, derivado de nuevos estudios epidemiológicos en poblaciones expuestas a concentraciones elevadas de uranio, sustituye al valor de referencia provisional de 15 µg/l, que se derivó de estudios experimentales en animales y fue designado como provisional teniendo en cuenta las incertidumbres con respecto a la toxicología y epidemiología del uranio, así como

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

las dificultades técnicas que supone para los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano más pequeños. Se hace notar que los estudios sobre poblaciones humanas, cuando están disponibles y son de buena calidad, representan la fuente preferida de información sobre la salud que se utiliza para calcular los valores de referencia.

Xilenos

Los xilenos se usan en la formulación de gasolinas, como disolventes y como sustancias químicas intermedias. Se liberan al ambiente principalmente por el aire, que es la principal vía de exposición a los xilenos, la que aumentada por el consumo de tabaco.

| | |
|---------------------------------|---|
| Valor de referencia | 0.5 mg/l (500 µg/l) |
| Presencia | Se han reportado concentraciones de hasta 8 µg/l en aguas superficiales, aguas subterráneas y agua de consumo humano; se han registrado concentraciones de unos pocos miligramos por litro en aguas subterráneas contaminadas por emisiones puntuales. Los xilenos también pueden penetrar en las tuberías de plástico, debido a los suelos contaminados |
| IDT | 179 µg/kg de peso corporal, basada en un NOAEL de 250 mg/kg de peso corporal por día correspondiente a una disminución del peso corporal en un estudio de alimentación forzada durante 103 semanas en ratas, con corrección de la dosis diaria y la aplicación de un factor de incertidumbre de 1000 (100 para la variación inter e intraespecífica y 10 por el reducido número de criterios de evaluación toxicológicos) |
| Límite de detección | 0.1 µg/l mediante GC-MS; 1 µg/l mediante GC-FID |
| Eficacia del tratamiento | La concentración se debería reducir hasta 0.005 mg/l mediante tratamiento con CAG o arrastre con aire |
| Cálculo del valor de referencia | |
| • asignación al agua | 10% de la IDT |
| • peso | adulto de 60 kilos |
| • consumo | 2 litros al día |
| Observaciones adicionales | El valor de referencia supera el umbral olfativo mínimo reportado para los xilenos en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Xylenes in drinking-water</i> |

Los xilenos se absorben rápidamente por inhalación. No hay datos de exposición por la 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 la vía oral de los xilenos es baja. No se han hallado pruebas concluyentes de su capacidad teratogénica. Los estudios de carcinogenicidad de largo plazo no han mostrado pruebas de su capacidad cancerígena. Los resultados de las pruebas de mutagenicidad realizadas in vitro e in vivo han sido negativos.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

Yodo

El yodo se encuentra de manera natural en el agua en forma de yoduro. La oxidación del yoduro durante el tratamiento del agua genera cantidades traza de yodo. En ocasiones, se usa yodo para la desinfección del agua sobre el terreno o en situaciones de emergencia.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | Los datos disponibles son insuficientes para permitir el establecimiento de un valor de referencia basado en la salud; la exposición al yodo a lo largo de la vida por la desinfección del agua es poco probable |
| Fecha de la evaluación | 1993 |
| Referencia principal | OMS (2003) <i>Iodine in drinking-water</i> |

El yodo es un elemento esencial para la síntesis de las hormonas tiroideas. Las estimaciones de su requerimiento en la dieta de una persona adulta oscilan entre 80 y 150 µg/día. En muchas partes del mundo hay deficiencia de yodo en la dieta, lo que afecta gravemente el desarrollo neurológico. En 1988, el JECFA estableció una ingesta diaria tolerable provisional máxima (IDTPM) de yodo de 1 mg/día (17 µg/kg de peso corporal por día) proveniente de todas las fuentes, tomando como base principalmente los 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 humano produce efectos en las concentraciones de hormonas tiroideas en la sangre, que difieren 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 de largo plazo, es improbable que se produzca una exposición vitalicia a concentraciones de yodo, como sí ocurre con los productos de la desinfección del agua. Por estos motivos, no se ha establecido hasta ahora 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.

12.2 Plaguicidas usados para el control de vectores en fuentes y recipientes de agua de consumo humano

Las autoridades de salud, cuando establecen directrices o normas locales, deben tener en cuenta las modalidades de almacenamiento local, las prácticas reales de aplicación de insecticidas y el potencial de un mayor consumo de agua en la zona o región. Sin embargo, superar la IDA no necesariamente dará lugar a efectos adversos. Las enfermedades transmitidas por vectores son causas importantes de morbilidad y mortalidad. Por tanto, es necesario lograr un equilibrio adecuado entre la ingesta de plaguicidas del agua de consumo humano y el control de insectos portadores de enfermedades. En vez de establecer valores de referencias, es más efectivo formular y ejecutar un plan de gestión integral para el almacenamiento de agua en los hogares y la gestión de los residuos domésticos, que no se base exclusivamente en la aplicación de insecticidas, sino también en otras medidas de gestión y en el cambio de conductas sociales.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

La aplicación de plaguicidas para el control de vectores en el agua de consumo humano debe seguir estrictamente las recomendaciones de la etiqueta y solo se deberán emplear los aprobados para tal fin por las autoridades nacionales, teniendo en cuenta los ingredientes y adyuvantes usados en la fabricación del producto final. Las autoridades nacionales deben tener en cuenta que estas evaluaciones se refieren únicamente a los ingredientes activos y no consideran los aditivos de diferentes formulaciones.

Bacillus thuringiensis israelensis

El WHOPES ha evaluado y recomendado productos que contienen *Bacillus thuringiensis israelensis* (Bti) (cepa AM65-52) en gránulos dispersables en el agua y en tabletas listas para usar como larvicidas de mosquitos, incluido su uso contra los mosquitos que pululan en contenedores. Se han publicado las especificaciones de control de calidad y las evaluaciones de eficacia de los gránulos de Bti dispersables en el agua. Las recomendaciones de la OMS sobre el uso de plaguicidas en la salud pública son válidas solo si se vinculan con las especificaciones de la OMS para el control de su calidad.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas utilizados en el control de vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | IPCS (1999) <i>Bacillus thuringiensis</i> OMS (2004) <i>Report of the seventh WHOPES working group meeting</i> OMS (2006) <i>Report of the ninth WHOPES working group meeting</i> OMS (2007) <i>WHO specifications and evaluations for public health pesticides</i> OMS (2009) <i>Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) in drinking-water</i> |

Las preparaciones a base de Bti se utilizan ampliamente contra mosquitos, quironómidos y moscas negras, y esta actividad específica contra especies de vectores de enfermedades ha dado lugar al uso de Bti en el agua. El WHOPES recomienda el Bti para el control de vectores, en particular contra los mosquitos que viven en contenedores, y se puede utilizar en el agua de consumo humano que va a recibir poco o ningún tratamiento adicional para el control de *Aedes aegypti*. Es esencial que el Bti para uso larvicida sea preparado en condiciones controladas y que se haya probado su uso previamente para verificar su potencia, para evitar niveles excesivos de constituyentes de Bti o metabolitos tóxicos y contaminación por otros microbios indeseables.

No se considera que el Bti en sí represente un peligro para los seres humanos a través del agua de consumo humano. Por lo tanto, no se estima necesario ni apropiado establecer un valor basado en la salud para usarlo en el control de larvas de vectores en el agua de consumo humano. Sin embargo, es esencial que las autoridades se aseguren de que el Bti se haya preparado con la más alta calidad y las normas de higiene y condiciones que satisfagan las especificaciones del WHOPES. Es importante que los

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

posibles riesgos del Bti se comparen con los riesgos de las enfermedades transmitidas por vectores, como el dengue.

La aplicación deberá ser realizada por personas capacitadas y el Bti debe utilizarse con otros abordajes de control de vectores, incluida la eliminación de los contenedores que sirven de criaderos de mosquitos y otras opciones de control.

Diflubenzurón

El diflubenzurón 1-(4-Clorofenil)-3-(2,6-difluorobenzoil) urea es un insecticida de acción directa que normalmente se aplica a las plantas o al agua. Se utiliza en salud pública contra mosquitos y larvas de moscas. La OMS está considerando el diflubenzurón para su uso como larvicida de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano, en particular para controlar la fiebre del dengue. Según el WHOPES, la dosis recomendada de diflubenzurón en contenedores de agua de consumo humano no debe exceder de 0.25 mg/l.

Se ha reportado que la exposición del público a través del diflubenzurón en los alimentos o en el agua de consumo humano es insignificante. Sin embargo, hay un potencial de exposición directa a través del agua de consumo humano cuando se aplica el diflubenzurón directamente a los contenedores donde se almacena agua de consumo humano.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Diflubenzuron in drinking-water</i> |

Se considera que el diflubenzurón tiene muy baja toxicidad aguda. El efecto principal de la toxicidad se observa en los eritrocitos, aunque se desconoce el mecanismo de toxicidad hematológica. No hay evidencia de que el diflubenzurón sea genotóxico ni cancerígeno. Tampoco parece ser fetotóxico ni teratógeno y no muestra signos significativos de toxicidad en los órganos de la reproducción. Hay pruebas de que los animales jóvenes no son significativamente más sensibles que los adultos a los efectos del diflubenzurón.

No se considera adecuado establecer un valor de referencia formal para el diflubenzurón utilizado como agente de control de vectores en el agua de consumo humano. Cuando se utilice diflubenzurón para el control de vectores en el agua de consumo humano, esto implicará una exposición considerablemente menor que la exposición a lo largo de una vida. La IDA determinada por la JMPR en 2001 fue de 0 a 0.02 mg/kg de peso corporal. La dosis máxima de 0.25 mg/l en el agua de consumo humano sería equivalente a aproximadamente el 40% del límite superior de la IDA asignada al agua de consumo humano para un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día. Para un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua, la exposición sería de 0.25 mg, en comparación con la exposición de 0.2 mg del límite superior de la IDA. Para un bebé de 5 kg alimentado con biberón que bebe 0.75 litro por día, la exposición

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

sería de 0.19 mg, en comparación con la exposición de 0.1 mg del límite superior de la IDA. Es poco probable que el diflubenzurón permanezca en solución con la dosis máxima de aplicación recomendada, y es probable que los niveles reales de exposición sean mucho más bajos que los calculados.

Debería considerarse la posibilidad de utilizar fuentes alternativas de agua para los bebés alimentados con biberón durante un periodo después de la aplicación del diflubenzurón, cuando esto resulte práctico. Sin embargo, exceder la IDA no necesariamente dará lugar a efectos adversos.

Metopreno

La OMS ha evaluado el metopreno 1-methylethyl (*E,E*)-11-methoxy-3,7,11-trimethyl-2,4-dodecadienoate para su uso como larvicida de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano, en particular para controlar la fiebre del dengue. Según el WHOPES, la dosis recomendada de metopreno en contenedores de agua de consumo humano no debe exceder de 1 mg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2008) <i>Methoprene in drinking-water</i> |

En 2001, la JMPR reafirmó la base de la IDA para el metopreno en mezcla racémica establecida en 1987, pero bajó el valor a 0-0.09 mg/kg de peso corporal para corregir la pureza del racemato probado. La base para la IDA fue el NOAEL de 500 mg/kg de dieta, equivalente a 8.6 mg/kg de peso corporal por día (corregido por la pureza), en un estudio de 90 días en perros (el efecto principal fue el aumento del peso relativo del hígado) y un factor de seguridad de 100. Los animales jóvenes no parecen ser significativamente más sensibles que los adultos. Como no se disponía de estudios asociados al (S)-metopreno con dosis repetidas, la JMPR supuso de manera conservadora que, en ausencia de información que indique lo contrario, toda la toxicidad del racemato se debía al enantiómero S. Sobre esta base, la JMPR estableció una IDA para el (S)-metopreno de 0-0.05 mg/kg de peso corporal, igual a la mitad de la IDA para el racemato (que es una mezcla 1:1 de los enantiómeros R y S).

No se considera adecuado establecer un valor de referencia formal para el metopreno utilizado como un agente de control de vectores en el agua de consumo humano. Cuando se utilice metopreno para el control de vectores en el agua de consumo humano, esto implicará una exposición considerablemente menor que la exposición a lo largo de una vida. La dosis máxima de 1 mg/l en el agua de consumo humano sería equivalente a aproximadamente el 66% del límite superior de la IDA (0.033 mg/kg de peso corporal) para un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día. La exposición de un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua, sería de aproximadamente 0.1 mg/kg de peso corporal, y para un bebé de 5 kg alimentado con biberón la exposición sería de aproximadamente 0.15 mg/kg de peso corporal, comparado con el límite

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

superior de la IDA de 0.05 mg/kg de peso corporal. Sin embargo, la baja solubilidad y el alto valor del logaritmo del coeficiente de reparto octanol-agua del metopreno indican que es poco probable que permanezca en solución con la dosis máxima de aplicación recomendada, y es probable que los niveles reales de exposición sean mucho más bajos que los calculados. Se considera que la exposición por los alimentos es baja.

Debería considerarse la posibilidad de utilizar fuentes alternativas de agua para los niños pequeños y los bebés alimentados con biberón durante un periodo después de la aplicación de metopreno, cuando esto resulte práctico. Sin embargo, exceder la IDA no dará lugar necesariamente a efectos adversos.

Novalurón

El novalurón 1-(3-cloro-4-(1,1,2-trifluoro-2-trifluorometoxietoxi)fenil)-3-(2,6 difluorobenzoil) urea ha sido registrado como insecticida para cultivos de alimentos y plantas ornamentales en diversos países. La OMS ha evaluado el novalurón para su uso como larvicida de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano, en particular para controlar la fiebre del dengue. Según el WHOPEs, la dosis recomendada de novalurón en contenedores de agua de consumo humano no debe exceder de 0.05 mg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2006) <i>Pesticide residues in food—2005 evaluations</i> OMS (2008) <i>Novaluron in drinking-water.</i> |

En vista de la ausencia de potencial cancerígeno en roedores y la falta de potencial genotóxico *in vitro* e *in vivo*, la JMPR concluyó que es poco probable que el novalurón suponga un riesgo cancerígeno para los seres humanos. La JMPR también concluyó que el novalurón no produce embriotoxicidad. La JMPR estableció una IDA de 0-0.01 mg/kg de peso corporal sobre la base del NOAEL de 1.1 mg/kg de peso corporal por día por los daños en los eritrocitos, esplénica secundaria y cambios en el hígado en un estudio de alimentación de 2 años en ratas, en el que se usó un factor de seguridad de 100.

No se consideró adecuado establecer un valor de referencia formal para el novalurón como agente de control de vectores en el agua de consumo humano. Con la dosis máxima recomendada en el agua de consumo humano de 0.05 mg/l, la ingesta de un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua representaría solo el 17% del límite superior de la IDA. Del mismo modo, la ingesta de un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua sería 50% del límite superior de la IDA, mientras que un bebé alimentado con biberón que pesa 5 kg y bebe 0.75 litro de agua recibiría una ingesta de 75% del límite superior de la IDA.

El alto valor del logaritmo del coeficiente de reparto octanol-agua de 4.3 indica que es probable que el novalurón se adsorba en los lados de los contenedores y, por lo tanto, es probable que la concentración real sea menor que la dosis recomendada. No se espera que la exposición al novalurón través de los alimentos sea significativa.

Permetrina

La permetrina 3-Phenoxybenzyl (1RS)-cis,trans-3-(2,2-dichlorovinyl)-2,2-methylcyclopropanecarboxylate (número del Chemical Abstracts Service [CAS] 52645-53-1) es un insecticida de contacto eficaz contra una amplia gama de plagas en la agricultura, la silvicultura y la salud pública. Se ha utilizado como larvicida para controlar invertebrados acuáticos en las redes de distribución de agua. La permetrina se fotodegrada tanto en el agua como en la superficie del suelo. En el suelo, la permetrina se degrada rápidamente por hidrólisis y la acción microbiológica en condiciones aerobias. La exposición de la población general a la permetrina ocurre principalmente a través de la dieta.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se recomienda su adición directa al agua de consumo humano como parte de la política de la OMS de excluir el uso de piretroides para larvicidas de mosquitos vectores de enfermedades humanas |
| Fecha de la evaluación | 2011 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2011) <i>Permethrin in drinking-water</i> |

La permetrina de grado técnico tiene baja toxicidad aguda. El isómero *cis* es considerablemente más tóxico que el isómero *trans*. El CIIC ha clasificado la permetrina en el Grupo 3 (no clasificable respecto a su carcinogenicidad en humanos), ya que no existen datos de estudios en humanos y solo hay datos limitados de estudios experimentales en animales. La permetrina no es genotóxico. La JMPR concluyó que la permetrina de grado técnico no tiene embriotoxicidad ni afecta la función reproductiva.

Para fines de orientación, se puede calcular un valor basado en la salud a partir de una IDA de 0-0.05 mg/kg de peso corporal, establecido para la permetrina de grado técnico con proporciones *cis:trans* de 25:75 a 40:60 sobre la base de un NOAEL de 5 mg/kg de peso corporal por día de un estudio de alimentación de 2 años en ratas, que se basó en los signos clínicos, los cambios en el cuerpo y el peso de los órganos, y la química de la sangre con la próxima dosis más alta, y un NOAEL de 5 mg/kg de peso corporal por día de un estudio de 1 año en perros, basado en la reducción del peso corporal de 100 mg/kg de peso corporal por día, y la aplicación de un factor de incertidumbre de 100 para la variación inter e intraespecies. Suponiendo un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día y la asignación del 20% del límite superior de la IDA al agua de consumo humano, se puede calcular un valor basado en la salud de 0.3 mg/l.

No se recomienda la adición directa de permetrina al agua de consumo humano, de acuerdo con la política de la OMS de excluir el uso de piretroides para larvicidas de mosquitos vectores de enfermedades humanas. Esta política se debe a la preocupación por el posible desarrollo acelerado de la resistencia de los vectores a los piretroides sintéticos, que cuando se aplican a los mosquiteros tratados con insecticida, son cruciales para la actual estrategia de lucha contra la malaria en todo el mundo.

Pirimifos-metil

El pirimifos-metil O-2-dietilamino-6-metilpirimidin-4-il O,O-dimetil fosforotioato es un compuesto organofosforado que se utiliza en una amplia gama de plaguicidas. La OMS está considerando la adición del pirimifos-metil en contenedores de agua de consumo humano como un tratamiento larvicida contra mosquitos, sobre todo para controlar la fiebre del dengue. El fabricante recomienda la adición directa de 1 mg/l de agua.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se recomienda su aplicación directa en el agua de consumo humano a menos no haya otros tratamientos eficaces y seguros disponibles |
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (1993) <i>Pesticide residues in food—1992 evaluations</i> FAO/OMS (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> OMS (2008) <i>Pririmiphos-methyl in drinking-water</i> |

El único efecto bioquímico observado consistentemente del pirimifos-metil en los estudios de corto y largo plazos es la inhibición de la colinesterasa. Los estudios con ratones, ratas y perros mostraron NOAEL de 0.5 mg/kg de peso corporal por día y por encima de ese valor. Los animales jóvenes no parecen ser significativamente más sensibles que los adultos. En estudios en humanos, no se observó inhibición de la colinesterasa con 0.25 mg/kg de peso corporal por día (la dosis más alta ensayada). Sobre esta base, la JMPR revisó la IDA de 0-0.03 mg/kg de peso corporal mediante la aplicación de un factor de seguridad 10 veces mayor que el NOAEL en los estudios humanos.

Con la dosis máxima recomendada para el agua de consumo humano de 1 mg/l, un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua tendría una ingesta de 0.033 mg/kg de peso corporal, en comparación con el límite superior de la IDA de 0.03 mg/kg del peso corporal. La ingesta para un niño 10 kg que bebe 1 litro de agua sería 0.1 mg/kg de peso corporal; para un bebé de 5 kg alimentado con biberón que bebe 0.75 litro, sería de 0.15 mg/kg de peso corporal. Existe incertidumbre acerca del nivel que podría causar efectos en los seres humanos, porque el NOAEL en el que se basa la IDA se probó con la dosis más alta y, por lo tanto, la IDA puede resultar ser más conservadora. Estas cifras de ingesta están por debajo de la dosis de referencia aguda de 0.2 mg/kg de peso corporal y no daría lugar a un riesgo de exposición aguda por la aplicación inicial de pirimifos-metil en contenedores de agua de consumo humano con la dosis recomendada. Además, la baja solubilidad y el alto valor del logaritmo del coeficiente de reparto octanol-agua del pirimifos-metil indican que es muy poco probable que el larvicida permanezca en solución con la dosis máxima de aplicación recomendada, por lo que se espera que los niveles reales de exposición sean inferiores a los calculados. La exposición a través de los alimentos en general se considera baja, pero ocasionalmente podría haber altas exposiciones.

Sobre la base de los cálculos anteriores, no se recomienda la aplicación directa del pirimifos-metil al agua de consumo humano, a menos que no se disponga de otros tratamientos eficaces y seguros. Si el pirimifos-metil se aplica directamente al agua de consumo humano, se debe considerar la posibilidad de utilizar fuentes alternativas de

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

agua para los bebés alimentados con biberón y niños pequeños durante un periodo después de su aplicación, cuando esto resulte práctico. Sin embargo, se hace notar que exceder la IDA no dará lugar necesariamente a efectos adversos.

Piriproxifeno

El piriproxifeno 2-[1-methyl-2-(4-phenoxyphenoxy)ethoxy]pyridine, es un regulador de amplio espectro del crecimiento de insectos con actividad insecticida contra las plagas de insectos de interés para la salud pública, incluidos los mosquitos. La OMS ha evaluado el uso del piriproxifeno como larvicida de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano, en particular para controlar la fiebre del dengue. Según el WHOPES, la dosis recomendada de piriproxifeno en contenedores de agua de consumo humano no debe exceder de 0.01 mg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2007 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2000) <i>Pesticide residues in food—1999 evaluations</i> OMS (2008) <i>Pyriproxifen in drinking-water</i> |

La JMPR evaluó el piriproxifeno y concluyó que no era genotóxico y no supone un riesgo cancerígeno para los seres humanos. Los animales jóvenes no parecen ser significativamente más sensibles que los adultos.

La JMPR estableció una IDA de 0-0,1 mg/kg de peso corporal sobre la base de un NOAEL total de 10 mg/kg de peso corporal por día basado en el aumento del peso relativo del hígado y el aumento de la concentración de colesterol total en plasma de perros machos en dos estudios de toxicidad de 1 año y el uso de un factor de seguridad de 100.

No se considera adecuado establecer un valor de referencia formal para el piriproxifeno usado para el control de vectores en el agua de consumo humano. La dosis máxima recomendada en el agua de consumo humano de 0.01 mg/l sería equivalente a menos del 1% del límite superior de la IDA asignada al agua de consumo humano para un adulto de 60 kilos que bebe 2 litros de agua por día. Para un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua, la exposición sería de 0.01 mg, en comparación con una exposición de 1 mg del límite superior de la IDA. Para un bebé de 5 kg alimentado con biberón, que bebe 0,75 litro por día, la exposición sería 0.0075 mg, en comparación con una exposición de 0.5 mg del límite superior de la IDA. La baja solubilidad y el alto valor del logaritmo del coeficiente de reparto octanol-agua del piriproxifeno indican que es poco probable que permanezca en solución con la dosis máxima recomendada aplicada y es probable que los niveles de exposición sean aún más bajos que los calculados.

Spinosad

El spinosad es un producto natural derivado de la bacteria *Saccharopolyspora spinosa*. El spinosad DT es una mezcla de espinosina A y espinosina D. Se utiliza para el control de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano.

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

La OMS y WHOPES ha especificado el uso de 7.48% de spinosad DT específicamente como agente de control del *Aedes aegypti* en fuentes de agua de consumo humano. La OMS ha determinado que las formulaciones para el control de vectores se dosifiquen de 0.25 hasta 0.5 mg/l. La duración prevista de la eficacia en condiciones de campo es de 4 a 6 semanas.

El WHOPES ha evaluado tres formulaciones de spinosad para larvicidas de mosquitos. Para las tres formulaciones, la OMS ha publicado las especificaciones para el control de calidad y el comercio internacional: es decir, para el spinosad en gránulos (636/GR), en suspensión acuosa concentrada (636/SC) y en tabletas de aplicación directa (636/DT). La formulación en comprimidos solo se utiliza como larvicida de mosquitos en el agua de consumo humano con una dosificación de 0.25 hasta 0.5 mg/l de ingrediente activo.

En un estudio de 14 días llevado a cabo por el fabricante, se añadió un solo comprimido a un contenedor de 200 litros de agua, y 10% del agua de este recipiente se repuso en cada día del estudio. Se encontró que la concentración de spinosad estaba en el rango de 26.5 a 51.7 g/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2002) <i>Pesticide residues in food—2001 evaluations</i> OMS (2010) <i>Spinosad in drinking-water</i> |

No es adecuado fijar un valor de referencia formal para el spinosad DT que se usa en el control de vectores que se reproducen en contenedores de agua de consumo humano; sin embargo, es apropiado comparar las ingestas probables con la IDA de 0-0.02 mg/kg de peso corporal, sin referencia a una dosis aguda debido a su baja toxicidad aguda. En realidad, la concentración máxima conseguida con la formulación de liberación lenta ha sido de aproximadamente 52 µg/l. Por tanto, la ingesta sería:

- 39 µg para un lactante de 5 kg que se alimenta con biberón suponiendo un consumo de 0.75 litro = 7.8 µg/kg de peso corporal
- 52 µg para un niño de 10 kg suponiendo un consumo de 1 litro = 5.2 µg/kg de peso corporal
- 104 µg para un adulto de 60 kilos suponiendo un consumo de 2 litros = 1.7 µg/kg de peso corporal.

Sin embargo, esto podría ser mayor si el consumo de agua de consumo humano es también mayor.

Esto significa que la exposición está muy por debajo del límite superior de la IDA para todos los sectores de la población. Incluso la aplicación de una dosis doble daría lugar a una exposición por debajo del límite superior de la IDA.

La IDA, por supuesto, se estableció para una exposición a lo largo de una vida y la exposición promedio en el tiempo será más baja que las exposiciones indicadas anteriormente.

Temefos

El temefos Fosforotionato de o, o, o, o'-tetrametil-o, o'-tio-di-p-fenileno, es un insecticida organofosforado que se utiliza principalmente como larvicida para el control de mosquitos, moscas negras y otros insectos en lagunas, marismas y pantanos. También se utiliza para el control de mosquitos en contenedores de agua de consumo humano. La OMS y el WHOPES han especificado su uso como agente de control de vectores en las fuentes de agua de consumo humano. La OMS ha especificado las formulaciones para el control de vectores y solo las aprobadas por el WHOPES se pueden utilizar para este propósito. La recomendación para el uso de temefos en el agua de consumo humano es que la dosis no debe exceder de 1 mg/l.

| | |
|--|--|
| Motivo para no establecer un valor de referencia | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que tienen como propósito controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Fecha de la evaluación | 2009 |
| Referencia principal | FAO/OMS (2008) <i>Pesticide residues in food—2006 evaluations</i> OMS (2009) <i>Temephos in drinking-water</i> |

El NOAEL para la evaluación del riesgo humano para el temefos es de 2.3 mg/kg de peso corporal por día sobre la base de la inhibición de la actividad de la acetilcolinesterasa cerebral en ratas, según lo determinado por la JMPR en 2006. A pesar de que la JMPR consideró que la base de datos no era suficientemente robusta para fundamentar el establecimiento de una IDA, para los efectos de estas pautas, se puede calcular una IDT de 0.023 mg/kg de peso corporal de este NOAEL y utilizar un factor de incertidumbre de 100. Los animales jóvenes no parecen ser significativamente más sensibles que los adultos y la exposición a través de los alimentos se considera que es baja.

No es adecuado fijar un valor de referencia formal para el temefos utilizado como agente de control de vectores en el agua de consumo humano. Cuando se utilice el temefos para el control de vectores en el agua de consumo humano, esto implicará una exposición considerablemente menor que la exposición a lo largo de una vida. La dosis máxima en el agua de consumo humano es de 1 mg/l para un adulto de 60 kilos que beber 2 litros de agua por día, lo que sería equivalente a aproximadamente 0.033 mg/kg de peso corporal, comparada con la IDT de 0.023 mg/kg de peso corporal. La exposición para un niño de 10 kg que bebe 1 litro de agua sería de aproximadamente 0.1 mg/kg de peso corporal; para un bebé de 5 kg alimentado con biberón, la exposición sería de aproximadamente 0.15 mg/kg de peso corporal, en comparación con la IDT de 0.023 mg/kg de peso corporal.

Debería considerarse la posibilidad de utilizar fuentes alternativas de agua para los niños pequeños y los bebés alimentados con biberón durante un periodo después de la aplicación de temefos, cuando sea práctico.

Sin embargo, exceder la IDA no dará lugar necesariamente a efectos adversos. De hecho, la baja solubilidad y el alto valor del logaritmo del coeficiente de reparto octanol-agua del temefos indican que es poco probable que permanezca en solución con la dosis máxima de aplicación recomendada, y el uso de la formulación de liberación

12. FICHAS INFORMATIVAS SOBRE SUSTANCIAS QUÍMICAS

lenta debería dar lugar a concentraciones mucho más bajas que la dosis aprobada de 1 mg/l y a exposiciones reales mucho más bajas que las exposiciones teóricas calculadas anteriormente.

ANEXO 1

Documentación de soporte de las Guías

Las *Guías para la calidad del agua de consumo humano* están acompañadas de textos separados que proporcionan información de referencia que respalda la derivación de las Guías y ofrecen orientación sobre buenas prácticas para su aplicación efectiva. Estos están disponibles como textos publicados, a través de la Internet (http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/drinking-water-guidelines-publications/en/) y en CD-ROM. Se pueden solicitar a <http://www.who.int/bookorders>.

Documentos complementarios publicados

A practical guide to auditing water safety plans

Publicado en 2015 por la Organización Mundial de la Salud

Proporciona orientación sobre el desarrollo e implementación de un esquema de auditoría de PSA, incluye ejemplos, estudios de caso y herramientas de más de una docena de países de bajos, medianos y altos ingresos con experiencia en auditoría de PSA

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/auditing-water-safety-plans/en/

Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods

Editado por A. Dufour et al.

Publicado en 2003 por IWA Publishing en nombre de la Organización Mundial de la Salud y la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos. Revisión de la literatura sobre los abordajes y métodos que se usan en la evaluación de la seguridad microbiana del agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/assessing-microbial-safety-of-drinking-water/en/

Boil water

Publicado en 2015 por la Organización Mundial de la Salud

Proporciona las bases científicas de la eficacia de hervir el agua http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/boiling-water/en/

Calcium and magnesium in drinking-water: Public health significance

Editado por J. Cotruvo y J. Bartram

Publicado en 2009 por la Organización Mundial de la Salud

Revisión de la contribución del agua de consumo humano a la ingesta total diaria de calcio y magnesio, y una evaluación de los posibles beneficios para la salud, incluida la reducción de mortalidad por enfermedades cardiovasculares y osteoporosis.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/publication_9789241563550/en/

Chemical safety of drinking-water: Assessing priorities for risk management

T. Thompson et al.

Publicado en 2007 por la Organización Mundial de la Salud

Herramienta que ayuda en la realización de una evaluación sistemática de sistemas de abastecimiento de agua con el fin de priorizar, controlar o eliminar productos químicos en el agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/dwchem_safety/en/

Domestic water quantity, service level and health

G. Howard and J. Bartram

Publicado en 2003 por la Organización Mundial de la Salud

Requerimientos de agua para fines relacionados con la salud con el fin de determinar las necesidades mínimas aceptables de consumo (para la hidratación y la preparación de alimentos) y la higiene básica.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/wsh0302/en/

Evaluating household water treatment options: Health-based targets and microbiological performance specifications

J. Brown and M. Sobsey

Publicado en 2011 por la Organización Mundial de la Salud

Establece metas de salud y protocolos de pruebas para los abordajes de tratamiento de agua en el punto de uso; incluye cómo informar el desarrollo de programas de certificación del país.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/household_water/en/

Evaluation of the H₂S method for detection of fecal contamination of drinking water

M. Sobsey y F. Pfaender

Publicado en 2002 por la Organización Mundial de la Salud

Compila el fundamento científico, la validez, los datos disponibles e información sobre el uso de "pruebas de H₂S" como medidas o indicadores de contaminación

fecal en el agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/h2s-method-for-detection-of-fecal-contamination/en/

Fluoride in drinking-water

J.K. Fawell et al.

Publicado en 2006 por IWA en nombre de la Organización Mundial de la Salud Proporciona información sobre la presencia de flúor en el agua de consumo humano, sus efectos en la salud, las maneras de reducir los niveles excesivos y los métodos para analizar fluoruro en el agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/fluoride-in-drinking-water/en/

Guía de higiene y saneamiento de los transportes aéreos, 3a. edición. Módulo 1: Agua; Módulo 2: Limpieza y desinfección de las instalaciones

Publicado en 2009 por la Organización Mundial de la Salud

Aborda los aspectos relacionados con el agua y la limpieza y desinfección de las instalaciones con el objetivo de ayudar a todos los tipos de operadores de aeropuertos y aeronaves y a otros organismos responsables para que logren altos niveles de higiene y saneamiento, con el fin de proteger a los viajeros.

http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/78037/1/9789275317037_spa.pdf?ua=1

Guide to ship sanitation, 3rd edition

Publicado en 2012 por la Organización Mundial de la Salud

Presenta la importancia de los buques para la salud pública en términos de enfermedad y releva la importancia de aplicar medidas de control adecuadas.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/ship_sanitation_guide/en/

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

Publicado en 2003 por la Organización para la Agricultura y la Alimentación de las Naciones Unidas y la Organización Mundial de la Salud

Presenta un marco práctico y un abordaje estructurado para la caracterización de peligros de patógenos en los alimentos y el agua, con el fin de ayudar a los científicos de organizaciones gubernamentales y de instituciones de investigación.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/hazard-characterization-for-pathogens/en/

Health aspects of plumbing

Publicado en 2006 por la Organización Mundial de la Salud y el World Plumbing Council

Describe los procesos que intervienen en el diseño, instalación y mantenimiento de sistemas de gasfitería eficaces e incluye la consideración de las preocupaciones relacionadas con los microbios y los aspectos químicos, físicos y financieros asociados con la gasfitería.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/plumbing-health-aspects/en/

Heterotrophic plate counts and drinking-water safety: The significance of HPCs for water quality and human health

Editado por J. Bartram et al.

Publicado en 2003 por IWA Publishing en nombre de la Organización Mundial de la Salud

Evaluación del papel que desempeña la medición del recuento heterotrófico en placas en la gestión de la seguridad del agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/hpc/en/

Legionella and the prevention of legionellosis

Editado por J. Bartram et al.

Publicado en 2007 por la Organización Mundial de la Salud

Presenta una visión general de las fuentes, la ecología y la detección en el laboratorio de la bacteria Legionella, la evaluación de riesgos y la gestión de riesgos en entornos susceptibles, las medidas necesarias para prevenir o controlar adecuadamente los riesgos y las políticas y prácticas de gestión en caso de brotes.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/legionella/en/

Management of cyanobacteria in drinking-water supplies: information for regulators and water suppliers

Publicado en 2015 por la Organización Mundial de la Salud

Orientación para reguladores y proveedores de agua con el fin de prevenir y manejar las floraciones de cianobacterias.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/cyanobacteria_in_drinking-water/en/

Managing water in the home: Accelerated health gains from improved water supply

M. Sobsey

Publicado en 2002 por la Organización Mundial de la Salud

Revisión de los diferentes métodos y sistemas de recolección, tratamiento y almacenamiento del agua en los hogares.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/wsh0207/en/

Pathogenic mycobacteria in water: A guide to public health consequences, monitoring and management

Editado por J. Bartram et al.

Publicado en 2004 por IWA Publishing en nombre de Organización Mundial de la Salud

Descripción de la distribución, vías de transmisión e infección, y orientación para el control de micobacterias ambientales patógenas en el agua y en otros ambientes.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pathogenic-mycobacteria-in-water/en/

Pharmaceuticals in drinking-water

Publicado en 2012 por la Organización Mundial de la Salud

Proporciona orientaciones y recomendaciones prácticas, basadas en pruebas, para el manejo de productos farmacéuticos en el agua potable.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pharmaceuticals-in-drinking-water/en/

Protecting groundwater for health: Managing the quality of drinking-water sources

Editado por O. Schmoll et al.

Publicado en 2006 por la Organización Mundial de la Salud

Analiza los peligros a los que está expuesta la calidad del agua subterránea y el riesgo de que puedan presentarse en una fuente específica. Esta es una herramienta para desarrollar estrategias con el fin de proteger las aguas subterráneas y, por ende, la salud mediante la gestión de la calidad de las fuentes de agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/protecting-groundwater/en/

Protecting surface water for health: identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface water catchments

Publicado en 2016 por la Organización Mundial de la Salud

Proporciona un enfoque estructurado para comprender las aguas superficiales y sus cuencas de captación con el propósito de apoyar la identificación, evaluación y priorización de los riesgos, y el desarrollo de estrategias de gestión para su control como base del abastecimiento del agua potable.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/pswh/en/

Quantifying public health risk in the WHO Guidelines for drinking-water quality: A burden of disease approach

A.H. Havelaar and J.M. Melse

Publicado en 2003 por el National Institute for Public Health and the Environment de los Países Bajos

Documento para generar debate sobre los conceptos y la metodología del indicador años de vida ajustados en función de la discapacidad (AVAD) como métrica común en salud pública y su utilidad en la calidad del agua de consumo humano.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/quantifyinghealthrisks/en/

Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management

Publicado en 2016 por la Organización Mundial de la Salud

Sintetiza los conocimientos actuales sobre la evaluación cuantitativa del riesgo microbiano (QMRA) para facilitar su aplicación en la práctica del abastecimiento de agua, el reúso del agua y el uso recreativo del agua con el propósito de apoyar la gestión de riesgos asociados con patógenos fecales en el contexto relacionado con el agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/qmra/en/

Rapid assessment of drinking-water quality: A handbook for implementation

Publicado en 2011 por la Organización Mundial de la Salud y el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia

Guía práctica para monitorear rápidamente la calidad y la seguridad del agua con la incorporación de métodos estadísticos, encuestas sanitarias y abordajes de campo.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/rapid_assessment/en/

Review of latest available evidence on potential transmission of avian influenza (H5N1) through water and sewage and ways to reduce the risks to human health

Publicado en 2006 por la Organización Mundial de la Salud

Resumen de los últimos estudios disponibles y los hallazgos sobre la gripe aviar (H5N1) relativos a los recursos hídricos, sistemas de abastecimiento de agua, saneamiento (heces humanas, sistemas de alcantarillado y residuos de establecimientos de salud) y la higiene.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/potential-transmission-of-avian-influenza/en/

Risk assessment of Cryptosporidium in drinking water

G. Medema et al.

Publicado en 2009 por la Organización Mundial de la Salud

Texto complementario de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano*, que proporciona más datos sobre *Cryptosporidium* para ayudar a las autoridades del país en el establecimiento de metas sanitarias y a los proveedores de agua para que determinen el desempeño requerido en los procesos de tratamiento del agua como parte de un plan específico del sistema de seguridad del agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/cryptoRA/en/

Safe drinking-water from desalination

Publicado en 2011 por la Organización Mundial de la Salud

Destaca los principales riesgos para la salud relacionados con diferentes procesos de desalinización y proporciona orientación sobre la evaluación adecuada de riesgos y los procedimientos de gestión de riesgos que garanticen la seguridad del agua de consumo humano desalinizada.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/desalination_guidance/en/

Safe piped water: Managing microbial water quality in piped distribution systems

Editado por R. Ainsworth

Publicado en 2004 por IWA Publishing en nombre de la Organización Mundial de la Salud

Informe sobre los contaminantes microbianos, el crecimiento de microorganismos en las redes de distribución y las prácticas que contribuyen a garantizar la seguridad del agua de consumo humano en sistemas de distribución por tubería.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/safe-piped-water/en/

Scaling up household water treatment among low-income populations

T. Clasen

Publicado en 2009 por la Organización Mundial de la Salud

Examina la evidencia hasta la fecha en cuanto a la escala de los sistemas de tratamiento de agua en el hogar. Sus principales objetivos son revisar el desarrollo y evolución de las principales tecnologías de tratamiento domiciliario del agua, los esfuerzos por lograr mayor escala e identificar las principales restricciones que se han encontrado y las maneras de superarlas.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/household_water_treatment/en/

Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management

Editado por I. Chorus and J. Bartram

Publicado en 1999 por E & FN Spon en nombre de Organización Mundial de la Salud

Informe sobre los aspectos de la gestión de riesgos derivados de las cianobacterias y sus toxinas; detalla información necesaria para proteger las fuentes de agua de consumo humano y aguas recreacionales de estos peligros para la salud.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxiccyanobact/en/

Turbidity: information for regulators and operators of water supplies

Publicado en 2017 por la Organización Mundial de la Salud

Proporciona información sobre los usos y la importancia de la turbidez; está destinado a los reguladores y operadores de los suministros de agua potable.

Upgrading water treatment plants

E.G. Wagner y R.G. Pinheiro

Publicado en 2001 por Spon Press en nombre de la Organización Mundial de la Salud

Guía práctica para mejorar el desempeño de las plantas de tratamiento de agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/treatplants/en/

Water quality—Guidelines, standards and health: Assessment of risk and risk management for water-related infectious disease

Editado por L. Fewtrell y J. Bartram

Publicado en 2001 por IWA Publishing en nombre de Organización Mundial de la Salud

Orientación sobre temas relacionados con la calidad microbiana del agua y la salud; está dirigido a los científicos ambientales y de salud pública, especialistas en agua, a los responsables de establecer políticas y a quienes elaboran normas y reglamentos.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/whoiwa/en/

Water safety in buildings

Editado por D. Cunliffe et al.

Proporciona orientación para la gestión del sistema de abastecimiento de agua en edificios (p. ej., en hospitales, escuelas, centros de atención de la salud, hoteles), donde las personas pueden beber agua; utilizar agua para la preparación de alimentos; lavarse, ducharse, nadar o usar agua en otras actividades recreativas; o estar expuestas a aerosoles producidos por dispositivos que utilizan agua, como las torres de enfriamiento.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/9789241548106/en/

Water safety in distribution systems

Publicado en 2014 por la Organización Mundial de la Salud

Herramienta de referencia para apoyar a los proveedores de agua y reguladores que están familiarizados con el enfoque del plan de seguridad del agua a fin de mejorar la evaluación de riesgos y la gestión y planificación de inversiones para sus sistemas de distribución de agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/water-safety-in-distribution-system/en/

Manual para el desarrollo de planes de seguridad del agua: metodología pormenorizada de gestión de riesgos para proveedores de agua de consumo

Publicado en 2014 por la Oficina Regional para Europa de la Organización Mundial de la Salud

Contiene breves explicaciones sobre el proceso de planificación de la seguridad del agua (incluye plantillas y consejos prácticos) que apoyan el desarrollo y la implementación de PSA en comunidades pequeñas.

http://apps.who.int/iris/bitstream/10665/75142/1/9789243562636_spa.pdf

Water safety plan manual: Step-by-step risk management for drinking-water suppliers

J. Bartram et al.

Publicado en 2009 por la Organización Mundial de la Salud

Ofrece orientación para la elaboración e implementación de un plan de seguridad del agua a través de 11 módulos de aprendizaje. Cada uno de ellos representa un paso clave en el proceso de desarrollo del plan de seguridad del agua y su aplicación.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/publication_9789241562638/en/

Water safety planning for small community water supplies

Publicado en 2012 por la Organización Mundial de la Salud

Guía paso a paso para que las pequeñas comunidades rurales y remotas planifiquen, diseñen e implementen sus planes de seguridad del agua, incluidas las comunidades con sistemas de abastecimiento de agua por tuberías, las que usan fuentes puntuales y las que utilizan distintas opciones técnicas de suministro de agua a nivel comunitario.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-comm-water-supplies/en/

Water safety plans: Managing drinking-water quality from catchment to consumer

A. Davison et al.

Publicado en 2005 por la Organización Mundial de la Salud

Orientación sobre estrategias mejoradas para la gestión preventiva, control y monitoreo de la calidad del agua de consumo humano.

http://who.int/water_sanitation_health/publications/wsp0506/en

Water treatment and pathogen control: Process efficiency in achieving safe drinking-water

M.W. LeChevallier and K.K. Au

Publicado en 2004 por IWA Publishing en nombre de Organización Mundial de la Salud

Análisis crítico de la remoción e inactivación de microbios patógenos en el agua para ayudar al especialista en calidad del agua y al ingeniero de diseño en la toma de decisiones con respecto a la calidad microbiana del agua.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/water-treatment-and-pathogen-control/en/

Waterborne zoonoses: Identification, causes and control

Editado por J.A. Cotruvo et al.

Publicado en 2004 por IWA Publishing en nombre de Organización Mundial de la Salud

Herramienta valiosa para todos los profesionales involucrados en la evaluación y gestión de zoonosis transmitidas por el agua, que son enfermedades causadas por microorganismos de origen animal que también infectan a los humanos.

http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/waterborne-zoonoses/en/

ANEXO 2

Referencias citadas^{1,2}

Capítulo 1

- Brikké F (2000) *Operation and maintenance of rural water supply and sanitation systems: a training package for managers and planners*. Delft, IRC International Water and Sanitation Centre; y Ginebra, Organización Mundial de la Salud. http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/omruralsystems/en/
- OMS (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- OMS (1997) *Guidelines for drinking-water quality*, 2nd ed. Vol. 3. *Surveillance and control of community supplies*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/)
- Sawyer R, Simpson-Hébert M, Wood S (1998) *PHAST step-by-step guide: A participatory approach for the control of diarrhoeal disease*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/EOS/98.3; http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/phastep/en/)
- Simpson-Hébert M, Sawyer R, Clarke L (1996) *The Participatory Hygiene and Sanitation Transformation (PHAST) initiative: a new approach to working with communities*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa de Agua y Saneamiento del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo/Banco Mundial (WHO/EOS/96.11; <http://apps.who.int/iris/handle/10665/63260>)

Capítulo 3

- Howard G et al. (2002) *Healthy villages: A guide for communities and community health workers*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/healthvillages/en/)
- Prüss A, Corvalan C (2006) *Preventing disease through healthy environments. Towards an estimate of the environmental burden of disease*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud

¹Esta lista incluye todas las referencias citadas en el texto, excepto los documentos complementarios de las Guías, que se listan de manera separada en el Anexo 1, y las referencias bibliográficas seleccionadas del capítulo 11, que se citan luego de cada hoja de información sobre determinado microbio en ese capítulo.

²Los enlaces web de este anexo se han actualizado en enero de 2011.

(http://www.who.int/entity/quantifying_ehimpacts/publications/preventingdisease.pdf).

Prüss A et al. (2002) Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, 110:537–542.

Capítulo 4

Bartram J, 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, 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 Ambiente (http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf).

OMS (1997) *Guidelines for drinking-water quality, 2da ed. Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

Capítulo 5

Lloyd B, Bartram J (1991) Surveillance solutions to microbiological problems in water quality control in developing countries. *Water Science and Technology*, 24(2):61–75.

OMS (1976) *Surveillance of drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.

OMS (1997) *Guidelines for drinking-water quality, 2nd ed. Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/).

Capítulo 6

APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21va ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, pp. 7–15.

Bartram J, 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, 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 Ambiente (http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/resourcesquality/waterqualmonitor.pdf).

Cotruvo JA et al. (2010) *Desalination technology: Health and environmental impacts*. Boca Raton, FL, CRC Press.

FAO/OMS (2009) *Benefits and risks of the use of chlorine-containing Disinfectants in food production and food processing. Report of a Joint FAO/WHO Expert Meeting*. Ginebra, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Organización Mundial de la Salud. (http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241598941_eng.pdf).

Hutin Y, Luby S, Paquet C (2003) A large cholera outbreak in Kano City, Nigeria: The importance of hand washing with soap and the danger of street-vended water. *Journal of Water and Health*, 1:45–52.

OMS (1997) *Guidelines for drinking-water quality, 2da ed. Vol. 3. Surveillance and control of community supplies*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/small-water-supplies-guidelines/en/)

- OMS (2005a) *International Health Regulations (2005)*, 2da ed. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241580410_eng.pdf).
- OMS (2005b) *Nutrients in drinking water*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/nutrients-in-dw/en/)
- Wisner B, Adams J (2003) *Environmental health in emergencies and disasters: a practical guide*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/emergencies2002/en/).

Capítulo 7

- Asamblea Mundial de la Salud (1991) *Elimination of dracunculiasis: Resolution of the 44th World Health Assembly*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (Resolución No. WHA 44.5).
- AWWA (1999) *Waterborne pathogens: AWWA manual M48*. Denver, CO, American Water Works Association.
- Bitton G (2005) *Wastewater microbiology*, 3ra ed. Nueva York, NY, John Wiley & Sons.
- Chevrefils G et al. (2006) UV dose required to achieve incremental log inactivation of bacteria, protozoa and viruses. *IUVA News*, 8(1):38–45.
- Clasen T et al. (2006) Interventions to improve water quality for preventing diarrhoea (Cochrane Review). En: *The Cochrane Library*, Issue 3. Oxford, Update Software (CD004794).
- Cotruvo JA, Sobsey M (2006) Point-of-use water treatment for home and travel. En: Grabow W, ed. UNESCO *encyclopedia of life support systems*. Paris, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (<http://www.eolss.net>).
- Dullemont YJ et al. (2006) Removal of microorganisms by slow sand filtration. En: Gimbel R, Graham NJD, Collins MR, eds. *Recent progress in slow sand and alternative biofiltration processes*. Londres, IWA Publishing, pp. 12–20.
- Feachem RG et al. (1983) *Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management*. Chichester, John Wiley.
- Fewtrell L, Colford J (2004) *Water, sanitation and hygiene: Interventions and diarrhoea—A systematic review and meta-analysis*. Health, Nutrition, and Population Family of the World Bank Human Development Network (<http://siteresources.worldbank.org/HEALTHNUTRITIONANDPOPULATION/Resources/281627-1095698140167/Fewtrell%26ColfordJuly2004.pdf>).
- Gerba CP et al. (1996) Waterborne rotavirus: A risk assessment. *Water Research*, 30(12):2929–2940.
- Haas CN, Rose JB, Gerba CP (1999) *Quantitative microbial risk assessment*. Nueva York, NY, Wiley.
- Hijnen WAM, Beerendonk EF, Medema GJ (2006) Inactivation credit of UV radiation for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water: A review. *Water Research*, 40:3–22.
- Jones K, Betaieb M, Telford DR (1990) Seasonal variation of thermophilic campylobacters in sewage sludge. *Journal of Applied Bacteriology*, 69:185–189.
- Koenraad PMFJ et al. (1994) Survey of *Campylobacter* in sewage plants in the Netherlands. *Food Microbiology*, 11:65–73.
- Lodder WJ, de Roda Husman AM (2005) Presence of noroviruses and other enteric viruses in sewage and surface waters in the Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(3):1453–1461.
- Lodder WJ et al. (2010) Presence of enteric viruses in source waters for drinking water production in the Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(17):5965–5971.
- Maier RM, Pepper IL, Gerba CP (2000) *Environmental microbiology*. Nueva York, NY, Academic Press.

- Masini L et al. (2007) Research and characterization of pathogenic vibrios from bathing water along the Conero Riviera (central Italy). *Water Research*, 41(18):4031–4040.
- Metcalf & Eddy, Inc. (2003) *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. Nueva York, NY, McGraw Hill.
- Nath KJ, Bloomfield S, Jones M (2006) *Household water storage, handling and point-of-use treatment*. Una revisión encargada por el Foro Científico Internacional de Higiene en el Hogar (http://www.ifh-homehygiene.org/2003/2library/low_res_water_paper.pdf).
- OMS (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/emergingissues/en/).
- OMS (2005) *Preventing travellers' diarrhoea: How to make drinking water safe*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/travel diarrhoea/en/).
- Rutjes SA et al. (2009) Detection of infectious rotavirus in naturally contaminated source waters for drinking water production. *Journal of Applied Microbiology*, 107(1):97–105.
- Schijven JF, de Roda Husman AM (2006) A survey of diving behaviour and accidental water ingestion among Dutch occupational and sport divers to assess the risk of infection with waterborne pathogenic microorganisms. *Environmental Health Perspectives*, 114:712–717.
- Stampi S et al. (1992) Occurrence, removal, and seasonal variation of “thermophilic” campylobacters in a sewage treatment plant in Italy. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*, 193:199–210.
- Stelzer W (1988) [Detection of *Campylobacter jejuni* and *C. coli* in waste water.] *Zentralblatt für Mikrobiologie*, 143(1):47–54 (en alemán).
- Wright J, Gundry S, Conroy R (2003) Household drinking water in developing countries: A systematic review of microbiological contamination between source and point-of-use. *Tropical Medicine & International Health*, 9(1):106–117.

Capítulo 8

- FAO/OMS (2009) *Principles and methods for the risk assessment of chemicals in food*. Ginebra, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura y Organización Mundial de la Salud (Criterios de Salud Ambiental 240; <http://www.who.int/foodsafety/publications/chemical-food/en/>).
- IPCS (1994) *Assessing human health risks of chemicals: Derivation of guidance values for health-based exposure limits*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc170.htm>).
- IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 216; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm>).
- IPCS (2005) *Chemical-specific adjustment factors for interspecies differences and human variability: Guidance document for use of data in dose/concentration–response assessment*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Harmonization Project Document No. 2; <http://www.inchem.org/documents/harmproj/harmproj/harmproj2.pdf>).
- IPCS (2009) *Principles for modelling dose–response for risk assessment of chemicals*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 239; http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241572392_eng.pdf).
- Krishnan K, Carrier R (2013). The use of exposure source allocation factor in the risk assessment of drinking-water contaminants. *J Toxicol Environ Health B*. 16(1):39–51.

- OMS (2006) *Guidelines for safe recreational water environments. Vol. 2. Swimming pools and similar environments*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (: http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/safe-recreational-water-guidelines-2/en/).
- OMS/TDR (2009) *Dengue—Guidelines for diagnosis, treatment, prevention and control*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud y el Programa Especial de Investigaciones y Enseñanzas sobre Enfermedades Tropicales (TDR) (http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241547871_eng.pdf).
- Solecki R et al. (2005) Guidance on setting of acute reference dose (ARfD) for pesticides. *Food and Chemical Toxicology*, 43:1569–1593 (<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/16040182>).

Capítulo 9

- APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21st ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association y Water Environment Federation, pp. 7–15.
- Auvinen A et al. (2005) Radon and other natural radionuclides in drinking water and risks of stomach cancer: A case-cohort study in Finland. *International Journal of Cancer*, 10:109–113.
- Brenner D et al. (2003) Cancer risks attributable to low doses of ionizing radiation: Assessing what we really know. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100(24):13761–13766.
- Brown J, Hammond B, Wilkins DT (2008) *Handbook for assessing the impact of a radiological incident on levels of radioactivity in drinking water and risks to operatives at water treatment works: Supporting scientific report*. Chilton, Oxfordshire, Health Protection Agency (HPA-RPD-041; http://www.dwi.gov.uk/research/completed-research/reports/DWI70-2-192_supporting.pdf).
- Comisión Europea (2001) Commission recommendation of 20 December 2001 on the protection of the public against exposure to radon in drinking water supplies. *Official Journal of the European Communities*, L344:85–87 (http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radioprotection/doc/legislation/01928_en.pdf).
- Health Canada (2009) *Guidelines for Canadian drinking water quality: Guideline technical document—Radiological parameters*. Ottawa, Ontario, Health Canada, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Radiation Protection Bureau (Catálogo No. H128-1/10-614E-PDF; http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/water-eau/radiological_para-radiologiques/radiological_para-radiologiques-eng.pdf).
- ICRP (1996) Age-dependent doses to the members of the public from intake of radionuclides. Part 5. Compilation of ingestion and inhalation coefficients. ICRP Publication 72. *Annals of the ICRP*, 26(1).
- ICRP (2000) Protection of the public in situations of prolonged radiation exposure. Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 82. *Annals of the ICRP*, 29(1–2).
- ICRP (2008) The 2007 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. *Annals of the ICRP*, 37(2–4).
- ICRP (2009a) Application of the Commission's recommendations for the protection of people in emergency exposure situations. ICRP Publication 109. *Annals of the ICRP*, 39(1).
- ICRP (2009b) International Commission on Radiological Protection statement on radon (ICRP Ref 00/902/09; http://www.icrp.org/docs/ICRP_Statement_on_Radon%28November_2009%29.pdf).
- ISO (2003) *Standard ISO 5667 3: Water quality—Sampling—Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

- ISO (2006a) *Standard ISO 5667 1: Water quality—Sampling—Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2006b) *Standard ISO 5667-5: Water quality—Sampling—Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2007) *Standard ISO 9696: Water quality—Measurement of gross alpha activity in non-saline water—Thick source method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2008) *Standard ISO 9697: Water quality—Measurement of gross beta activity in non-saline water—Thick source method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2009a) *Standard ISO 5667-11: Water quality—Sampling—Part 11: Guidance on sampling of groundwaters*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2009b) *Standard ISO 10704: Water quality—Measurement of gross alpha and gross beta activity in non-saline water—Thin source deposit method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- Nair RR et al. (2009) Background radiation and cancer incidence in Kerala, India—Karanagappally cohort study. *Health Physics*, 96(1):55–66.
- NAS (1999) *Report on risk assessment of radon in drinking water*. Washington, DC, National Research Council, National Academy Press.
- OIEA (2002) *Safety requirements on preparedness and response for a nuclear or radiological emergency*. Viena, Organismo Internacional de Energía Atómica (Colección de Normas de Seguridad No. GS-R-2).
- OIEA, OMS (2005) *Development of an extended framework for emergency response criteria*. Viena, Organismo Internacional de Energía Atómica (TECDOC-1432).
- OIEA, OMS (2010) *Criteria for use in planning response to nuclear and radiological emergencies*. Viena, Organismo Internacional de Energía Atómica (Safety Guide DS44).
- OMS (2002) *Establishing a dialogue on risks from electromagnetic fields*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- OMS (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- Picano E (2008) Informed consent and communication of risk from radiological and nuclear medicine examinations: How to escape from a communication inferno. *British Medical Journal*, 329:849–851.
- Standards Australia, Standards New Zealand (1998) *Water quality—Sampling—Guidance on the design of sampling programs, sampling techniques and the preservation and handling of samples*. Homebush, Australia, and Wellington, New Zealand, Joint Australian/New Zealand Standards (AS/NZS 5667.1.1998).
- Tao Z (2000) Cancer mortality in the high background radiation areas of Yangjiang, China during the period between 1979 and 1995. *Journal of Radiation Research* (Tokyo), 41(Suppl.):31–41.
- UNSCEAR (2000) *Report: Sources, effects and risks of ionizing radiation*. Nueva York, NY, Naciones Unidas, Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas (http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html).
- UNSCEAR (2008) *Report: Sources and effects of ionizing radiation. Vol. I. Sources*. Nueva York, NY, Naciones Unidas, Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas (http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2008_1.html).
- USEPA (2007) *Communicating radiation risks*. Washington, DC, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Publicación de la EPA 402-F-07-008).
- Ye W et al. (1998) Mortality and cancer incidence in Misasa, Japan, a spa area with elevated radon levels. *Japanese Journal of Cancer Research*, 89(8):789–796.

Capítulo 11³

OMS (2003) *Emerging issues in water and infectious disease*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/emergingissues/en/).

Capítulo 12⁴

Documentos de referencia para la preparación de las Guías de la OMS para la calidad del agua de consumo humano⁵

- OMS (2003) *1,1-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/19).
- OMS (2003) *1,1,1-Trichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/65).
- OMS (2003) *1,2-Dibromo-3-chloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/34).
- OMS (2003) *1,2-Dibromoethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/66).
- OMS (2003) *1,2-Dichloroethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/67).
- OMS (2003) *1,2-Dichloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/72).
- OMS (2003) *1,2-Dichloropropane (1,2-DCP) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/61).
- OMS (2003) *1,3-Dichloropropane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/35).
- OMS (2003) *1,3-Dichloropropene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/36).
- OMS (2003) *2,4-D in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/70).
- OMS (2003) *2-Phenylphenol and its sodium salt in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/69).
- OMS (2003) *Alachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/31).

³Al final de cada hoja de información microbiológica del capítulo 11 se incluyen referencias bibliográficas seleccionadas.

⁴Las referencias citadas por el nombre del autor y año en el capítulo 12, aquí están alfabetizadas por el título.

⁵Todos los documentos de referencia se pueden encontrar en http://www.who.int/water_sanitation_health/water-quality/guidelines/chemicals/en/

ANEXOS

- OMS (2003) *Aldicarb in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/72).
- OMS (2003) *Aldrin and dieldrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/73).
- OMS (2003) *Ammonia in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/1).
- OMS (2003) *Antimony in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/74).
- OMS (2003) *Asbestos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/2).
- OMS (2003) *Benzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/24).
- OMS (2003) *Carbofuran in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/81).
- OMS (2003) *Carbon tetrachloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/82).
- OMS (2003) *Chlordane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/84).
- OMS (2003) *Chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/3).
- OMS (2003) *Chlorine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/45).
- OMS (2003) *Chloroacetones in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/50).
- OMS (2003) *Chlorophenols in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/47).
- OMS (2003) *Chlorophenoxy herbicides (excluding 2,4-D and MCPA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/44).
- OMS (2003) *Chloropicrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/52).
- OMS (2003) *Chlorotoluron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/33).
- OMS (2003) *Chlorpyrifos in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality.* Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/87).

- OMS (2003) *Chromium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/4).
- OMS (2003) *Cyanazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/60).
- OMS (2003) *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/57).
- OMS (2003) *DDT and its derivatives in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/89).
- OMS (2003) *Dialkyltins in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/109).
- OMS (2003) *Dichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/28).
- OMS (2003) *Dichloromethane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/18).
- OMS (2003) *Di(2-ethylhexyl)adipate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/68).
- OMS (2003) *Di(2-ethylhexyl)phthalate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/29).
- OMS (2003) *Dimethoate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04).
- OMS (2003) *Edetic acid (EDTA) in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/58).
- OMS (2003) *Endosulfan in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/92).
- OMS (2003) *Ethylbenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/26; http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/dwq/chemicals/ethylbenzene.pdf).
- OMS (2003) *Heptachlor and heptachlor epoxide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/99).
- OMS (2003) *Hexachlorobutadiene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/101).
- OMS (2003) *Hydrogen sulfide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/7).

- OMS (2003) *Iodine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/46).
- OMS (2003) *Iron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/08).
- OMS (2003) *Isoproturon in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/37).
- OMS (2003) *Lindane in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/102).
- OMS (2003) *Malathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/103).
- OMS (2003) *Metolachlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/39).
- OMS (2003) *Molinate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/40).
- OMS (2003) *MX in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/108).
- OMS (2003) *Nitrilotriacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/30).
- OMS (2003) *Pendimethalin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/41).
- OMS (2003) *Pentachlorophenol in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/62).
- OMS (2003) *Polynuclear aromatic hydrocarbons in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/59).
- OMS (2003) *Propanil in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/112).
- OMS (2003) *Silver in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/14).
- OMS (2003) *Simazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/42).
- OMS (2003) *Sodium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/15).

- OMS (2003) *Styrene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/27).
- OMS (2003) *Terbuthylazine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/63).
- OMS (2003) *Tetrachloroethene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/23).
- OMS (2003) *Toluene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/116).
- OMS (2003) *Total dissolved solids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/16).
- OMS (2003) *Trichloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/120).
- OMS (2003) *Trichlorobenzenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/117).
- OMS (2003) *Trifluralin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/43).
- OMS (2003) *Xylenes in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/25).
- OMS (2003) *Zinc in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/17).
- OMS (2004) *Brominated acetic acids in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/79).
- OMS (2004) *Copper in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/88).
- OMS (2004) *Endrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/93).
- OMS (2004) *Epichlorohydrin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/94).
- OMS (2004) *Fenitrothion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/95).
- OMS (2004) *Fluoride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/96).
- OMS (2004) *Halogenated acetonitriles in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/98).

- OMS (2004) *Hexachlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/100).
- OMS (2004) *Inorganic tin in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/115).
- OMS (2004) *Methoxychlor in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/105).
- OMS (2004) *Methyl parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/106).
- OMS (2004) *Monochloramine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/83).
- OMS (2004) *Monochloroacetic acid in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/85).
- OMS (2004) *Monochlorobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/107).
- OMS (2004) *Parathion in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/110).
- OMS (2004) *Sulfate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/114).
- OMS (2004) *Vinyl chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/119).
- OMS (2005) *1,1-Dichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/20).
- OMS (2005) *Bromate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/05.08/78).
- OMS (2005) *1,4-Dioxane in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/120).
- OMS (2005) *Chloral hydrate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/49).
- OMS (2005) *Dichloroacetic acid in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/121).
- OMS (2005) *Formaldehyde in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/48).
- OMS (2005) *Glyphosate and AMPA in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/97).

- OMS (2005) *Mercury in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/10).
- OMS (2005) *Methyl tertiary-butyl ether (MTBE) in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/122).
- OMS (2005) *Trichloroethene in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/22).
- OMS (2005) *Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/64).
- OMS (2007) *Nickel in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva, World Health Organization (WHO/SDE/WSH/07.08/55).
- OMS (2007) *pH in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/07.01/1).
- OMS (2008) *Carbaryl in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/5).
- OMS (2008) *Diflubenzuron in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/6).
- OMS (2008) *Methoprene in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/14).
- OMS (2008) *N-Nitrosodimethylamine in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/8).
- OMS (2008) *Novaluron in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/11).
- OMS (2008) *Petroleum products in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/123).
- OMS (2008). *Pyriproxyfen in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Geneva: World Health Organization (WHO/HSE/AMR/08.03/9).
- OMS (2008) *Sodium dichloroisocyanurate in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/08.03/3).
- OMS (2009) *Bacillus thuringiensis israelensis (Bti) in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/8).
- OMS (2009) *Beryllium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/5).

- OMS (2009) *Boron in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/2).
- OMS (2009) *Bromide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/6).
- OMS (2009) *Cyanide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/3).
- OMS (2009) *Cyanogen chloride in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/9).
- OMS (2009) *Nitrobenzene in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/4).
- OMS (2009) *Potassium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/09.01/7).
- OMS (2009) *Temephos in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/AMR/09.01/1).
- OMS (2010) *Aluminium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/53).
- OMS (2010) *Spinosad in drinking-water: Use for vector control in drinking-water sources and containers. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/10.01.12).
- OMS (2011) *Acrylamide in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/71/Rev/1).
- OMS (2011) *Arsenic in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/75/Rev/1).
- OMS (2011) *Atrazine and its metabolites in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/10.01/11/Rev/1).
- OMS (2011) *Cadmium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/80/Rev/1).
- OMS (2011) *Hardness in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/HSE/WSH/10.01/10/Rev/1).
- OMS (2011) *Manganese in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/104/Rev/1).
- OMS (2011) *Molybdenum in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/11/Rev/1).

- OMS (2011) *Permethrin in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/05.08/111/Rev/1).
- OMS (2011) *Selenium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/13/Rev/1).
- OMS (2012) *Uranium in drinking-water. Background document for preparation of WHO Guidelines for drinking-water quality*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (WHO/SDE/WSH/03.04/118/Rev/1).

Otras referencias citadas

- Chorus I, Bartram J, eds (1999) *Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management*. Published by E & FN Spon, London, en nombre de la Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/toxiccyanobact/en/).
- EFSA (2014). Scientific opinion on the risks to public health related to the presence of perchlorate in food, in particular fruits and vegetables. EFSA J. 12(10):3869 (<http://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/3869.htm>, accessed 7 January 2014).
- FAO/OMS (1992) *Pesticide residues in food—1991 evaluations. Part II—Toxicology*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/92.52).
- FAO/OMS (1993) *Pesticide residues in food—1992 evaluations. Part II—Toxicology*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/93.34).
- FAO/OMS (1995) *Pesticide residues in food—1994 evaluations. Part II—Toxicology*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/95.2).
- FAO/OMS (1996) *Pesticide residues in food—1995 evaluations. Part II—Toxicological and environmental*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/96.48).
- FAO/OMS (1997) *Pesticide residues in food—1996 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/97.1).
- FAO/OMS (1998) *Pesticide residues in food—1997 evaluations. Part II—Toxicological and environmental*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/98.6).
- FAO/OMS (1999) *Pesticide residues in food—1998 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/99.18).
- FAO/OMS (2000) *Pesticide residues in food—1999 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/00.4).
- FAO/OMS (2001) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Fifty-fifth report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (Serie de Informes Técnicos de la OMS, No. 901).
- FAO/OMS (2001) *Pesticide residues in food—2000 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/01.3).

- FAO/OMS (2002) *Pesticide residues in food—2001 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/02.1).
- FAO/OMS (2003) *Pesticide residues in food—2002 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas (WHO/PCS/03.1).
- FAO/OMS (2004) *Evaluation of certain food additives and contaminants*. 65vo Informe del Comité Mixto FAO/OMS de Expertos en Aditivos Alimentarios. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (Serie de Informes Técnicos de la OMS No. 922).
- FAO/OMS (2004) *Vitamin and mineral requirements in human nutrition*, 2da ed. Informe de una Consulta Mixta FAO/OMS de Expertos, Bangkok, Tailandia, 21–30 de septiembre de 1998. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (<http://whqlibdoc.who.int/publications/2004/9241546123.pdf>).
- FAO/OMS (2006) *Pesticide residues in food—2005 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas.
- FAO/OMS (2007) *Aluminium (from all sources, including food additives)*. En: *Evaluation of certain food additives and contaminants. Sixty-seventh report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, pp. 33–44 (Serie de Informes Técnicos de la OMS, No. 940).
- FAO/OMS (2008) *Pesticide residues in food—2006 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Reunión Conjunta FAO/OMS sobre Residuos de Plaguicidas.
- FAO/OMS (2009) *Pesticide residues in food—2007 evaluations. Part II—Toxicological*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- FAO/OMS (2011) *Evaluation of certain contaminants in food. Seventy-second report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (Serie de Informes Técnicos de la OMS, No. 959).
- FAO/OMS (2011). Safety evaluation of certain contaminants in food. Prepared by the seventy-second meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Geneva: World Health Organization; 685–762 (WHO Food Additives Series 63; FAO JECFA Monographs 8).
- FAO/OMS (2011) *Evaluation of certain food additives and contaminants. Seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (Serie de Informes Técnicos de la OMS, No. 960).
- Fawell J et al. (2006) *Fluoride in drinking-water*. Londres, IWA Publicación en nombre de la Organización Mundial de la Salud (WHO Drinking-water Quality Series; http://www.who.int/entity/water_sanitation_health/publications/Fluoruro_drinking_water_full.pdf).
- Salud Canadá (2013). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Nitrate and nitrite. Ottawa (ON): Salud Canadá, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Water and Air Quality Bureau (http://hc-sc.gc.ca/ewh-smmt/pubs/water-eau/nitrate_nitrite/index-eng.php).
- IARC (1987) *Overall evaluations of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1–42*. Lyon, International Agency for Research on Cancer, pp. 100–106 (IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Supplement 7).
- IPCS (1992) *Endrin*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 130; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc130.htm>).

- IPCS (1992) *Methyl parathion*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 145; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc145.htm>).
- IPCS (1994) *Glyphosate*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 159; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc159.htm>).
- IPCS (1994) *Hexachlorobutadiene*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 156; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc156.htm>).
- IPCS (1995) *1,2-Dicloroethane*, 2da ed. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 176; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc176.htm>).
- IPCS (1995) *Report of the 1994 meeting of the Core Assessment Group*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas, Reunión Conjunta sobre Plaguicidas (WHO/PCS/95.7).
- IPCS (1996) *1,2-Dibromoethane*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 177; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc177.htm>).
- IPCS (1997) *Aluminium*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 194; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc194.htm>).
- IPCS (1997) *Hexachlorobenzene*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 195; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc195.htm>).
- IPCS (1998) *1,2-Dicloroethane*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 1; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad01.pdf>).
- IPCS (1998) *Copper*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 200; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc200.htm>).
- IPCS (1998) *Methyl tertiary-butyl ether*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 206; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc206.htm>).
- IPCS (1999) *Bacillus thuringiensis*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 217; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc217.htm>).
- IPCS (1999) *Carbon tetrachloride*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 208; http://www.who.int/entity/ipcs/publications/ehc/who_ehc_208.pdf).
- IPCS (1999) *Manganese and its compounds*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 12; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad12.pdf>).
- IPCS (1999) *Vinyl chloride*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 215; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc215.htm>).
- IPCS (2000) *Chloral hydrate*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical

ANEXOS

- Assessment Document No. 25; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad25.pdf>).
- IPCS (2000) *Disinfectants and disinfectant by-products*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 216; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc216.htm>).
- IPCS (2001) *Arsenic and arsenic compounds*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 224; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc224.htm>).
- IPCS (2001) *Barium and barium compounds*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 33; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad33.pdf>).
- IPCS (2001) *Beryllium and beryllium compounds*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 32; <http://www.inchem.org/documents/cicads/cicads/cicad32.htm>).
- IPCS (2002) *Fluoride*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Criterios de Salud Ambiental 227; <http://www.inchem.org/documents/ehc/ehc/ehc227.htm>).
- IPCS (2002) *Formaldehyde*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 40; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad40.pdf>).
- IPCS (2002) *N-Nitrosodimethylamine*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document No. 38; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad38.pdf>).
- IPCS (2003) *1,1-Dichloroethene (vinylidene chloride)*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 51; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad51.pdf>).
- IPCS (2003) *Elemental Mercury and inorganic mercury compounds: Human health aspects*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 50; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad50.pdf>).
- IPCS (2004) *Chloroform*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document 58; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad58.pdf>).
- IPCS (2004) *Hydrogen cyanide and cyanides: Human health aspects*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Programa Internacional de Seguridad de las Sustancias Químicas (Concise International Chemical Assessment Document No. 61; <http://www.who.int/entity/ipcs/publications/cicad/en/cicad61.pdf>).
- ISO (1982) *Water quality—determination of total arsenico*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización (ISO 6595-1982).
- OMS (2004) *Report of the seventh WHOPES working group meeting, 2–4 December 2003*, Geneva. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, WHO Pesticide Evaluation Scheme (WHO/CDS/WHOPES/2004.8; http://whqlibdoc.who.int/hq/2004/WHO_CDS_WHOPES_2004.8.pdf).
- OMS (2006) *Report of the ninth WHOPES working group meeting, 5–9 December 2005*, Geneva. Ginebra, Organización Mundial de la Salud, Control of Neglected Tropical Diseases, WHO

GUÍAS PARA LA CALIDAD DEL AGUA DE CONSUMO HUMANO

- Pesticide Evaluation Scheme (WHO/CDS/NTD/WHOPES/2006.2; http://whqlibdoc.who.int/hq/2006/WHO_CDS_NTD_WHOPES_2006.2_eng.pdf).
- OMS (2007) WHO *specifications and evaluations for public health pesticides: Bacillus thuringiensis subspecies israelensis strain AM65-52*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud (http://www.who.int/whopes/quality/Bti_eval_spec_Jun_07.pdf).
- OMS (2008). Acidified sodium chlorite. In: Safety evaluation of certain food additives and contaminants. Prepared by the sixty-eighth meeting of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA). Geneva: World Health Organization; 3–54 (Food Additives Series, No. 59; http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241660594_eng.pdf?ua=1).
- OMS (2012). Pesticide residues in food – 2011 evaluations. Part II. Toxicological. Geneva: World Health Organization.
- OMS (2013). Pesticide residues in food – 2012 evaluations. Part II. Toxicological. Geneva: World Health Organization.
- OMS (2014). Pesticide residues in food – 2013 evaluations. Part II – Toxicological. Geneva: World Health Organization.
- USEPA (2005). Toxicological review of barium and compounds (CAS No. 7440-39-3); in support of summary information on the Integrated Risk Information System (IRIS). Washington (DC): United States Environmental Protection Agency; (https://cfpub.epa.gov/ncea/iris/iris_documents/documents/toxreviews/0010tr.pdf).
- USNRC (2001) *Arsenic in drinking water, 2001 update*. Washington, DC, Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos, National Academy Press.
- USNRC (2006) *Fluoride in drinking water: A scientific review of EPA's standards*. Washington, DC, Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos, National Academies Press.
- USNTP (1987). Toxicology and carcinogenesis studies of bromodichloromethane (CAS No. 75-27-4) in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies). Research Triangle Park (NC): United States Departamento de Salud y Servicios Humanos, Servicio de Salud Pública, National Toxicology Program (NTP TR 321).
- OMS (2016). Barium in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.48).
- OMS (2016). Bentazone in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.47).
- OMS (2016). Chlorine dioxide, chlorate and chlorite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.49).
- OMS (2016). Dichlorvos in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.44).
- OMS (2016). Dicofol in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.45).
- OMS (2016). Diquat in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/FWC/WSH/16.50).
- OMS (2016). Lead in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO WHO/FWC/WSH/16.53)
- OMS (2016). MCPA in drinking-water. Background document for development of WHO

ANEXOS

- Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/SDE/ FWC/16.51).
- OMS (2016). Nitrate and nitrite in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/ SDE/FWC/16.52).
- OMS (2016). Perchlorate in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Geneva: World Health Organization (WHO/SDE/ FWC/16.46).

ANEXO 3

Cuadros de información resumida sobre sustancias químicas

Cuadro A3.1 Sustancias químicas excluidas de la derivación de los valores de referencia

| Sustancia química | Razón de la exclusión |
|--|---|
| Amitraz | Se degrada rápidamente en el ambiente y no se espera su presencia en concentraciones medibles en los sistemas de abastecimiento de agua de consumo humano |
| Cipermetrina | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Clorobencilato | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Clorotalonilo | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Deltametrina | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Diazinón | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Dinoseb | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Etilentiourea | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Fenamifós | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Forato | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Formotión | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Hexaclorociclohexanos (mezcla de isómeros) | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| MCPB ^a | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Metamidofós | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Metomil | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Mirex | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Monocrotofós | Su uso ha sido retirado en muchos países y su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Oxamil | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Óxido de tributilestaño | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Piridato | No es persistente y es raro que se encuentre en el agua potable |
| Propoxur | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Quintoceno | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |

Cuadro A3.1 (continuación)

| Sustancia química | Razón de la exclusión |
|-------------------|--|
| Toxafeno | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Triazofós | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |
| Triclorfón | Su presencia no es probable en el agua de consumo humano |

^aÁcido 4-(4-cloro-o-toliloxi) butírico

Cuadro A3.2 Sustancias químicas para las que no se han establecido valores de referencia

| Sustancia química | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|---|---|
| Aluminio | Se podría derivar un valor basado en la salud de 0.9 mg/l, pero este valor excede los niveles que optimizan el proceso de coagulación en plantas de tratamiento de agua de consumo humano que emplean coagulantes con aluminio: 0.1 mg/l o menos en grandes plantas de tratamiento de agua y 0.2 mg/l o menos en plantas pequeñas |
| Amoniaco | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Asbesto | No hay pruebas consistentes de que la ingestión de asbesto sea peligrosa para la salud |
| <i>Bacillus thuringiensis israelensis</i> (Bti) | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Bentazona | Se encuentra en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud. |
| Berilio | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud |
| Bromocloroacetato | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Bromocloroacetonitrilo | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Bromuro | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Carbaril | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Cianuro | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud, excepto en situaciones de emergencia después de un derrame en una fuente de agua |
| Cinc | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Cloroacetonas | Los datos disponibles para las cloroacetonas son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| 2-Clorofenol | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Cloropicrina | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Cloruro | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Cloruro de cianógeno | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Di(2-etilhexil)adipato | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Dialquiltina | Los datos disponibles sobre las dialquiltinas son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |

ANEXOS

Cuadro A3.2(continuación)

| Sustancia química | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|------------------------------------|--|
| Dibromoacetato | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Dicloramina | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| 1,3-Diclorobenceno | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| 1,1-Dicloroetano | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| 1,1-Dicloroetano | Sus concentraciones en el agua potable son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| 2,4-Diclorofenol | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| 1,3-Dicloropropano | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Diclorvos | Se encuentran en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud. |
| Dicofol | Su presencia es poco probable en el agua potable o en fuentes de agua potable ^b |
| Dicuat | Se puede usar como herbicida acuático para el control de malezas acuáticas libres flotantes y sumergidas en estanques, lagos y canales de riego, pero rara vez se encuentra en el agua de consumo humano |
| Diflubenzurón | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Dióxido de cloro | Se reduce principalmente a clorito, clorato y cloruro en el agua potable, y a clorito y cloruro al ser ingerido; los valores provisionales de la guía para el clorito y el clorato protegen contra la toxicidad potencial del dióxido de cloro |
| Dureza | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Endosulfán | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Estaño inorgánico | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| 2-Fenilfenol y su sal sódica | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Fenitrotión | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Fluoranteno | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Formaldehído | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Glifosato y AMPA ^b | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Heptacloro y epóxido de heptacloro | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Hexaclorobenceno | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Hidrato de cloral | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Hierro | No es un preocupación para la salud en los niveles que causan problemas de aceptabilidad del agua de consumo humano ^a |
| Malatión | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |

Cuadro A3.2(continuación)

| Sustancia química | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|----------------------------------|--|
| Manganeso | No representa una preocupación para la salud en los niveles que suelen causar problemas de aceptabilidad en el agua potable. Sin embargo, hay circunstancias en las que el manganeso puede permanecer en solución en concentraciones más altas en algunas aguas ácidas o anaerobias, especialmente en las aguas subterráneas |
| MCPA ^d | Se encuentra en el agua potable o en fuentes de agua potable en concentraciones muy por debajo de las que representan una preocupación para la salud |
| Metil paratión | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Metil-terc-butil-éter (MTBE) | Cualquier valor de referencia que se derivaría sería significativamente mayor que las concentraciones en las que el MTBE sería detectable por el olor |
| Metopreno | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Molibdeno | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Monobromoacetato | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Monoclorobenceno | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud, y el valor basado en la salud superaría con creces los umbrales más bajos reportados para el sabor y olor |
| MX | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Nitrobenceno | Rara vez se encuentra en el agua de consumo humano en concentraciones que representen una preocupación para la salud |
| Novalurón | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Paratión | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Permetrina | No se recomienda su adición directa al agua de consumo humano de acuerdo con la política de la OMS de excluir el uso de piretroides como larvicidas de mosquitos vectores de enfermedades humanas |
| pH | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^e |
| Pirimifos-metilo | No se recomienda su aplicación directa en el agua de consumo humano, a menos que no se disponga de otros tratamientos efectivos y seguros |
| Piriproxifeno | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Plata | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Potasio | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Productos derivados del petróleo | Su sabor y olor, en la mayoría de los casos, serán detectable en concentraciones inferiores a las que representan una preocupación para la salud, particularmente en la exposición a corto plazo |
| Propanil | Se transforma rápidamente en metabolitos que son más tóxicos; no se considera adecuado establecer un valor de referencia para la sustancia original y no hay datos suficientes para calcular valores de referencia para los metabolitos. |

ANEXOS

Cuadro A3.2(continuación)

| Sustancia química | Razón por la que no se ha establecido un valor de referencia |
|---------------------------|--|
| Sodio | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Sólidos disueltos totales | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Spinosad | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Sulfato | Los niveles que se encuentran en el agua de consumo humano no son un problema de salud ^a |
| Sulfuro de hidrógeno | Los niveles que se encuentran en el agua potable no son un problema de salud ^a |
| Temefós | No se considera adecuado establecer valores de referencia para los plaguicidas que se usan para controlar vectores en el agua de consumo humano |
| Tricloramina | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Tricloroacetoniitrilo | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud |
| Triclorobencenos (total) | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud, y el valor basado en la salud superaría con creces los umbrales más bajos reportados para el sabor y olor |
| 1,1,1-Tricloroetano | Sus concentraciones en el agua de consumo humano son tan bajas, que no representan una preocupación para la salud |
| Yodo | Los datos disponibles son insuficientes para permitir la derivación del valor de referencia basado en la salud, y la exposición a lo largo de la vida debido a la desinfección del agua con yodo es poco probable |

^a Puede afectar la aceptabilidad del agua de consumo humano (vea el capítulo 10).

^b Aunque el dicofol no cumple uno de los tres criterios para ser evaluado en las Guías, se ha preparado un documento de antecedentes y se ha establecido un valor basado en la salud para atender una solicitud de orientación de los Estados Miembros

^c Ácido aminometilfosfónico

^d Ácido 4-(2-metil-4-clorofenoxi)acético.

^e Es un parámetro operativo importante de la calidad del agua.

Cuadro A3.3 Valores de referencia para sustancias químicas cuya presencia en el agua de consumo humano representan una preocupación para la salud

| Sustancia química | Valor de referencia | | Observaciones |
|--|---------------------|------------------|---|
| | mg/l | µg/l | |
| Ácido edético | 0.6 | 600 | Aplicable al ácido libre |
| Ácido nitrilotriacético | 0.2 | 200 | |
| Acrilamida | 0.0005 ^a | 0.5 ^a | |
| Alacloro | 0.02 ^a | 20 ^a | |
| Aldicarb | 0.01 | 10 | Aplicable al aldicarb sulfóxido y al aldicarb sulfona |
| Aldrín y dieldrín | 0.000 03 | 0.03 | Para la combinación de aldrín más dieldrín |
| Antimonio | 0.02 | 20 | |
| Arsénico | 0.01 (A, T) | 10 (A, T) | |
| Atrazina y sus metabolitos cloro- <i>s</i> -triazina | 0.1 | 100 | |
| Bario | 1.3 | 1 300 | |

Cuadro A3.3 (continuación)

| Sustancia química | Valor de referencia | | Observaciones |
|------------------------------------|--------------------------|------------------------|--|
| | mg/l | µg/l | |
| Benceno | 0.01 ^a | 10 ^a | |
| Benzo[a]pireno | 0.0007 ^a | 0.7 ^a | |
| Boro | 2.4 | 2400 | |
| Bromato | 0.01 ^a (A, T) | 10 ^a (A, T) | |
| Bromodichlorometano | 0.06 ^a | 60 ^a | |
| Bromoformo | 0.1 | 100 | |
| Cadmio | 0.003 | 3 | |
| Carbofurán | 0.007 | 7 | |
| Clorato | 0.7 (D) | 700 (D) | |
| Clordano | 0.0002 | 0.2 | |
| Cloro | 5 (C) | 5000 (C) | Para que la desinfección sea eficaz, debe haber una concentración de cloro residual libre ≥ 0.5 mg/l después de un tiempo de contacto de al menos 30 min a pH <8.0. El cloro residual se debe mantener en todo el sistema de distribución. En el punto de entrega, la concentración mínima del cloro residual debe ser 0.2 mg/l |
| Clorito | 0.7 (D) | 700 (D) | |
| Cloroformo | 0.3 | 300 | |
| Clorotolurón | 0.03 | 30 | |
| Clorpirifós | 0.03 | 30 | |
| Cloruro de vinilo | 0.0003 ^a | 0.3 ^a | |
| Cromo | 0.05 (P) | 50 (P) | Para el cromo total |
| Cobre | 2 | 2000 | El agua puede manchar la ropa y los aparatos sanitarios cuando el valor de referencia es menor |
| Cianazina | 0.0006 | 0.6 | |
| 2,4-D ^b | 0.03 | 30 | Aplicabe al ácido libre |
| 2,4-DB ^c | 0.09 | 90 | |
| DDT ^d y sus metabolitos | 0.001 | 1 | |
| Dibromoacetnitrilo | 0.07 | 70 | |
| Dibromoclorometano | 0.1 | 100 | |
| 1,2-Dibromo-3-cloropropano | 0.001 ^a | 1 ^a | |
| 1,2-Dibromoetano | 0.0004 ^a (P) | 0.4 ^a (P) | |
| Dicloroacetato | 0.05 ^a (D) | 50 ^a (D) | |
| Dicloroacetnitrilo | 0.02 (P) | 20 (P) | |
| 1,2-Diclorobenceno | 1 (C) | 1000 (C) | |
| 1,4-Diclorobenceno | 0.3 (C) | 300 (C) | |
| 1,2-Dicloroetano | 0.03 ^a | 30 ^a | |
| 1,2-Dicloroetano | 0.05 | 50 | |
| Dicloroisocianurato de sodio | 50 40 | 50 000 40 000 | Como dicloroisocianurato de sodio |
| Diclorometano | 0.02 | 20 | Como ácido cianúrico |
| 1,2-Dicloropropano | 0.04 (P) | 40 (P) | |

ANEXOS

Cuadro A3.3 (continuación)

| Sustancia química | Valor de referencia | | Observaciones |
|--|------------------------|--------------------|--|
| | mg/l | µg/l | |
| 1,3-Dicloropropeno | 0.02 ^a | 20 ^a | |
| Dicloroprop | 0.1 | 100 | |
| Di(2-etilhexil)ftalato | 0.008 | 8 | |
| Dimetoato | 0.006 | 6 | |
| 1,4-Dioxano | 0.05 ^a | 50 ^a | Se deriva mediante el uso del abordaje de ingesta diaria tolerable, así como del modelo multietapa lineal |
| Endrín | 0.0006 | 0.6 | |
| Epiclorhidrina | 0.0004 (P) | 0.4 (P) | |
| Estireno | 0.02 (C) | 20 (C) | |
| Etilbenceno | 0.3 (C) | 300 (C) | |
| Fenoprop | 0.009 | 9 | |
| Fluoruro | 1.5 | 1500 | Al establecer normas nacionales se debe tener en cuenta el volumen de agua consumida y la ingesta de otras fuentes |
| Hexaclorobutadieno | 0.0006 | 0.6 | |
| Hidroxiatrazina | 0.2 | 200 | Metabolitos de la atrazina |
| Isoproturón | 0.009 | 9 | |
| Lindano | 0.002 | 2 | |
| Mecoprop | 0.01 | 10 | |
| Mercurio | 0.006 | 6 | Para el mercurio inorgánico |
| Metoxicloro | 0.02 | 20 | |
| Metolacloro | 0.01 | 10 | |
| Microcistina-LR | 0.001 (P) | 1 (P) | Para microcistina-LR total (la libre más la intracelular) |
| Molinato | 0.006 | 6 | |
| Monocloramina | 3 | 3000 | |
| Monocloroacetato | 0.02 | 20 | |
| Níquel | 0.07 | 70 | |
| Nitrato (como NO ₃ ⁻) | 50 | 50 000 | Basado en efectos de corto plazo, pero es protector contra los efectos de largo plazo |
| Nitrito (como NO ₂ ⁻) | 3 | 3000 | Basado en efectos de corto plazo, pero es protector contra los efectos de largo plazo |
| N-Nitrosodimetilamina | 0.0001 | 0.1 | |
| Pendimetalina | 0.02 | 20 | |
| Pentaclorofenol | 0.009 ^a (P) | 9 ^a (P) | |
| Perclorato | 0.07 | 70 | |
| Plomo | 0.01 (A, T) | 10 (A, T) | |
| Selenio | 0.04 (P) | 40 (P) | |
| Simazina | 0.002 | 2 | |
| 2,4,5-T ^e | 0.009 | 9 | |
| Terbutilazina | 0.007 | 7 | |
| Tetracloroetano | 0.04 | 40 | |
| Tetracloruro de carbono | 0.004 | 4 | |
| Tolueno | 0.7 (C) | 700 (C) | |

Cuadro A3.3 (continuación)

| Sustancia química | Valor de referencia | | Observaciones |
|---------------------|----------------------|----------------------|---|
| | mg/l | µg/l | |
| Tricloroacetato | 0.2 | 200 | |
| Tricloroeteno | 0.02 (P) | 20 (P) | |
| 2,4,6-Triclorofenol | 0.2 ^a (C) | 200 ^a (C) | |
| Trifluralina | 0.02 | 20 | |
| Trihalometanos | | | La suma de los cocientes de la concentración de cada uno y sus respectivos valores de referencia no debe ser mayor de 1 |
| Uranio | 0.30 (P) | 30 (P) | Solo se abordan los aspectos químicos del uranio |
| Xilenos | 0.5 (C) | 500 (C) | |

A, valor de referencia provisional, porque el valor de referencia calculado es menor que el nivel de cuantificación alcanzable; C, las 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 reclamos de los consumidores; D, valor de referencia provisional porque una desinfección eficaz puede exceder el valor de la referencia; P, valor de referencia provisional, debido a las incertidumbres en la base de datos de salud; T, valor de referencia provisional, porque el valor de referencia calculado es menor que el nivel que es posible alcanzar mediante métodos de tratamiento prácticos, protección de la fuente, etc.

^aEl valor de referencia de las sustancias que se consideran cancerígenas es la concentración en el agua de consumo humano 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 humano con la sustancia del 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.

^bÁcido 2,4-diclorofenoxiacético.

^cÁcido 4-(2,4-diclorofenoxi)butírico.

^dDiclorodifeniltricloroetano.

^eÁcido 2,4,5-triclorofenoxiacético.

ANEXO 4

Métodos analíticos y alcance

A4.1 Métodos analíticos

En la *titulación volumétrica*, las sustancias químicas se analizan por titulación con un reactivo de valoración estandarizada. El punto final de la titulación se identifica por la aparición de color producto de la reacción con un indicador, por el cambio del potencial eléctrico o del valor de pH.

Los *métodos colorimétricos* se basan en la medición de la intensidad del color de una sustancia química diana o del producto de una reacción. La absorbancia óptica se mide con luz de una longitud de onda adecuada. La concentración se determina por medio de una curva de calibración que se obtiene mediante el uso de concentraciones conocidas del analito. El método ultravioleta (UV) es similar a este método excepto que se usa luz UV. Para materiales iónicos, se puede medir la concentración de iones a través de un *electrodo selectivo de iones*. El potencial eléctrico medido es proporcional al logaritmo de la concentración de iones. Algunos compuestos orgánicos absorben luz UV (con una longitud de onda de 190 a 380 nm) en proporción con su concentración. La *absorción UV* sirve para estimar sustancias orgánicas cualitativamente, debido a la fuerte correlación que puede existir entre la absorción UV y el contenido de carbono orgánico.

La *espectrometría de absorción atómica* (AAS, por su sigla en inglés) se utiliza para la determinación de metales. Se basa en el fenómeno de que el átomo en estado fundamental absorbe la luz de las longitudes de onda características de cada elemento cuando la luz atraviesa los átomos en estado de vapor. Debido a que esta absorción de la luz depende de la concentración de átomos en el vapor, la concentración del elemento diana en la muestra de agua se determina a partir de la medición de la absorbancia medida. La ley de Beer-Lambert describe la relación entre la concentración y la absorbancia.

En la *espectrometría de absorción atómica de llama* (FAAS, por su sigla en inglés), se aspira la muestra en una llama y se atomiza. Se irradia un haz de luz procedente de una

lámpara catódica hueca del mismo elemento que el metal diana a través de la llama y se mide en el detector la cantidad de luz absorbida. Este método es mucho más sensible que otros y está libre de interferencia espectral o de radiación de elementos presentes. El tratamiento previo es innecesario o sencillo. Sin embargo, no es adecuado para analizar simultáneamente muchos elementos, debido a que la fuente de luz es diferente para cada elemento diana.

La *espectrometría de absorción atómica electrotérmica (EAAS, por su sigla en inglés)* se basa en el mismo principio que la FAAS, pero la cabeza del quemador estándar es reemplazada por un atomizador calentado eléctricamente o por un horno de grafito para la determinación de metales. En comparación con la FAAS, la EAAS ofrece una sensibilidad más alta, límites de detección más bajos y requiere un volumen más pequeño de la muestra. La EAAS está sujeta a la interferencia por la dispersión de la luz, debido a la presencia de otros elementos y el análisis demanda más tiempo que la FAAS.

El principio de la *espectrometría de emisión atómica con plasma acoplado por inducción (ICP-AES, por su sigla en inglés)* para la determinación de metales es el siguiente. La fuente de plasma acoplado por inducción consiste en un flujo de gas argón ionizado mediante la aplicación de radiofrecuencia. Se genera un aerosol de la muestra en un nebulizador y en una cámara de pulverización que se lleva al plasma a través de un tubo inyector. La muestra se calienta y excita en el plasma de alta temperatura. La alta temperatura del plasma hace que los átomos se exciten. Al volver a su estado fundamental, los átomos excitados producen espectros de emisión iónica. Se utiliza un monocromador para separar longitudes de onda específicas que correspondan a los diferentes elementos y un detector mide la intensidad de la radiación de cada longitud de onda. Se consigue así una reducción significativa de la interferencia química. En el caso de agua con contaminación baja, es posible analizar de manera simultánea o secuencial muchos elementos sin pretratamiento especial y alcanzar límites de detección bajos. Esto, conjuntamente con el rango dinámico ampliado de tres a cinco dígitos, significa que se puede lograr la determinación de varios metales. La sensibilidad de la ICP-AES es similar a la FAAS o EAAS.

En la *espectrometría de masa con plasma acoplado por inducción (ICP-MS, por su sigla del inglés)*, los elementos se atomizan y excitan como en la ICP-AES y luego pasan al espectrómetro de masas. Dentro del espectrómetro de masas, los iones se aceleran con un voltaje alto y pasan a través de una serie de óptica de iones, un analizador electrostático y, por último, un imán. Al variar la potencia del imán, los iones se separan de acuerdo con la proporción masa/carga y pasan a través de una rendija del detector, que registra solo un rango muy pequeño de masa atómica por vez. La variación del imán y diversos ajustes en el analizador electrostático permiten escanear todo el rango de masa en un periodo de tiempo relativamente corto. En el caso de agua con contaminación baja, es posible analizar de manera simultánea o secuencial muchos elementos sin pretratamiento especial y alcanzar límites de detección bajos. Esto, conjuntamente con el rango dinámico ampliado de tres a cinco dígitos, significa que se puede lograr la determinación de varios metales.

La *cromatografía* es un método de separación basado en la diferencia de afinidad entre dos fases, las fases estacionaria y móvil. La muestra se inyecta en una columna,

llena o recubierta con la fase estacionaria, y separada de la fase móvil por la diferente interacción (distribución o adsorción) entre los compuestos y la fase estacionaria. Los compuestos con afinidad baja por la fase estacionaria atraviesan la columna más rápidamente y se eluyen antes. Los compuestos eluidos del extremo de la columna se determinan mediante un detector adecuado.

En la *cromatografía de iones*, se utiliza un intercambiador de iones como fase estacionaria y el eluyente típico para la determinación de aniones es una solución diluida de bicarbonato de sodio y carbonato de sodio. Se pueden emplear detectores colorimétricos, electrométricos o volumétricos para determinar aniones individuales. En la cromatografía iónica con supresión, los aniones se convierten en sus formas ácidas de conductividad alta; en el eluyente de carbonato-bicarbonato, los aniones se convierten en ácido carbónico de conductividad baja. Las formas ácidas separadas se miden por conductividad y se identifican según el tiempo de retención en comparación con sus estándares.

La *cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, por su sigla en inglés)* es una técnica analítica que usa una fase móvil líquida y una columna que contiene una fase estacionaria líquida. La detección de los compuestos separados se logra mediante el uso de detectores de absorbancia para los compuestos orgánicos y por medio de la conductividad o de detectores electroquímicos para los compuestos metálicos e inorgánicos.

La *cromatografía de gases (GC, por su sigla en inglés)* permite la identificación y cuantificación de compuestos orgánicos traza. En la GC, el gas se utiliza como la fase móvil y la fase estacionaria es un líquido que recubre, ya sea 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 se mueven a través de la columna por el gas portador a velocidades diferentes dependiendo de las diferencias en los coeficientes de reparto entre las fases móvil y estacionaria. El gas que sale de la columna pasa a un detector adecuado. Se puede utilizar una variedad de detectores, incluidos el de ionización de llama (FID, por su sigla en inglés), el de captura de electrones (ECD por su sigla en inglés) y el de nitrógeno-fósforo. La buena capacidad de separación de este método permite que las mezclas de sustancias con estructura similar se separen de manera sistemática y que se identifiquen y determinen cuantitativamente en una sola operación.

El método de *cromatografía de gases/espectrometría de masas (GC-MS, por su sigla en inglés)* se basa en el mismo principio que el método de GC y usa un espectrómetro de masas como detector. A medida que el gas emerge del extremo de la abertura de la columna de la GC, fluye hasta el espectrómetro de masas a través de una columna capilar que actúa como interfaz. A continuación, la muestra entra en la cámara de ionización, donde un haz colimado de electrones colisiona con las moléculas de la muestra y produce la ionización y fragmentación. El siguiente componente es un analizador de masas, que utiliza un campo magnético para separar las partículas cargadas positivamente según su masa. Existen varias técnicas de separación; las más comunes son la tetrapolar y la trampa de iones. Después de que los iones se separan de acuerdo con sus masas, entran en un detector.

El método de *cromatografía de gases (GC, por su sigla en inglés) combinado con espectrometría de masas (MS, por su sigla en inglés) mediante purga y atrapamiento en columna de relleno o método de cromatografía de gases mediante purga y atrapamiento* se aplica al análisis de diversos compuestos orgánicos purgables que se transfieren de la fase acuosa a la fase de vapor por el burbujeo de gas de purga a través de una muestra de agua a temperatura ambiente. El vapor se atrapa en una trampa enfriada. Luego, la trampa se calienta y se purga a contracorriente con el mismo gas de purga para desadsorber los compuestos en una columna de GC. Los principios de GC y de la GC-MS se han descrito líneas arriba.

El principio del *ensayo por inmunoabsorción ligado a enzimas (ELISA, por su sigla en inglés)* es como sigue. La proteína (anticuerpo) contra la sustancia química de interés (antígeno) se reviste con un material sólido. La sustancia química diana de la muestra de agua se une al anticuerpo y un segundo anticuerpo con una enzima unida también se añade para que se adjunte a la sustancia química de interés. Después de lavar el sistema para eliminar cualquiera de los reactivos que hayan quedado libres, se añade un cromógeno que debido a su descomposición por la enzima producirá una reacción de color que es proporcional a la cantidad del producto químico de interés. El método ELISA se puede utilizar para determinar la microcistina y tensioactivos sintéticos.

A4.2 Capacidad analítica de sustancias químicas para las que se han establecido valores de referencia

Cuadro A4.1 Capacidad de detección analítica de sustancias inorgánicas para las que se han establecido valores de referencia, por tipo de fuente^a

| | Métodos de campo | | | Métodos de laboratorio | | | |
|---|------------------|-------|-----|------------------------|------|--------|--------|
| | Col | Absor | IC | FAAS | EAAS | ICP | ICP-MS |
| Sustancias químicas de origen natural | | | | | | | |
| Arsénico | +++ | # | | ++(H) | + | ++(H) | +++ |
| Bario | | | | ++ | +++ | +++ | +++ |
| Boro | | ++ | | | | +++ | +++ |
| Cromo | | # | | | ++ | ++ | +++ |
| Fluoruro | # | + | +++ | | | | |
| Selenio | | # | | ++(H) | ++ | ++(H) | +++ |
| Uranio | | | | | | | +++ |
| Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados | | | | | | | |
| Cadmio | | # | | | ++ | ++ | +++ |
| Mercurio | | | | +++ | | | |
| Sustancias químicas de actividades agropecuarias | | | | | | | |
| Nitrato/nitrito | +++ | +++ | +++ | | | | |
| Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo humano o materiales que están en contacto con el agua | | | | | | | |
| Antimonio | | | | +++ (H) | | ++ (H) | +++ |
| Cobre | # | +++ | | +++ | +++ | +++ | +++ |
| Plomo | | # | | | + | + | +++ |
| Níquel | | + | | + | ++ | ++ | +++ |

^aPara las definiciones y notas del cuadro A4.1, vea la parte inferior del cuadro A4.6.

Cuadro A4.2 Capacidad analítica para sustancias químicas orgánicas de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han establecido valores de referencia^a

| | Col | GC | (PT-) GC- | | | GC- TID | GC- MS | PT- GC- | | | HPLC- FD | HPLC- UVPAD | EAAS | IC-FD | IC- SCD | LC-MS |
|-------------------------|-----|-----|-----------|---------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|----------|-------------|------|-------|---------|-------|
| | | | GC- PD | GC- ECD | GC- FID | | | GC- FPD | GC- MS | GC- MS | | | | | | |
| Ácido edético | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ácido nitrilotriacético | | +++ | | | | | | | | | | | | | | |
| Benceno | | | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Diclorobenceno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| 1,4-Diclorobenceno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Dicloroetano | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| 1,2-Dicloroeteno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Diclorometano | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Di(2-etilhexil)ftalato | | | | | | | | ++ | | | | | | | | |
| 1,4-Dioxano | | | | | | | | +++ | | | | | | | | |
| Estireno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Etilbenceno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Hexaclorobutadieno | | ++ | ++ | | | | | | | | | | | | | |
| Pentaclorofenol | | | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Perclorato | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Tetracloroetano | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Tetracloruro de carbono | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Tolueno | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Tricloroetano | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |
| Xilenos | | +++ | +++ | | | | | | | | | | | | | |

^a Para las definiciones y notas del cuadro A4.2, vea la parte inferior del cuadro A4.6.

Cuadro A4.3 Capacidad analítica para sustancias químicas orgánicas de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia^{ab}

| | CoI | GC | (PT-) GC-PD | (PT-) GC- ECD | GC- FID | GC- FPD | GC- TID | GC- MS | GC-MS | PT-GC- MS | HPLC | HPLC- FD | HPLC- UVPAD | EAAS | IC-FD |
|--|-----|----|----------------|---------------------|------------|------------|------------|-----------|-------|--------------|------|-------------|----------------|------|-------|
| Alacoloro | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Aldicarb | | | | ++ | | | | | | | | +++ | | | |
| Aldrin y dieldrin | | | | +++ | | | | | ++ | | | | +++ | | |
| Atrazina y sus metabolitos cloro-s-triazina | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | +++ | |
| Carbofurán | | ++ | | | | | | | | | | | | | |
| Clordano | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Clorotolurón | | | | +++ | | | | | +++ | | | | +++ | | |
| Cianazina | | | | +++ | | | | | +++ | | | | + | | |
| 2,4-D | | | | +++ | | | | | +++ | | | | ++ | | |
| 2,4-DB | | | | +++ | | | | | ++ | | | | ++ | | |
| 1,2-Dibromo-3- cloropropano | | | | +++ | | | | | +++ | +++ | | | | | |
| 1,2-Dibromoetano | | | | ++ | | | | | ++ | +++ | | | | | |
| 1,2-Dicloropropano | | | | +++ | | | | | +++ | +++ | | | | | |
| 1,3-Dicloropropeno | | | | +++ | | | | | +++ | +++ | | | | | |
| Diclorprop | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Dimetoato | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Endrin | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Fenoprop | | | | +++ | | | | | +++ | | | | | | |
| Hidroxiatrazina | | | | | | | +++ | | | | | | + | | |
| Isoproturón | | | | | | | | | +++ | | | | +++ | | |
| Lindano | | | | +++ | | | | | +++ | | | | +++ | | |

Cuadro A4.3 (continuación)

| | Col | GC | (PT-) | GC- FPD | GC- TID | GC- MS | PT-GC- MS | HPLC | HPLC- FD | HPLC- UVPAD | EAAS | IC-FD |
|---------------|-----|-----|------------|------------|------------|-----------|--------------|------|-------------|----------------|------|-------|
| | | | GC- ECD | | | | | | | | | |
| Mecoprop | | | +++ | | | +++ | | | | | | |
| Metoxicloro | | | | | | +++ | | | | | | |
| Metolaclo | | | +++ | | | +++ | | | | | | |
| Molinato | | +++ | | | | +++ | | | | | | |
| Pendimetalina | | | | | | +++ | | | | | | |
| Simazina | | | +++ | | | +++ | | | | | | |
| 2,4,5-T | | | +++ | | | +++ | | | + | | | |
| Terbutilazina | | | | | | +++ | | | | ++ | | |
| Trifluralina | | +++ | | | | +++ | | | | | | |

^a Para las definiciones y notas del cuadro A4.3, vea la parte inferior del cuadro A4.6.

^b LC-MS se aplica también a muchas de estas sustancias químicas que se usan en actividades agropecuarias.

Cuadro A4.4 Capacidad analítica para sustancias químicas que se utilizan en el tratamiento del agua o en materiales que están en contacto con el agua para las que se han establecido valores de referencia

| | Col | GC | (PT-) | GC- FPD | GC- TID | GC- MS | PT-GC- MS | HPLC | HPLC- FD | HPLC- UVPAD | EAAS | IC |
|------------------------------|-----|----|------------|------------|------------|-----------|--------------|------|-------------|----------------|------|-----|
| | | | GC- ECD | | | | | | | | | |
| Desinfectantes | | | | | | | | | | | | |
| Monocloramina | +++ | | | | | | | | | | | |
| Cloro | +++ | | | | +++ | | | | | | | +++ |
| Dicloroisocianurato de sodio | | | | | | +++ | | | | | | |

Cuadro A4.4 (continuación)

| Subproductos de la desinfección | Col | GC | (PT-) | | (PT-) | | GC- FID | GC- FPD | GC- TID | GC-MS | PT-GC-MS | HPLC- FD | HPLC- UVPAD | EAAS | IC |
|--|-----|----|-------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|-------|----------|----------|-------------|------|-----|
| | | | GC-PD | GC-ECD | GC-FID | GC-FPD | | | | | | | | | |
| Ácido dicloroacético | | | | +++ | | | | | | +++ | | | | | |
| Ácido monocloraacético | | | | +++ | | | | | | ++ | | | | | |
| Ácido tricloroacético | | | | +++ | | | | | | +++ | | | | | |
| Bromato | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | ++ |
| Bromodichlorometano | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Bromoformo | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | +++ |
| Clorato | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | +++ |
| Clorito | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | +++ |
| Cloroformo | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Dibromoacetnitrilo | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Dibromoclorometano | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Dicloroacetnitrilo | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| N-nitrosodimetilamina | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| 2,4,6-Triclorofenol | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Trihalometanos ^b | | | | +++ | | | | | | +++ | +++ | | | | |
| Contaminantes orgánicos procedentes de sustancias químicas utilizadas en el tratamiento | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acilamida | | | | | | | | | | + | | | | | + |
| Epiclorhidrina | | | | +++ | | | | | | | + | | | | |
| Contaminantes orgánicos procedentes de tuberías y accesorios | | | | | | | | | | | | | | | |
| Benzo[a]pireno | | | | | | | | | | ++ | | | | | ++ |
| Cloruro de vinilo | | | | ++ | | | | | | | | | | | + |

^aPara las definiciones y notas del cuadro A4.4, vea la parte inferior del cuadro A4.6.

^bVea también trihalometanos individuales.

Cuadro A4.5 Capacidad de detección analítica de plaguicidas añadidos al agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia^a

| | Col | GC | GC-PD | GC-EC | GC-FID | GC-PPD | GC-TID | GC-MS | PT-GC-MS | HPLC | HPLC-FD | HPLC-UVPAD | EAAS | IC/FD |
|-------------------------|-----|----|-------|-------|--------|--------|--------|-------|----------|------|---------|------------|------|-------|
| Clorpirifós | | | | +++ | | ++ | ++ | +++ | | | | | | |
| DDT (y sus metabolitos) | | | | ++ | | | | ++ | | | | | | |

^aPara las definiciones y notas del cuadro A4.5, vea la parte inferior del cuadro A4.6.

Cuadro A4.6 Capacidad analítica para toxinas de cianobacterias para los que se han establecido valores de referencia

| | PPA | ELISA | GC-MS | HPLC-UVPAD | LC-MS |
|-----------------|-----|-------|-------|------------|-------|
| Microcistina-LR | + | ++ | + | ++ | ++ |

Definiciones de los cuadros A4.1–A4.6

| | | | | | |
|--------|--|---------|------------|--|--|
| Absor | Absorimetría | | HPLC | | Cromatografía líquida de alta resolución |
| Col | Colorimetría | | HPLC-FD | | Cromatografía líquida de alta resolución con detector de fluorescencia |
| EAAS | Espectrometría de absorción atómica electro térmica | | HPLC-UVPAD | | Cromatografía líquida de alta resolución con detector de ultravioleta de serie de fotodiodos |
| ELISA | Ensayo por inmunoadsorción ligado a enzimas | IC | | | Cromatografía iónica |
| FAAS | Espectrometría de absorción atómica de llama | IC-FAAS | | | Cromatografía iónica con espectrometría de absorción atómica de llama |
| GC | Cromatografía de gases | IC-FD | | | Cromatografía iónica con detector de fluorescencia |
| GC-ECD | Cromatografía de gases con detector de captura de electrones | ICP-SCD | | | Cromatografía iónica con detección de conductividad suprimida |
| GC-FID | Cromatografía de gases con detector de ionización de llama | ICP | | | Plasma acoplado por inducción |
| GC-FPD | Cromatografía de gases con detector fotométrico de llama | LC-MS | | | Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción |
| GC-MS | Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas | LC-MS | | | Cromatografía líquida con espectrometría de masas |

Definiciones de los cuadros A4.1 – A4.6 (continuación)

| | | | |
|--------|---|----------|---|
| GC-PD | Cromatografía de gases con detector de fotoionización | PPA | Ensayo de la proteína fosfatasa |
| GC-TID | Cromatografía de gases con detector de ionización térmica | PT-GC-MS | Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas |

Notas de los cuadros A4.1 – A4.6

- + 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.
- (H) Este método puede aplicarse a la determinación de los analitos mediante su conversión a hidruros por un generador de hidruros.

ANEXO 5

Métodos de tratamiento y eficacia

A5.1 Métodos de tratamiento

A5.1.1 Cloración

La cloración se puede realizar con el uso del gas cloro licuado, solución de hipoclorito de sodio o gránulos de hipoclorito de calcio y 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, a la vez que controla y mide el flujo del gas. La solución de hipoclorito de sodio se dosifica mediante una bomba dosificadora eléctrica de desplazamiento positivo o mediante un sistema de suministro por gravedad. El hipoclorito de calcio debe disolverse en agua y luego se mezcla con el caudal principal. El cloro, ya sea en forma de gas cloro de cilindro, de hipoclorito de sodio o de hipoclorito de calcio se disuelve en el agua y forma ácido hipocloroso (HOCl) y el ion hipoclorito (OCl^-).

Se utilizan diversas técnicas de cloración, como la cloración a punto de quiebre, la cloración marginal y la supercloración-decloración. La cloración a punto de quiebre es un método en el que la dosis de cloro es suficiente para oxidar rápidamente todo el nitrógeno de amonio presente en el agua y dejar una concentración suficiente de cloro libre residual que protege el agua de la recontaminación desde el punto de cloración hasta el punto de consumo. La supercloración/decloración 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 de sabor. Se emplea principalmente cuando la carga bacteriana es variable o el tiempo de retención en un depósito es insuficiente. La cloración marginal se utiliza en sistemas de abastecimiento de agua de calidad alta y consiste simplemente en añadir una dosis de cloro que produzca 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 se alcance el punto de quiebre.

La cloración se emplea principalmente para la desinfección microbiana. Sin embargo, el cloro también actúa como oxidante y puede eliminar o ayudar a eliminar

algunas sustancias químicas y convertir, por ejemplo, la descomposición de plaguicidas fácilmente oxidables, como aldicarb; puede oxidar especies disueltas (p. ej., manganeso (II)) para formar productos insolubles que se pueden eliminar mediante la filtración posterior y puede oxidar especies disueltas a formas que se pueden remover más fácilmente (p. ej., de arsenito a arseniato).

La desventaja del cloro es su capacidad de reaccionar con la materia orgánica natural, lo que produce trihalometanos y otros subproductos halogenados de la desinfección. No obstante, la formación de subproductos se puede controlar mediante la optimización del sistema de tratamiento.

A5.1.2 Ozonización

El ozono es un oxidante potente que tiene muchos usos en el tratamiento del agua, incluida la oxidación de compuestos químicos orgánicos. El ozono puede ser utilizado como un desinfectante primario. El gas de ozono (O_3) se forma haciendo pasar aire seco u oxígeno a través de un campo eléctrico de alta tensión. El aire enriquecido con ozono resultante se dosifica directamente en el agua por medio de difusores porosos en la base de tanques de contacto con deflectores. Los tanques de contacto suelen tener 5 m de profundidad y proporcionan 10 a 20 minutos de tiempo de contacto. Debería poder disolverse al menos el 80% del ozono aplicado; el aire que sale de la torre, que contiene el resto del ozono, pasa a través de un destructor de ozono y se ventila a la atmósfera.

La eficacia de la ozonización se basa en obtener la concentración deseada después de determinado tiempo de contacto. Para la oxidación de compuestos químicos orgánicos, como algunos plaguicidas oxidables, se usa generalmente un residual de aproximadamente 0.5 mg/l después de un tiempo de contacto de 20 minutos. Las dosis requeridas para lograrlo varían según el tipo de agua, pero suelen estar en el rango de 2 a 5 mg/l. Se necesitan dosis más altas para las aguas no tratadas, debido a la demanda de ozono de las sustancias orgánicas naturales.

El ozono reacciona con las sustancias orgánicas naturales para aumentar su biodegradación, medida en términos de carbono orgánico asimilable. Para evitar el crecimiento bacteriano indeseable en la distribución, la ozonización se complementa normalmente con un tratamiento posterior, como la filtración biológica o el carbón activado granular (CAG), para eliminar compuestos orgánicos biodegradables, seguido de la aplicación de una concentración residual de cloro, ya que el ozono no produce un efecto desinfectante residual. El ozono es eficaz para degradar una amplia gama de plaguicidas y otras sustancias orgánicas.

A5.1.3 Otros procesos de desinfección

Otros métodos de desinfección incluyen la cloraminación, el uso de dióxido de cloro y la radiación UV, así como técnicas de desinfección alternativas que se pueden usar en aplicaciones de menor escala, como es el caso del agua domiciliaria.

Las cloraminas (monocloramina, dicloramina y tricloramina o tricloruro de nitrógeno) se producen por la reacción del cloro con el amoníaco en un 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 y, por lo tanto, es un desinfectante secundario atractivo para mantener un residual estable en el sistema de distribución.

El dióxido de cloro se ha usado en los últimos años debido a las preocupaciones que generan los subproductos derivados de la desinfección con cloro. Típicamente, el dióxido de cloro se produce inmediatamente antes de su aplicación mediante la adición de gas de cloro o una solución acuosa de cloro a una disolución acuosa de clorito de sodio. El dióxido de cloro se descompone en el agua y forma clorito y clorato.

La radiación ultravioleta, emitida por una lámpara de arco de mercurio de baja o media presión, es biocida en longitudes de onda de 180 y 320 nm. Se puede usar para inactivar protozoos, bacterias, bacteriófagos, levaduras, virus, hongos y algas. La turbiedad puede inhibir la desinfección UV. La radiación UV puede actuar como un catalizador en reacciones de oxidación cuando se utiliza junto con el ozono o peróxido de hidrógeno.

Se están desarrollando y se utilizan normalmente variadas técnicas de desinfección en aplicaciones de menor escala, como en el punto de uso del hogar y en el punto de entrada de los sistemas de tratamiento de agua. Algunos de ellos, incluidos el bromo y yodo, muestran buenas posibilidades para ampliar su uso. El bromo y el yodo son halógenos, como el cloro, y son biocidas conocidos. El yodo se usa comúnmente para aplicaciones de corto plazo, por ejemplo, los viajeros lo usan en zonas donde la calidad del agua es cuestionable. Algunas formas de la plata pueden tener aplicaciones como bacteriostáticos o desinfectantes de acción lenta para algunos microorganismos; sin embargo, no hay datos publicados y revisados por pares que puedan avalar esto último. Será necesario desarrollar un análisis más a fondo de la eficacia biocida, el potencial de subproductos de la desinfección, los riesgos de la exposición a largo plazo y las condiciones de aplicación de estos productos químicos menos utilizados en el tratamiento del agua para proporcionar una orientación adecuada en cuanto a su potencial en aplicaciones más amplias.

A5.1.4 Filtración

El material particulado puede ser removido de las aguas crudas mediante filtros rápidos por gravedad, horizontales, a presión o filtros lentos de arena. La filtración lenta de arena es esencialmente un proceso biológico, mientras que los otros son procesos de tratamiento físico.

Los filtros rápidos por gravedad, los horizontales y los de presión se puede utilizar para la filtración del agua cruda, sin pretratamiento. Usualmente, los filtros rápidos por gravedad y los de presión se utilizan para filtrar el agua que ha sido tratada previamente por coagulación y sedimentación. Un procedimiento alternativo es la filtración directa, en la que se añade un coagulante al agua, que luego pasa directamente por el filtro donde se elimina el flóculo precipitado (con contaminantes); la aplicación de la filtración directa está limitada por el almacenamiento disponible dentro del filtro para retener los sólidos.

Filtros rápidos por gravedad

Los filtros de arena rápidos por gravedad por lo general consisten en tanques rectangulares abiertos (normalmente < 100 m²) que contienen arena de sílice (de 0.5

a 10 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. La velocidad de flujo suele estar en el rango de 4 a 20 m³/m²·h. El agua tratada se recolecta a través de boquillas en el suelo del filtro. Los sólidos acumulados se retiran periódicamente mediante lavado a contracorriente con agua tratada, a veces precedido del arrastre de la arena con aire. El lodo diluido que se produce requiere ser extraído.

Además de los filtros de arena de un solo medio, se utilizan medios duales o filtros multimedia. Esos filtros incorporan diferentes materiales, cuya estructura va de gruesa a fina a medida que el agua pasa a través del filtro. Se usan materiales de densidad adecuada con el fin de mantener separadas las diferentes capas después del lavado a contracorriente. Un ejemplo común de filtro con dos medios es el filtro de antracita y arena, que normalmente consiste en una capa de 0.2 m de profundidad con antracita de 1.5 mm sobre una capa de 0.6 m de profundidad con arena de sílice. En los filtros multimedia se puede usar antracita, arena y granate. La ventaja de los filtros de doble medio y los multimedia es que hay un uso más eficiente de toda la profundidad del lecho para la retención de partículas—la tasa de la pérdida de carga puede ser la mitad de los filtros que usan un solo medio, lo que permite tasas de flujo más altas sin incrementar la pérdida de carga.

Los filtros de gravedad rápidos suelen utilizarse para eliminar flóculos de aguas coaguladas (vea la sección A5.1.6). También pueden ser utilizados para reducir la turbidez (incluidos los productos químicos adsorbidos) y el hierro oxidado y el manganeso de las aguas crudas.

Filtros gruesos

Los filtros gruesos se pueden aplicar como prefiltros antes de otros procesos, como la filtración lenta de arena. Los filtros gruesos con grava gruesa o piedras trituradas como medio filtrante pueden tratar eficazmente el agua con turbiedad alta (> 50 unidades nefelométricas de turbiedad). La principal ventaja de la filtración gruesa es que a medida que el agua pasa a través del filtro, las partículas se remueven tanto por filtración como por sedimentación debido a la gravedad. Los filtros horizontales pueden tener hasta 10 m de largo y operan con tasas de filtración de 0.3 a 1.0 m³/m²·h.

Filtros a presión

Los filtros a presión se utilizan a veces donde es necesario mantener una carga de presión que elimine la necesidad de bombeo al suministro. El lecho del filtro se encierra en una carcasa cilíndrica. Los filtros de presión pequeños, capaz de tratar hasta aproximadamente 15 m³/h, se pueden fabricar de plástico reforzado con fibra de vidrio. Los filtros de presión más grandes, hasta de 4 m de diámetro, se fabrican con recubrimiento especial de acero. La operación y el desempeño son parecidos a los filtros rápidos por gravedad y requieren instalaciones similares para el retrolavado y la extracción de los lodos diluidos.

Filtros lentos de arena

Los filtros lentos de arena por lo general son tanques que contienen arena (de 0.15 a 0.3 mm de tamaño efectivo) y entre 0.5 a 1.5 m de profundidad. El agua cruda fluye

hacia abajo y la turbiedad y los microorganismos se remueven principalmente en los primeros centímetros de la arena. En la superficie del filtro se desarrolla una capa biológica, conocida como *schmutzdecke*, que puede eliminar microorganismos con eficacia. El agua tratada se recolecta en el drenaje inferior o por tuberías en el fondo del filtro. Los primeros centímetros de arena que contienen los sólidos acumulados se deben extraer y reemplazar periódicamente. Los filtros lentos de arena operan con una tasa de flujo entre 0.1 and 0.3 m³/m²·h.

Los filtros lentos de arena son más adecuados para el agua con baja turbiedad o agua que haya sido filtrada previamente. Se utilizan para eliminar algas y microorganismos, incluidos protozoos, y, si están precedido por el microtamizado o filtración gruesa reducen la turbiedad (incluidos los productos químicos adsorbidos). La filtración lenta en arena es eficaz para eliminar algunos compuestos orgánicos, incluidos ciertos plaguicidas y también el amoníaco.

Filtración de ribera

La filtración de ribera es un proceso que produce afluencia de aguas superficiales a través de aguas subterráneas, por medio del lecho y las orillas del cuerpo de agua superficial. Esto se logra normalmente a través de la abstracción mediante pozos adyacentes a la fuente de agua superficial. Es un método relativamente simple y de bajo costo para eliminar partículas y microorganismos de las aguas superficiales mediante la colocación de pozos de bombeo en los sedimentos aluviales de las orillas de los ríos o arroyos. Los sedimentos actúan tanto como un filtro y filtro biológico, retienen y reducen las concentraciones de microorganismos y de muchos contaminantes orgánicos. Los pozos de filtración de ribera pueden ser horizontales o verticales, dependiendo de la conformación hidrogeológica y de la tasa de producción requerida. Los pozos horizontales se utilizan a menudo en depósitos aluviales poco profundos o donde se requieren altas tasas de bombeo.

La filtración de ribera puede remover partículas, bacterias, virus, parásitos, metales pesados y compuestos que se biodegradan fácilmente. La filtración de ribera atenúa los picos de concentración, lo que proporciona una calidad uniforme en el agua cruda que va ser tratada aguas abajo. El desempeño de la filtración de ribera puede depender en gran medida de varios factores, incluidas las condiciones del suelo y de la geología, así como de la calidad del agua de la fuente. Los filtros de ribera pueden obstruirse, lo que produce pérdidas de carga. Se necesitan pruebas específicas del sitio para determinar si la geología es apropiada y si existen parámetros operacionales que garanticen la eficacia de estos filtros.

A5.1.5 Aireación

Los procesos de aireación están diseñados para lograr la eliminación de gases y compuestos volátiles por arrastre con aire. La transferencia por lo general se obtiene mediante una cascada simple o la difusión de aire en el agua, sin necesidad de equipo sofisticado. La remoción de gases o compuestos volátiles, sin embargo, puede requerir una planta especializada que proporcione un alto grado de transferencia de masa, de la fase líquida a la fase gaseosa.

Los aireadores de cascada o de escalones están diseñados para que el agua fluya en una capa delgada para lograr una transferencia de masa eficiente. La aireación en cascada puede ocasionar una pérdida de carga significativa; los requisitos del diseño señalan entre 1 y 3 m para proporcionar una carga de 10 a 30 m³/m²·h. Alternativamente, se puede difundir aire comprimido a través de un sistema de tubos perforados sumergidos. Estos tipos de aireadores se usan para la oxidación y precipitación del hierro y el manganeso.

El arrastre con aire se puede utilizar para eliminar compuestos orgánicos volátiles (p. ej., disolventes), algunos compuestos que alteran el sabor y causan mal olor al agua y el radón. Los procesos de aireación para lograr el arrastre con aire son mucho más complejos, pues deben proporcionar el contacto necesario entre el aire y el agua. La técnica más común es la aireación en cascada, por lo general, en torres empacadas que permiten que el agua fluya en películas delgadas sobre medios de plástico y el aire sopla contra la corriente. La altura y el diámetro requeridos de la torre están en función de la volatilidad, la concentración de los compuestos que serán eliminados y de la tasa del flujo. El aumento del contenido de oxígeno disuelto en el agua puede incrementar la corrosión de algunos materiales metálicos de las tuberías de distribución y de gasfitería, lo que se debe tomar en cuenta cuando se plantea la aireación como un proceso de tratamiento.

A5.1.6 Coagulación química

El tratamiento basado en la coagulación química es el método más común para el tratamiento de aguas superficiales y casi siempre se basa en los siguientes procesos unitarios.

Los coagulantes químicos, usualmente sales de aluminio o hierro, se dosifican al agua cruda en condiciones controladas para formar un floculante sólido de hidróxido de metal. Las dosis típicas para los coagulantes son 2 a 5 mg/l en el caso del aluminio o 4 a 10 mg/l en el caso del hierro. El flóculo precipitado remueve contaminantes suspendidos y disueltos mediante mecanismos de neutralización de la carga, adsorción y atrapamiento. La eficiencia del proceso de coagulación depende de la calidad del agua cruda, del coagulante o de los ayudantes de la coagulación que se utilicen, así como de factores operativos, como las condiciones de la mezcla, la dosis del coagulante y el pH. El flóculo se remueve del agua tratada mediante procesos posteriores de separación sólido-líquido, como la sedimentación, la flotación o la filtración rápida por gravedad o presión.

El funcionamiento eficaz del proceso de coagulación depende de la selección de la dosis óptima de coagulante y también del valor del pH. La dosis requerida y el pH se pueden determinar mediante pruebas de coagulación en lotes a pequeña escala, que se denominan "pruebas de jarra". Se emplean diferentes dosis incrementales del coagulante en las muestras de agua cruda que se agitan y se dejan sedimentar. La dosis óptima es aquella que logra la eliminación adecuada de color y turbiedad; el pH óptimo se puede seleccionar de manera similar. Estas pruebas se tienen que realizar con la debida frecuencia para verificar el ritmo de los cambios en la calidad del agua cruda y, por lo tanto, en la demanda del coagulante.

El carbón activado en polvo (CAP) se puede dosificar durante la coagulación para adsorber compuestos químicos orgánicos, como algunos plaguicidas hidrófobos. El CAP se remueve como parte integral del flóculo y se elimina en el lodo extraído.

El flóculo se puede remover por sedimentación para reducir la carga de sólidos en los posteriores filtros rápidos por gravedad. La sedimentación se realiza con mayor frecuencia en clarificadores de flujo horizontal o en mantos de flóculos. Alternativamente, se pueden eliminar los flóculos por flotación con aire disuelto; en este caso, los sólidos se contactan con finas burbujas de aire que se adhieren a los flóculos y hacen que floten en la superficie del tanque, donde se retiran periódicamente como una capa de lodo. El agua tratada por cualquiera de estos procesos pasa a los filtros rápidos por gravedad (ver la sección A5.1.4), donde se remueven los sólidos restantes. El agua filtrada puede pasar a una etapa posterior de tratamiento, como la oxidación adicional y filtración (para la eliminación de manganeso), ozonización o adsorción con carbón activado granular (para la remoción de plaguicidas y otros compuestos orgánicos traza), previo a la desinfección final antes de que el agua tratada ingrese al sistema de suministro.

La coagulación es adecuada para la eliminación de partículas que contienen microorganismos, ciertos metales pesados y sustancias químicas orgánicas de baja solubilidad, como ciertos plaguicidas organoclorados. Para las otras sustancias químicas orgánicas, la coagulación suele ser ineficaz, excepto cuando la sustancia se integra al material húmico o está adsorbida en las partículas.

A5.1.7 Adsorción con carbón activado

El carbón activado se produce mediante el calentamiento controlado de material carbonoso, normalmente madera, carbón, cáscaras de coco o turba. Esta activación produce un material poroso con una gran área de superficie (de 500 a 1500 m²/g) y una afinidad alta por compuestos orgánicos. Se usa normalmente en polvo (CAP) o en forma granular (CAG). Cuando se agota la capacidad de adsorción del carbón activado, se puede reactivar 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 distintas para diversos tipos de contaminantes.

La elección entre el CAP y el CAG dependerá de la eficacia en función del costo, la frecuencia y la dosis requerida. El CAP, en general, se preferirá en el caso de contaminación estacional o intermitente o donde se requieren tasas de dosificación bajas.

El CAP se dosifica como una suspensión en el agua y se elimina en procesos de tratamiento posteriores, junto con el lodo del tratamiento. Por tanto, su uso está restringido al tratamiento de aguas superficiales con filtros. El CAG en adsorbentes de lecho fijo se utiliza mucho más eficientemente que el CAP dosificado en el agua, y el uso efectivo de carbono por volumen de agua tratada sería mucho menor que la dosis de CAP requerida para lograr la misma remoción de contaminantes.

El CAG se emplea para el control del sabor y olor del agua. Se utiliza normalmente en lechos fijos, ya sea en adsorbentes especialmente diseñados para sustancias químicas o en filtros existentes en los que se sustituye la arena con el CAG que tenga un tamaño

de partícula similar. Aunque en la mayoría de las plantas de tratamiento sería menos costoso convertir los filtros existentes en vez de construir adsorbentes separados, el uso de filtros existentes por lo general solo permite tiempos de contacto cortos y no pueden ser reactivados fácilmente. Por lo tanto, es una práctica común instalar adsorbedores de CAG adicionales (en algunos casos precedidos por ozonización) entre los filtros rápidos por gravedad y la desinfección final. La mayoría de las fuentes de agua subterránea no tienen filtros y tendrían que instalarse adsorbentes separados.

La vida útil de un lecho de CAG depende de la capacidad del carbón utilizado y el tiempo de contacto entre el agua y el carbón, llamado tiempo de contacto con el lecho vacío, controlado por la velocidad del flujo de agua. Los tiempos de contacto en los lechos vacíos por lo general están en el rango de 5 a 30 minutos. Los CAG varían considerablemente su capacidad de remover compuestos orgánicos específicos, lo que puede tener un efecto significativo sobre su vida útil. Se puede obtener orientación respecto a esta capacidad en datos publicados sobre isoterma. La capacidad del carbón depende en gran medida de la fuente de agua y disminuye de forma significativa con la presencia de compuestos orgánicos en el agua. La adsorción del carbón activado se ve influida por las propiedades del producto químico, como su solubilidad en el agua y el coeficiente de reparto octanol-agua. Como regla general, los productos químicos con baja solubilidad y alto coeficiente de reparto octanol-agua se adsorben bien.

El carbón activado se utiliza para la eliminación de plaguicidas y otros productos químicos orgánicos, compuestos que alteran el sabor y olor del agua, toxinas de cianobacterias y carbón orgánico total.

A5.1.8 Intercambio iónico

El intercambio iónico es un proceso en el que se intercambian iones con carga similar entre la fase acuosa y la fase de resina sólida. El ablandamiento del agua se logra mediante el intercambio de cationes. El agua se hace pasar a través de un lecho de resina catiónica en el que los iones de calcio y los iones de magnesio en el agua se sustituyen por iones de sodio. Cuando se agota la resina de intercambio iónico (es decir, los iones de sodio se agotan), se regenera con una solución de cloruro de sodio. El proceso de "desalcalinización" también puede ablandar el agua. El agua se hace pasar a través de un lecho de resina débilmente ácida, en el que los iones de calcio y magnesio se reemplazan con iones de hidrógeno. Los iones de hidrógeno reaccionan con los iones de carbonato y bicarbonato para producir dióxido de carbono. La dureza del agua se reduce así sin ningún aumento de los niveles de sodio. El intercambio de aniones se puede utilizar para eliminar contaminantes como el nitrato, fluoruro, arseniato y uranio (como el anión de uranilo), que se intercambian con el cloruro. Varias resinas adecuadas están disponibles con este propósito.

Una planta de intercambio iónico normalmente consiste en dos o más lechos de resinas contenidas en depósitos de presión con bombas adecuadas, tuberías y equipos auxiliares para la regeneración. Los depósitos de presión suelen tener 4 m de diámetro y una capa de resina de 0.6 a 1.5 m de profundidad.

Se puede utilizar el intercambio catiónico para eliminar ciertos metales pesados. Las aplicaciones potenciales de las resinas aniónicas, además de la eliminación de nitratos, incluyen la eliminación de arsénico y selenio.

A5.1.9 Procesos de membranas

Los procesos de membrana de más importancia en el tratamiento del agua son la ósmosis inversa, ultrafiltración, microfiltración y nanofiltración. Estos procesos tradicionalmente se han aplicado a la producción de agua para fines industriales o farmacéuticos, y ahora se están aplicando al tratamiento de agua de consumo humano.

Procesos a presión alta

Si dos soluciones se separan mediante una membrana semipermeable (es decir, una membrana que permite el paso del disolvente, pero no del soluto), el disolvente, naturalmente, pasará de la solución de menor concentración a la solución de mayor concentración. Este proceso se conoce como ósmosis. Es posible, sin embargo, forzar el flujo del disolvente en la dirección opuesta, de la solución de mayor concentración a la de menor concentración, mediante el aumento de presión sobre la solución de mayor concentración. El diferencial de presión requerido se conoce como presión osmótica y el proceso se conoce como ósmosis inversa.

La ósmosis inversa produce una corriente de agua tratada y un flujo de agua residual relativamente concentrada. Las presiones de operación típicas están en el rango de 15 a 50 bar, dependiendo de la aplicación. La ósmosis inversa rechaza iones monovalentes y compuestos orgánicos de peso molecular mayor de 50 daltons aproximadamente (el tamaño del poro de la membrana es de menos de $0.002 \mu\text{m}$). La aplicación más común de ósmosis inversa es la desalación del agua salobre y del 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 del sodio o potasio, pero rechazan una proporción alta de iones divalentes, como los del calcio y magnesio, y las moléculas orgánicas de alto peso molecular. Las presiones operativas típicas son de alrededor de 5 bar. La nanofiltración puede eliminar eficazmente compuestos orgánicos que producen color.

Procesos a presión baja

El principio de la ultrafiltración es similar al de la ósmosis inversa, pero los tamaños del poro de las membranas son mucho mayores (usualmente de 0.002 a $0.03 \mu\text{m}$) y funcionan con presiones menores. Las membranas de ultrafiltración rechazan las moléculas orgánicas de peso molecular mayor de 800 daltons y suelen operar con presiones menores de 5 bar.

La microfiltración es una extensión directa de la filtración convencional en el rango de submicras. El tamaño típico de las membranas de microfiltración está en el intervalo de 0.01 a $12 \mu\text{m}$ y no separan moléculas, pero rechazan material coloidal y suspendido a presiones operativas de 1 a 2 bar. La microfiltración es capaz de tamizar partículas mayores de $0.05 \mu\text{m}$. Se ha utilizado en el tratamiento del agua en combinación con la coagulación o el carbón activado en polvo para eliminar partículas y carbono orgánico disuelto antes de las membranas de ósmosis inversa y para mejorar el flujo de permeado.

A5.1.10 Otros procesos de tratamiento

Los procesos dirigidos a la generación de radicales hidroxilo se conocen colectivamente como procesos de oxidación avanzada y pueden ser eficaces para eliminar sustancias químicas que son difíciles de tratar con otros métodos, tales como el ozono solamente. El peróxido de hidrógeno con UV es también una fuente de radicales hidroxilo. Las sustancias químicas pueden reaccionar, ya sea directamente con el ozono molecular o con el radical hidroxilo (HO·), que es un producto de la descomposición del ozono en el agua y es un oxidante muy potente indiscriminado que reacciona fácilmente con una amplia gama de sustancias químicas orgánicas. La formación de radicales hidroxilo se puede fomentar mediante el uso de ozono con pH alto. Un proceso de oxidación avanzada que usa ozono o UV más peróxido de hidrógeno implica la dosificación de peróxido de hidrógeno de forma simultánea con ozono a una tasa de aproximadamente 0.4 mg de peróxido de hidrógeno por litro por miligramo de ozono dosificado por litro (la proporción óptima teórica para la producción de radicales hidroxilo) y bicarbonato.

Otros procesos de tratamiento que se pueden utilizar en determinadas aplicaciones incluyen:

- el ablandamiento por precipitación (adición de cal, cal además de carbonato de sodio o hidróxido de sodio para precipitar la dureza con pH alto);
- ablandamiento por intercambio iónico;
- desnitrificación biológica para remover nitratos de aguas superficiales;
- nitrificación biológica para remover amoníaco de aguas superficiales;
- alúmina activada (u otros adsorbentes) para aplicaciones especializadas, como la eliminación de fluoruro y arsénico.

A5.2 Eficacia del tratamiento de sustancias químicas para las que se han establecido valores de referencia

Cuadro A5.1 Eficacia del tratamiento de sustancias químicas de origen natural para las que se han establecido valores de referencia^{a,b}

| | Cloración | Coagulación | Intercambio iónico | Ablandamiento por precipitación | Alúmina activada | Carbón activado | Ozonización | Membranas |
|-----------------------|-----------|-------------|--------------------|---------------------------------|------------------|-----------------|-------------|------------------|
| Arsénico ^c | | ++ | +++ | ++ | +++ | | | +++ ^d |
| Fluoruro | | <0.005 | <0.005 | <0.005 | <0.005 | | | <0.005 |
| Selenio | | ++ | +++ | | <1 | | | <1 |
| Uranio | | ++ | +++ | ++ | +++ | | | +++ |
| | | | <0.01 | | <0.01 | | | <0.01 |
| | | | +++ | | +++ | | | |
| | | | <0.001 | | <0.001 | | | |

El significado de los símbolos son los siguientes:

a +

Remoción limitada

++

Aproximadamente 50% o más de remoción

+++

Aproximadamente 80% o más de remoción

b El cuadro incluye solo aquellas sustancias químicas para las que se dispone de datos de tratamiento. Una entrada en blanco en el cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre la eficacia del proceso. Para los procesos más eficaces, cuando se dispone de datos, en el cuadro se indica la concentración de la sustancia química (en mg/l) que se podría alcanzar en un agua que tenga condiciones ideales

c Los medios basados en óxido de hierro e hidróxido de hierro han demostrado ser muy eficaces para ambas formas de arseniato y arsenito.

d Las membranas de la ósmosis inversa son más eficaces para remover arseniato que arsenito. Sin embargo, el arsenito se oxida fácilmente a arseniato mediante desinfectantes (p. ej., el cloro).

Cuadro A5.2 Eficacia del tratamiento de sustancias químicas que provienen de fuentes industriales y núcleos habitados para las que se han establecido valores de referencia^{a,b}

| | Arrastre con aire | Coagulación | Intercambio iónico | Ablandamiento por precipitación | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas | Tratamiento biológico ^c | Radiación UV |
|-------------------------|-------------------|----------------|--------------------|---------------------------------|-----------------|---------------|--------------------|----------------|------------------------------------|--------------|
| 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 | S ^d | | | |
| 1,2-Diclorobenceno | +++ <0.01 | | | | +++ <0.01 | +++ <0.01 | | S ^d | | |
| 1,4-Diclorobenceno | +++ <0.01 | | | | +++ <0.01 | +++ <0.01 | | S ^d | | |
| 1,2-Dicloroetano | +++ | | | | +++ <0.01 | | + | | | |
| 1,2-Dicloroeteno | +++ <0.01 | | | | +++ <0.01 | +++ <0.01 | | | | |
| 1,4-Dioxano | | | | | + | | | | +++ 0.05 | |
| Ácido edético | | | | | +++ <0.01 | | | | | |
| Ácido nitrilotriacético | | | | | +++ | | | | ++ | |
| Estireno | +++ <0.02 | | | | +++ <0.002 | ++ | | + | + | |
| Etilbenceno | ++ <0.001 | + | | | +++ <0.001 | +++ <0.001 | ++ | + | ++ | |
| Hexaclorobutadieno | | | | | +++ <0.001 | | | + | | |
| N-nitrosodimetilamina | | | | | + | | ++ | | | + |

| | Arrastre con aire | Coagulación | Intercambio iónico | Ablandamiento por precipitación | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas | Tratamiento biológico ^c | Radiación UV |
|------------------------|-------------------|-------------|--------------------|---------------------------------|-----------------|---------------|----------------------------|-----------------|------------------------------------|--------------|
| Pentaclorofenol | | | | | +++ <0.0004 | | | ++ | | |
| Perclorato | | | Si ^d | | | | | Si ^d | Si ^d | |
| Tetracloroetano | +++ <0.001 | | | | +++ <0.001 | | | + | | |
| Tetracloruro de carbon | +++ <0.001 | | | | +++ <0.001 | | | + | | |
| Tolueno | +++ <0.001 | | | | +++ <0.001 | +++ <0.001 | +++ ^e <0.001 | | ++ <0.001 | |
| Tricloroetano | +++ <0.02 | | | | +++ <0.02 | +++ <0.002 | +++ ^e <0.02 | | | |
| Xilenos | +++ <0.005 | | | | +++ <0.005 | | +++ ^e <0.005 | | ++ | |

^a El significado de los símbolos son los siguientes:

+ Remoción limitada

++ Aproximadamente 50% o más de remoción

+++ Aproximadamente 80% o más de remoción

^b El cuadro incluye solo aquellas sustancias químicas para las que se dispone de datos de tratamiento. Una entrada en blanco en el cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre la eficacia del proceso. Para los procesos más eficaces, cuando se dispone de datos, en el cuadro se indica la concentración de la sustancia química (en mg/l) que se podría alcanzar en un agua con condiciones ideales.

^c El tratamiento biológico incluye la filtración lenta de arena y la filtración de ribera

^d Si significa que se sabe que es eficaz o es posible que pueda serlo, pero no se ha cuantificado el desempeño.

^e Podría ser eficaz, pero se podrían aplicar otras técnicas debido al costo.

Cuadro A5.3 Eficacia del tratamiento de sustancias químicas que provienen de actividades agropecuarias para las que se han establecido valores de referencia^{a,b}

| | Cloración | Arrastre con aire | Coagulación | Intercambio iónico | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas | Tratamiento biológico ^c |
|---------|-------------|-------------------|-------------|--------------------|-----------------|-------------|--------------------|-----------|------------------------------------|
| Nitrato | | | | +++ <5 | | | | +++ <5 | +++ <5 |
| Nitrito | +++ <0.1 | | | | | | | + | +++ |

Cuadro A5.3 (continuación)

| | Cloración | Arrastre con aire | Cosgulación | Intercambio iónico | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas | Tratamiento biológico ^c |
|---|---------------|-------------------|-------------|--------------------|------------------|-----------------|--------------------|-----------------|------------------------------------|
| Alacloro | | | | | +++ <0.001 | ++ | +++ <0.001 | +++ <0.001 | |
| Aldicarb | | | | | +++ <0.001 | +++ <0.001 | | +++ <0.001 | |
| Aldrín/dieldrín | | | + | | +++ <0.000 02 | ++ <0.000 02 | | +++ <0.00002 | |
| Atrazina y sus metabolitos cloro-s-triazina | | | + | | +++ <0.0001 | S ^d | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | +++e <0.0001 |
| Carbofurán | + | | | | +++ <0.001 | S ^d | | +++ <0.001 | |
| Clordano | | | | | +++ <0.0001 | ++ <0.0001 | | +++ <0.001 | S ^d |
| Clorotolurón | | | | | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | | | |
| Cianazina | | | | | +++ <0.0001 | + | | +++ <0.0001 | |
| 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 | | Yes | | | +++ <0.001 | + | | | |
| Dimetoato | +++ <0.001 | | | | ++ <0.001 | ++ | | | |

Cuadro A5.3 (continuación)

| | Cloración | Arrastre con aire | Coagulación | Intercambio iónico | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas | Tratamiento biológico ^c |
|-----------------|-----------|-------------------|-------------|--------------------|-----------------|----------------|--------------------|-----------------------------|------------------------------------|
| Endrin | | | + | | +++ <0.0002 | | | S ^d | |
| Hidroxiatrazina | | | | | | | +++ <0.001 | S ^d | |
| Isoproturón | ++ | | | | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | + |
| Lindano | | | | | +++ <0.0001 | ++ | | S ^d | ++ |
| Mecoprop | | | | | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | | | +++ <0.0001 |
| Metoxicloro | | | ++ | | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | | S ^d | |
| Metalocloro | | | | | +++ <0.0001 | ++ | | S ^d | ++ |
| Simazina | | | | | +++ <0.0001 | ++ | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 | |
| 2,4,5-T | | | | | +++ <0.001 | | | S ^d | |
| Terbutilazina | | | + | | +++ <0.0001 | ++ | | | |
| Trifluralina | | | | | +++ <0.0001 | | | +++ ^f <0.0001 | |

^a El significado de los símbolos son los siguientes:

- + Remoción limitada
- ++ Aproximadamente 50% o más de remoción
- +++ Aproximadamente 80% o más de remoción

- b El cuadro incluye solo aquellas sustancias químicas para las que se dispone de datos de tratamiento. Una entrada en blanco en el cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre la eficacia del proceso. Para los procesos más eficaces, cuando se dispone de datos, en el cuadro se indica la concentración de la sustancia química (en mg/l) que se podría alcanzar.
- c El tratamiento biológico incluye la filtración lenta de arena, la filtración en la orilla y la desnitrificación biológica (para la remoción de nitrato).
- d Si significa que se sabe que es eficaz o es posible que pueda serlo, pero no se ha cuantificado el desempeño.
- e Para la filtración en la orilla, la filtración lenta de arena no es eficaz.
- f Podría ser eficaz, pero se podrían aplicar otras técnicas debido al costo.

Cuadro A5.4 Eficacia del tratamiento de plaguicidas que se usan en el agua por motivos de salud pública para los que se han establecido valores de referencia^{a,b}

| | Cloración | Coagulación | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Membranas |
|-----------------------|-----------|-------------|-----------------|-------------|--------------------|----------------|
| DDT y sus metabolitos | | + | +++ <0.0001 | + | +++ <0.0001 | +++ <0.0001 |

a El significado de los símbolos son los siguientes:

- + Remoción limitada
 - ++ Aproximadamente 50% o más de remoción
 - +++ Aproximadamente 80% o más de remoción.
- b Para los procesos más eficaces, en el cuadro se indica la concentración de la sustancia química (en mg/l) que se podría alcanzar.
- c Podría ser eficaz, pero se podrían aplicar otras técnicas debido al costo.

Cuadro A5.5 Eficacia del tratamiento para células de cianobacterias y cianotoxinas para las que se han establecido valores de referencia^{a,b,c}

| | Cloración | Coagulación | Carbón activado | Ozonización | Oxidación avanzada | Tratamiento biológico ^d |
|---------------------------|-----------|-------------|-----------------|-------------|--------------------|------------------------------------|
| Células de cianobacterias | | +++ | | | | |
| Cianotoxinas | +++ | | +++ | +++ | +++ | +++ |

a La cloración u ozonización podría liberar cianotoxinas.

b +++ = 80% o más de remoción.

c El cuadro incluye solo aquellas sustancias químicas para las que se dispone de datos de tratamiento. Una entrada en blanco en el cuadro indica que el proceso es completamente ineficaz o que no hay datos sobre la eficacia del proceso.

d El tratamiento biológico incluye la filtración lenta de arena y la filtración de ribera.

A5.3 Corrosión de metales que se usan en el tratamiento y distribución del agua

A5.3.1 Latón

El principal problema de la corrosión del latón es la pérdida del cinc, que es la disolución selectiva del cinc a partir del latón dúplex, que deja una masa porosa de cobre de baja resistencia mecánica. La descincificación "merengue", que forma sobre la superficie del latón una masa voluminosa de carbonato básico de cinc debido a la corrosión, depende en gran medida de la relación del cloruro con la alcalinidad y puede controlarse manteniendo una baja proporción de cinc en relación con el cobre (1: 3 o menos) y el pH por debajo de 8.3.

También puede ocurrir la disolución general de latón con liberación de metales en el agua, incluido el plomo. Las condiciones del ataque por choque pueden ocurrir en aguas con flujo de alta velocidad que forman capas de corrosión poco protectoras y que contienen cantidades grandes de aire disuelto o atrapado.

A5.3.2 Concreto (hormigón) y cemento

El concreto, u hormigón, es un material compuesto que consta de un aglutinante de cemento en el que está embebido un agregado inerte. El cemento es, principalmente, una mezcla de silicatos de calcio y aluminatos y cierta cantidad de cal libre. En los sistemas de distribución de agua, como recubrimiento protector de tuberías de hierro y acero se utiliza mortero de cemento, que contiene arena fina como agregado. En las tuberías de asbesto-cemento, el agregado son fibras de asbesto, que no son motivo de preocupación en el agua de consumo humano (ver también la hoja informativa sobre el asbesto en el capítulo 12). En las tuberías de cemento de asbesto, el agregado son fibras de asbesto. 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 falla estructural. Los materiales de cemento recién instalados lixiviarán cal, con el consiguiente aumento del pH, alcalinidad y dureza. El cemento contiene una variedad de metales que se pueden lixiviar en el agua. La agresividad al cemento se relaciona con el "índice de agresividad", que se ha utilizado específicamente para evaluar el potencial de disolución del concreto. Podría ser necesario un pH de 8.5 o más alto para controlar la corrosión de cemento.

A5.3.3 Cobre

La corrosión de las tuberías de cobre y de los cilindros de agua caliente puede hacer que el agua se torne azul o que los accesorios del baño tengan coloración azul o verde y, en ocasiones, puede genera problemas en el sabor. La tubería de cobre puede estar sujeta a la corrosión general, al ataque por choque y a la corrosión por picadura.

La corrosión general se asocia más con aguas ácidas suaves; aguas con pH por debajo de 6.5 y el agua dura con menos de 60 mg de carbonato de calcio por litro es muy agresiva para el cobre. El cobre, como el plomo, puede estar presente en el agua por disolución del producto de la corrosión, el carbonato básico de cobre. La solubilidad es principalmente una función del pH y del carbono inorgánico total. La

solubilidad disminuye con el aumento de pH, pero aumenta con el incremento de las concentraciones de especies de carbonato. El procedimiento habitual para superar estas dificultades es elevar el pH entre 8 y 8.5.

El ataque por choque es el resultado del flujo con excesiva velocidad y se agrava en el agua blanda con temperatura alta y pH bajo.

La picadura del cobre se asocia comúnmente con aguas subterráneas duras que tienen una concentración de dióxido de carbono por encima de 5 mg/l y oxígeno disuelto alto. En esos casos, se han utilizado fosfatos para suprimir la corrosión del cobre. Las aguas superficiales de color orgánico también pueden estar asociadas con la corrosión por picaduras. Las tuberías de cobre pueden fallar debido a la corrosión por picadura, lo que implica ataques altamente localizados que producen perforaciones con pérdida insignificante de metal. Se reconocen dos tipos principales de ataque. Las picaduras del tipo I afectan a los sistemas de agua fría (por debajo de 40 °C) y se asocian, sobre todo, con pozos de agua dura y la presencia de una película de carbono en la perforación de la tubería, derivada del proceso de fabricación. Las tuberías a las que se ha eliminado el carbono mediante limpieza son inmunes a las picaduras del tipo I. Las picaduras del tipo II se producen en sistemas de agua caliente (por encima de 60 °C) y se asocian con aguas blandas. Una proporción alta de los problemas de corrosión general y por picadura se asocia con las tuberías nuevas en las que todavía no se ha formado una capa protectora de óxido. Los índices de precipitación de carbonato de calcio, como los de Langelier y Ryznar, no son buenos predictores de la corrosión de los sistemas de cobre.

A5.3.4 Hierro

El hierro (ya sea fundido o dúctil) se utiliza con frecuencia en sistemas de distribución de agua y su corrosión genera preocupación. Si bien la falla estructural debido a la corrosión del hierro es rara, los problemas de calidad del agua (p. ej., el "agua roja") puede surgir como resultado de la corrosión excesiva de las tuberías de hierro. La corrosión del hierro es un proceso complejo que consiste en la oxidación del metal, normalmente por el oxígeno disuelto, que en última instancia forma un precipitado de hierro (III). Esto conduce a la formación de protuberancias en la superficie de la tubería. Los principales factores de la calidad del agua que determinan si el precipitado formará 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 de hierro mediante el ajuste del pH entre 6.8 a 7.3, de la dureza y la alcalinidad al menos a 40 mg/l (como carbonato de calcio), la sobresaturación con carbonato de calcio de 4 a 10 mg/l y una relación de la alcalinidad con el cloruro más sulfato de al menos 5 (cuando ambos se expresan como carbonato de calcio).

Los silicatos y polifosfatos se describen a menudo como inhibidores de la corrosión, pero no hay garantía de que vayan a inhibir la corrosión en los sistemas de distribución de agua. Sin embargo, pueden formar complejos con el hierro disuelto (en forma de hierro II) y evitar su precipitación que se hace visible como herrumbre roja. Estos compuestos más bien pueden enmascarar los efectos de la corrosión en lugar de prevenirlos. El ortofosfato es un posible inhibidor de la corrosión y, como los polifosfatos, se utiliza para evitar el "agua roja".

A5.3.5 Plomo

La corrosión del plomo (disolución del plomo) es un problema particularmente importante. Todavía hay, en algunos países, muchas casas antiguas con tuberías de plomo y se han utilizado soldaduras de plomo para unir tuberías de cobre y los accesorios de latón pueden contener cantidades considerables de plomo. Las tuberías de hierro galvanizado pueden acumular el plomo que ingresa y liberarlo posteriormente en forma de partículas. La solubilidad del plomo se rige por la formación de precipitados de carbonatos de plomo que se depositan en las tuberías. Siempre que sea posible, se deben sustituir las tuberías de plomo por otros materiales. El plomo también puede lixiviar de las soldaduras a base de plomo y de los accesorios de latón y bronce.

La solubilidad de las sales de plomo relacionadas con la corrosión aumenta notablemente a medida que el pH aumenta por encima de 8.3 o disminuye de 8.3 debido a la reducción sustancial en el equilibrio de la concentración de carbonato. Por lo tanto, la disolución del plomo tiende a ser máxima en aguas con pH bajo y baja alcalinidad, y un procedimiento de control provisional útil, hasta que se sustituyan las tuberías, es aumentar el pH de 8.0 a 8.5 después de la cloración y antes de su distribución. El ortofosfato y otros fosfatos son eficaces para suprimir la disolución de plomo.

Las concentraciones de plomo aumentan al incrementarse el tiempo de permanencia del agua en la tubería de plomo. Descargar agua por la tubería antes de entregarla para el consumo puede ser una medida provisional que reduce la exposición al plomo. Ducharse, bañarse y descargar el inodoro sirve para descargar el sistema.

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 la corrosión. La velocidad de la corrosión galvánica está afectada principalmente por la concentración de cloruro. La corrosión galvánica es más difícil de controlar, pero se puede reducir con la adición de cinc y ortofosfato, y el ajuste del pH.

El tratamiento para reducir la disolución del plomo por lo general consiste en ajustar el pH. Cuando el agua es muy blanda (con una concentración de carbonato de calcio menor de 50 mg/l), el pH óptimo es de aproximadamente 8.0 a 8.5. Alternativamente, la dosificación de ácido ortofosfórico o de ortofosfato de sodio podría ser más eficaz, sobre todo cuando disolución del plomo ocurre en aguas que no son ácidas. Los índices de precipitación del carbonato de calcio, como los de Langelier y Ryznar, no se consideran necesariamente buenos predictores de la corrosión del plomo.

A5.3.6 Níquel

El níquel puede provenir de grifos nuevos recubiertos de níquel y cromo. También pueden aparecer concentraciones bajas procedentes de tuberías y accesorios de acero inoxidable. La contaminación con níquel disminuye con el tiempo. El lixiviado del níquel decae con el tiempo. El aumento de pH para controlar la corrosión de otros materiales también debería reducir la lixiviación de níquel.

A5.3.7 Cinc

Los tubos galvanizados liberarán cinc (de la capa del galvanizado) y también pueden lixiviar cadmio y plomo. La corrosión puede ser un problema particular cuando el acero galvanizado o las tuberías de hierro están conectados a grifos y accesorios de materiales diferentes, como el latón.

La solubilidad del cinc en el agua depende del pH y de las concentraciones de carbono inorgánico total; la solubilidad del carbonato básico de cinc disminuye con el aumento del pH y las concentraciones de las especies de carbonato. En las aguas de baja alcalinidad, un aumento del pH a 8.5 debe ser suficiente para controlar la disolución de cinc.

En el hierro galvanizado, la capa de cinc protege inicialmente al acero por corrosión preferentemente. A largo plazo, se forma un depósito protector de carbonato básico de cinc; sin embargo, la tubería galvanizada también es propensa a la deposición incontrolada y a la obstrucción. Los hallazgos recientes demuestran que el plomo puede acumularse en las partículas de tuberías galvanizadas y puede llegar a resuspenderse por alteración física, como el golpe de ariete. Los depósitos de protección no se forman en aguas blandas con alcalinidad menor de 50 mg/l como carbonato de calcio o en aguas que contienen altas concentraciones de dióxido de carbono (> 25 mg/l), y el acero galvanizado no es adecuado para estas aguas. Puede ocurrir corrosión electrolítica en tuberías o accesorios de acero o hierro galvanizados cuando se conectan con tubos o accesorios de cobre o latón.

ANEXO 6

Información complementaria sobre radionúclidos

A6.1 Valores de referencia de radionúclidos en el agua de consumo humano

Cuadro A6.1 Niveles de referencia correspondiente a radionúclidos presentes en el agua de consumo humano

| Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a |
|------------------|---|--------------------|---|--------------------|---|---------------------------------|---|
| ³ H | 10 000 | ⁹⁷ Tc | 1 000 | ¹⁴⁷ Nd | 100 | ²³² Th ^b | 1 |
| ⁷ Be | 10 000 | ^{97m} Tc | 100 | ¹⁴⁷ Pm | 1 000 | ²³⁴ Th ^b | 100 |
| ¹⁴ C | 100 | ⁹⁹ Tc | 100 | ¹⁴⁹ Pm | 100 | ²³⁰ Pa | 100 |
| ²² Na | 100 | ⁹⁷ Ru | 1 000 | ¹⁵¹ Sm | 1 000 | ²³¹ Pa ^b | 0.1 |
| ³² P | 100 | ¹⁰³ Ru | 100 | ¹⁵³ Sm | 100 | ²³³ Pa | 100 |
| ³³ P | 1 000 | ¹⁰⁶ Ru | 10 | ¹⁵² Eu | 100 | ²³⁰ U | 1 |
| ³⁵ S | 100 | ¹⁰⁵ Rh | 1 000 | ¹⁵⁴ Eu | 100 | ²³¹ U | 1 000 |
| ³⁶ Cl | 100 | ¹⁰³ Pd | 1 000 | ¹⁵⁵ Eu | 1 000 | ²³² U | 1 |
| ⁴⁵ Ca | 100 | ¹⁰⁵ Ag | 100 | ¹⁵³ Gd | 1 000 | ²³³ U | 1 |
| ⁴⁷ Ca | 100 | ^{110m} Ag | 100 | ¹⁶⁰ Tb | 100 | ²³⁴ U ^b | 1 |
| ⁴⁶ Sc | 100 | ¹¹¹ Ag | 100 | ¹⁶⁹ Er | 1 000 | ²³⁵ U ^b | 1 |
| ⁴⁷ Sc | 100 | ¹⁰⁹ Cd | 100 | ¹⁷¹ Tm | 1 000 | ²³⁶ U ^b | 1 |
| ⁴⁸ Sc | 100 | ¹¹⁵ Cd | 100 | ¹⁷⁵ Yb | 1 000 | ²³⁷ U | 100 |
| ⁴⁸ V | 100 | ^{115m} Cd | 100 | ¹⁸² Ta | 100 | ²³⁸ U ^{b,c} | 10 |
| ⁵¹ Cr | 10 000 | ¹¹¹ In | 1 000 | ¹⁸¹ W | 1 000 | ²³⁷ Np | 1 |
| ⁵² Mn | 100 | ^{114m} In | 100 | ¹⁸⁵ W | 1 000 | ²³⁹ Np | 100 |
| ⁵³ Mn | 10 000 | ¹¹³ Sn | 100 | ¹⁸⁶ Re | 100 | ²³⁶ Pu | 1 |
| ⁵⁴ Mn | 100 | ¹²⁵ Sn | 100 | ¹⁸⁵ Os | 100 | ²³⁷ Pu | 1 000 |
| ⁵⁵ Fe | 1 000 | ¹²² Sb | 100 | ¹⁹¹ Os | 100 | ²³⁸ Pu | 1 |
| ⁵⁹ Fe | 100 | ¹²⁴ Sb | 100 | ¹⁹³ Os | 100 | ²³⁹ Pu | 1 |
| ⁵⁶ Co | 100 | ¹²⁵ Sb | 100 | ¹⁹⁰ Ir | 100 | ²⁴⁰ Pu | 1 |
| ⁵⁷ Co | 1 000 | ^{123m} Te | 100 | ¹⁹² Ir | 100 | ²⁴¹ Pu | 10 |
| ⁵⁸ Co | 100 | ¹²⁷ Te | 1 000 | ¹⁹¹ Pt | 1 000 | ²⁴² Pu | 1 |
| ⁶⁰ Co | 100 | ^{127m} Te | 100 | ^{193m} Pt | 1 000 | ²⁴⁴ Pu | 1 |
| ⁵⁹ Ni | 1 000 | ¹²⁹ Te | 1 000 | ¹⁹⁸ Au | 100 | ²⁴¹ Am | 1 |
| ⁶³ Ni | 1 000 | ^{129m} Te | 100 | ¹⁹⁹ Au | 1 000 | ²⁴² Am | 1 000 |
| ⁶⁵ Zn | 100 | ¹³¹ Te | 1 000 | ¹⁹⁷ Hg | 1 000 | ^{242m} Am | 1 |

Cuadro A6.1 Niveles de referencia correspondientes a radionúclidos presentes en el agua potable

| Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a | Radio-núclido | Nivel de referencia (Bq/l) ^a |
|-------------------|---|--------------------|---|--------------------------------|---|--------------------------------|---|
| ⁷¹ Ge | 10 000 | ^{131m} Te | 100 | ²⁰³ Hg | 100 | ²⁴³ Am | 1 |
| ⁷³ As | 1 000 | ¹³² Te | 100 | ²⁰⁰ Tl | 1 000 | ²⁴² Cm | 10 |
| ⁷⁴ As | 100 | ¹²⁵ I | 10 | ²⁰¹ Tl | 1 000 | ²⁴³ Cm | 1 |
| ⁷⁶ As | 100 | ¹²⁶ I | 10 | ²⁰² Tl | 1 000 | ²⁴⁴ Cm | 1 |
| ⁷⁷ As | 1 000 | ¹²⁹ I | 1 | ²⁰⁴ Tl | 100 | ²⁴⁵ Cm | 1 |
| ⁷⁵ Se | 100 | ¹³¹ I | 10 | ²⁰³ Pb | 1 000 | ²⁴⁶ Cm | 1 |
| ⁸² Br | 100 | ¹²⁹ Cs | 1 000 | ²¹⁰ Pb ^b | 0.1 | ²⁴⁷ Cm | 1 |
| ⁸⁶ Rb | 100 | ¹³¹ Cs | 1 000 | ²⁰⁶ Bi | 100 | ²⁴⁸ Cm | 0.1 |
| ⁸⁵ Sr | 100 | ¹³² Cs | 100 | ²⁰⁷ Bi | 100 | ²⁴⁹ Bk | 100 |
| ⁸⁹ Sr | 100 | ¹³⁴ Cs | 10 | ²¹⁰ Bi ^b | 100 | ²⁴⁶ Cf | 100 |
| ⁹⁰ Sr | 10 | ¹³⁵ Cs | 100 | ²¹⁰ Po ^b | 0.1 | ²⁴⁸ Cf | 10 |
| ⁹⁰ Y | 100 | ¹³⁶ Cs | 100 | ²²³ Ra ^b | 1 | ²⁴⁹ Cf | 1 |
| ⁹¹ Y | 100 | ¹³⁷ Cs | 10 | ²²⁴ Ra ^b | 1 | ²⁵⁰ Cf | 1 |
| ⁹³ Zr | 100 | ¹³¹ Ba | 1 000 | ²²⁵ Ra | 1 | ²⁵¹ Cf | 1 |
| ⁹³ Zr | 100 | ¹⁴⁰ Ba | 100 | ²²⁶ Ra ^b | 1 | ²⁵² Cf | 1 |
| ^{93m} Nb | 1 000 | ¹⁴⁰ La | 100 | ²²⁸ Ra ^b | 0.1 | ²⁵³ Cf | 100 |
| ⁹⁴ Nb | 100 | ¹³⁹ Ce | 1 000 | ²²⁷ Th ^b | 10 | ²⁵⁴ Cf | 1 |
| ⁹⁵ Nb | 100 | ¹⁴¹ Ce | 100 | ²²⁸ Th ^b | 1 | ²⁵³ Es | 10 |
| ⁹³ Mo | 100 | ¹⁴³ Ce | 100 | ²²⁹ Th | 0.1 | ²⁵⁴ Es | 10 |
| ⁹⁹ Mo | 100 | ¹⁴⁴ Ce | 10 | ²³⁰ Th ^b | 1 | ^{254m} Es | 100 |
| ⁹⁶ Tc | 100 | ¹⁴³ Pr | 100 | ²³¹ Th ^b | 1 000 | ²³² Th ^b | 1 |

^aLos niveles de referencia se redondearon al orden de magnitud más cercano haciendo un promedio de los valores de la escala logarítmica (a 10n si el valor calculado era inferior a $3 \times 10n$ y a $10n+1$ si el valor era 3×10 o superior). Por ejemplo, si el valor calculado era 2 Bq/L (es decir, 2×100), el nivel de orientación se redondeó a 100 (es decir = 1) mientras que si el valor calculado era 3 Bq / L (es decir, 3×100 o superior), el nivel de referencia se redondeó a 101 (es decir = 10).

^bRadionúclidos naturales.

^cEl valor de referencia provisional para el uranio en el agua de consumo humano es de 30 µg/l, basado en su toxicidad para el riñón (ver la sección 8.5).

A6.2 Referencias para obtener más información sobre radionúclidos

ICRP (1989) Individual monitoring for intakes of radionuclides by workers. ICRP Publication 54. *Annals of the ICRP*, 19(1–3).

ICRP (2006) Human alimentary tract model for radiological protection. ICRP Publication 100. *Annals of the ICRP*, 36(2).

ICRP (2008) Nuclear decay data for dosimetric calculations. ICRP Publication 107. *Annals of the ICRP*, Volume 38(3).

A6.3 Referencias para obtener más información sobre métodos analíticos y tecnologías de tratamiento de radionúclidos

Annamäki M, ed. (2000) *Treatment techniques for removing natural radionuclides from drinking water. Final report of the TENAWA Project*. Helsinki, Radiation and Nuclear Safety Authority (STUK-A169).

APHA, AWWA, WEF (2005) *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 21va ed. Washington, DC, American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, pp. 7–15.

- ASTM (1998) *ASTM annual book of standards. Vol. 11.02*. Philadelphia, PA, American Society for Testing and Materials.
- Bring R, Miller AG (1992) Direct detection of trace levels of Uranio by laser induced kinetic phosphor-ometry. *Analytical Chemistry*, 64:1413–1418.
- Chiu NW, Dean JR (1986) *Radioanalytical methods manual*. Ottawa, Ontario, Canadian Government Publishing Centre, Canadian Centre for Mineral and Energy Technology, National Uranio Tailings Program (CANMET Report 78-22).
- Crawford-Brown DJ (1989) The biokinetics and dosimetry of radon-222 in the human body following ingestion of groundwater. *Environmental Geochemistry and Health*, 11:10–17.
- Department of National Health and Welfare (1977) *Chemical procedures for the determination of ⁸⁹Sr, ⁹⁰Sr, and ¹³⁷Cs in surface waters, fresh-water algae and fresh-water fish*. Ottawa, Ontario, Departamento de Salud y Bienestar Nacional (Report 77-EHD-14).
- Health Canada (2000) *Environmental radioactivity in Canada 1989–1996*. Disponible del Environmental Radiation Hazards Division, Radiation Protection Bureau, Health Canada, Ottawa, Ontario [vea también ediciones anteriores de *Environmental radioactivity in Canada*].
- Health Canada (2004) *Point-of-use and point-of-entry treatment technologies for the removal of lead-210 and Uranio from drinking water*. Richmond Hill, Ontario, Senes Consultants Ltd.
- Igarashi Y, Kawamura H, Shiraishi K (1989) Determination of thorium and Uranio in biological samples by inductively coupled plasma mass spectrometry using internal standardization. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry*, 4:571–576.
- ISO (2003) *Standard ISO 5667 3: Water quality—Sampling—Part 3: Guidance on the preservation and handling of water samples*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2006) *Standard ISO 5667 1: Water quality—Sampling—Part 1: Guidance on the design of sampling programmes and sampling techniques*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2006) *Standard ISO 5667-5: Water quality—Sampling—Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2007) *Standard ISO 9696: Water quality—Measurement of gross alpha activity in non-saline water—Thick source method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2007) *Standard ISO 10703: Water quality—Determination of the activity concentration of radionuclides—Method by high resolution gamma-ray spectrometry*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2008) *Standard ISO 9697: Water quality—Measurement of gross beta activity in non-saline water—Thick source method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2009) *Standard ISO 5667-11: Water quality—Sampling—Part 11: Guidance on sampling of groundwaters*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.

- ISO (2009) *Standard ISO 10704: Water quality—Measurement of gross alpha and gross beta activity in non-saline water—Thin source deposit method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2010) *ISO 969: Water quality—Determination of tritium activity concentration—Liquid scintillation counting method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (2010) *Standard ISO 11704: Water quality—Measurement of gross alpha and beta activity concentration in non-saline water—Liquid scintillation counting method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13160: Water quality—Measurement of strontium 90 and strontium 89*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13161: Water quality—Measurement of polonium 210 activity concentration in water by alpha spectrometry*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13162: Water quality—Determination of carbon 14 activity—Liquid scintillation counting method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13163-1: Water quality—Measurement of lead 210 activity concentration—Part 1: Liquid scintillation counting method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-1: Water quality—Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products—Part 1: Radon origins and measurement methods*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-2: Water quality—Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products—Part 2: Direct measurement by gamma spectrometry*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13164-3: Water quality—Measurement of the activity concentration of radon-222 and its short-lived decay products—Part 3: Indirect measurement with degassing*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- ISO (in preparation) *Standard ISO 13165-1: Water quality—Measurement of radium 226 activity concentration—Part 1: Liquid scintillation counting method*. Ginebra, Organización Internacional de Normalización.
- Lariviere D et al. (2009) Rapid and automated analytical technologies for radiological nuclear emergency preparedness. In: Koskinen AN, ed. *Nuclear chemistry: New research*. Nova Science Publishers, Inc., pp. 99–154.
- NSF International (2005) *Contaminant guide*. Ann Arbor, MI, NSF International (http://www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_guide.asp?program=WaterTre).
- NSF International (2005) *Contaminant testing protocols*. Ann Arbor, MI, NSF International (http://www.nsf.org/consumer/drinking_water/dw_contaminant_protocols.asp).

- OMS (2002) *Establishing a dialogue on risks from electromagnetic fields*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- OMS (2009) *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Ginebra, Organización Mundial de la Salud.
- Prichard HM, Gesell TF (1977) Rapid measurements of ^{222}Rn concentrations in water with a commercial liquid scintillations counter. *Health Physics*, 33:577–581.
- Prichard HM, Venso EA, Dodson CL (1991) Liquid scintillation analysis of ^{222}Rn in water by alpha/beta discrimination. *Radioactivity and Radiochemistry*, 3:28–26.
- USEPA (1980) *Prescribed procedures for measurement of radioactivity in drinking water*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency (EPA 600/4-80-032).
- USEPA (1987) *Two test procedures for radon in drinking water. Appendix D. Analytical test procedure*. Washington, DC, United States Environmental Protection Agency, p. 22 (EPA/600/2-87/082).
- USEPA (1999) National primary drinking water regulations; radon-222. Washington, DC, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos. *Federal Register*, 64(211).
- USEPA (2000) *National primary drinking water regulations; radionuclides; final rule*. Washington, DC, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (40 Code of Federal Regulations Parts 9, 141 and 142).
- USEPA (2000) *Radionuclides notice of data availability technical support document*. Preparado por la Oficina de Agua Potable y Subterránea, en colaboración con la Oficina de Radiación y Aire en Edificios de la EPA de los Estados Unidos, y el Servicio Geológico de los Estados Unidos.
- USEPA (2008) *Approved methods for radionuclides*. Washington, DC, Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (http://www.epa.gov/ogwdw/methods/pdfs/methods/methods_radionuclides.pdf).
- Vitz E (1991) Toward a standard method for determining waterborne radon. *Health Physics*, 60:817–829.
- Volchok HL, de Planque G, eds (1983) *EML procedures manual*, 26th ed. Nueva York, NY, Departamento de Energía de los Estados Unidos, Environmental Measurements Laboratory (HASL-300).

ANEXO 7

Colaboradores en el desarrollo de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano: cuarta edición que incorpora la primera adenda*

Este anexo lista los nombres de aquellos que han contribuido al desarrollo de la cuarta edición de las *Guías para la calidad del agua de consumo humano* y a la primera adenda de la cuarta edición, a través de la participación en reuniones relevantes, autoría o revisión por pares del texto de las Guías o de sus documentos complementarios, o mediante la prestación de asesoría intelectual. La lista de colaboradores incluye a los que participaron en la primera reunión en la que se discutió la cuarta edición, que se celebró en Berlín, Alemania, en 2007. Todos los que contribuyeron en la tercera edición de las Guías, así como en la primera y la segunda adenda de la tercera edición, que constituyen una parte importante de esta cuarta edición, figuran en el Anexo 2 de la tercera edición que incorpora la primera y la segunda adenda, disponible en el sitio web de la OMS en <http://apps.who.int/iris/handle/10665/204411>. Extendemos nuestras sinceras disculpas a todos los colaboradores cuyos nombres se han omitido inadvertidamente de estas listas.

C. Abbot, United Utilities, Reino Unido

H. Abouzaid, OMS, Egipto

L. Achene, Istituto Superiore di Sanità, Italia

J. Adams, Escuela de Medicina Tropical de Liverpool, Reino Unido

E. Addai, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), Senegal

A. Adin, Universidad Hebrea de Jerusalén, Israel

S. Adrian, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.

ANEXOS

- R. Aertgeerts, antes en la Oficina Regional para Europa, OMS, Alemania
F. Ahmed, Universidad de Ingeniería y Tecnología de Bangladesh, Bangladesh
K.M. Ahmed, Universidad de Daca, Bangladesh
A. Aitio, OMS, Suiza
H. Al-Hasni, Autoridad Pública de Electricidad y Agua, Omán
N. Al-Hmoud, Universidad de Tecnología Princesa Sumaya, Jordania
L. Ali, OMS, Maldivas
T. Alimamedova, OMS, Tayikistán
D. Allély-Fermé, OMS, Suiza
G. Allgood, The Proctor & Gamble Company, EE. UU.
B.M. Altura, Centro Médico de New York Downstate, EE. UU.
B.T. Altura, Centro Médico de New York Downstate, EE. UU.
L. Alves Campos, Organismo Nacional de Control Sanitario (ANVISA), Brasil
S. Al-Wahaibi, Ministerio de Salud, Omán
M. Amazonas, The Coca-Cola Company, EE. UU.
R. Anderson, OMS, Suiza
K.B. Andrus, Asociación de Transporte Aéreo de América, Inc., EE. UU.
S. Appleyard, Departamento de Regulación del Medio Ambiente de Australia Occidental, Australia
G. Ardon, Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, Países Bajos
F. Arellano, Maynilad Water, Filipinas
T. Ariyananda, Foro Captación de Agua de Lluvia de Lanka, Sri Lanka
M. Asami, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón
N. Ashbolt, Escuela de Salud Pública, Universidad de Alberta, Canadá
S. Atkinson, Universidad McMaster, Canadá
D. Baguma, Universidad Africana Rural, Uganda
C.D. Baker, Centro de Tecnología de Agua y Saneamiento Asequibles (CAWST), Canadá
H. Bakir, Centro Regional para las Actividades de Salud Ambiental, OMS, Jordania
E. Barrenberg, antes en la OMS, Suiza
L. Barrott, MWH, Reino Unido
J. Barrow, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
J. Bartram, Universidad de Carolina del Norte, EE. UU.
R. Bastos, Universidade Federal de Vicosa, Brasil
H.K. Bates, Research Association, EE. UU.
G. Bateman, Organismo del Medio Ambiente, Reino Unido
A. Bathija, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
J. Baumgartner, Universidad de Wisconsin, EE. UU.
A.S. Baweja, Salud Canadá, Canadá
P. A. Bawono, Ministerio de Salud, Indonesia
D. Bennitz, Salud Canadá, Canadá
M.J. Benoliel. Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A. (EPAL), Portugal
M. Berglund, Instituto Karolinska de Medicina Ambiental, Suecia

R.J. Bevan, Universidad de Cranfield (actualmente consultor independiente), Reino Unido

J. Bhagwan, Comisión de Investigación del Agua, Sudáfrica

S. Bickel, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), EE. UU.

S. Bish, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, EE. UU.

E. Blanton, PATH, EE. UU.

M. Blokker, Kiwa Water Research, Países Bajos

V.L. Bombeta, Administración de Empresas Locales de Agua (LWUA), Filipinas

L. Bonadonna, Istituto Superiore di Sanità, Italia

R. Bos, OMS, Suiza (actualmente en la Asociación Internacional del Agua), Países Bajos

M. Bowman, Corporación de Agua, EE. UU.

B. Breach, consultor independiente, Reino Unido

E. Briand, Ministerio del Trabajo, del Empleo y la Salud, Francia

J.D. Brookes, Universidad de Adelaide, Australia

T. Brooks, Salud Canadá, Canadá

J. Brown, Salud Pública Inglaterra (actualmente consultor independiente), Reino Unido

J. Brown, Escuela de Higiene y Medicina Tropical de Londres, Reino Unido (actualmente en el Instituto de Tecnología de Georgia, EE. UU.)

C. Browne, Ministerio de Salud, St Michael, Barbados

G. Brundrett, Brundrett Associates, Reino Unido

T. Bruursema, NSF International, EE. UU.

P. Byleveld, Departamento de Salud de Nueva Gales del Sur, Australia

E. Calderón, Instituto de Ingeniería Sanitaria, Argentina

M.E. Calderón, Perú

R. Calderón, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.

P. Callan, consultor independiente, Australia

D. Calmet, Organización Internacional de Normalización y Asesor Nuclear de la Misión Permanente de Francia ante las Naciones Unidas, Austria

D. Campbell-Lendrum, OMS, Suiza

E. Carden, Departamento de Salud y Servicios Humanos, Australia

Z. Carr, OMS, Suiza

V. Casey, WaterAid, Reino Unido

C. Castell-Exner, Asociación Alemana Técnica y Científica de Gas y Agua, Alemania

C Chaffey, Salud Canadá, Canadá

R. Chalmers, Salud Pública Gales, Microbiología, Reino Unido

P. Charles, Centro Internacional de Investigación del Agua y del Ambiente - Suez Ambiente, Francia

R. Charron, Salud Canadá, Canadá

Y. Chartier, antes en la OMS, Suiza

P. Chave, Control de la Contaminación, Reino Unido

J. Chen, Salud Canadá, Canadá

C.K. Chew, OMS, Suiza

T. Chhoden, Ministerio de Obras Públicas y Asentamientos Humanos, Bután

ANEXOS

- M.L. Chong, OMS, Filipinas (actualmente en PUB, el organismo nacional del agua, Singapur)
- I. Chorus, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
- D. Chuckman, Asociación Internacional de Servicios de Vuelo, Canadá
- G. Cissé, Instituto Suizo de Salud Pública y Tropical, Suiza
- T. Clasen, Universidad Emory, EE. UU.
- L. Coccagna, consultor independiente, Italia
- J. Colbourne, Inspectoría del Agua Potable, Reino Unido
- A. Colgan, Organismo Internacional de Energía Atómica, Australia
- G. Combs, Departamento de Agricultura, EE. UU.
- J. Cooper, Salud Canadá, Canadá
- L. Corrales, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
- R. Costello, Institutos Nacionales de Salud, EE. UU.
- P. Costrop, Syngenta Crop Protection, Suiza
- J. Cotruvo, Joseph Cotruvo & Associates/centro colaborador de NSF International, EE. UU.
- M. Couper, antes en la OMS, Suiza
- D. Court Marques, Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, Italia
- C. Cox, Instituto de Salud Ambiental del Caribe, Santa Lucía
- P. Cox, Agua Sidney, Australia
- A. Cronin, Universidad de Surrey, Reino Unido
- D. Crump, Universidad de Cranfield, Reino Unido
- D. Cunliffe, Departamento de Salud, Australia
- F. Dangendorf, Universidad de Bonn, Alemania
- L. D'Anglada, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
- T. Darlow, MWH, Reino Unido
- D. Davidson, Centro para la Seguridad Alimentaria y la Nutrición Aplicada, Administración de Alimentos y Medicamentos, EE. UU.
- A. Davison, Risk Edge, Australia
- C. de Bazigan, Antenna, Suiza
- L.R. de Dios, Departamento de Salud, Filipinas
- D. Deere, Water Futures Pty Ltd, Australia
- J. De France, OMS, Suiza
- D. de Jager, Ministerio de Salud, Nueva Zelanda
- M. Del Rosario Pérez, OMS, Suiza
- J. Dennis, Thames Water Utilities, Reino Unido
- A.M. de Roda Husman, Instituto Nacional de Salud Pública y el Ambiente, Países Bajos
- P. de Souza, Emanti Management, Sudáfrica
- K. de Vette, Asociación Internacional del Agua, Países Bajos
- D. Deere, Water Futures Pty. Ltd., Australia
- H. Dieter, antes en el Organismo Federal del Ambiente, Alemania
- P. Donlon, Asociación de Servicios de Agua, Australia
- J. Donohue, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
- T. Dooley, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, EE. UU.
- F. Douchin, DASS de Seine Maritime, Francia

N. Dowdall, British Airways, Reino Unido
 P. Drechsel, Instituto Internacional de Gestión del Agua, Sri Lanka
 J. Drewes, Escuela de Minas de Colorado, EE. UU.
 D. Drury, consultor independiente, Reino Unido
 I. Dublineau, Instituto de Radioprotección y de Seguridad Nuclear, Francia
 N.T. Duong, Asociación de Abastecimiento de Agua y Alcantarillado de Vietnam (VWSA), Viet Nam
 L. Düster, Instituto Federal de Hidrología, Alemania
 K. Dziekan, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
 A. Eckhardt, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
 C. Edgar, Universidad de Cranfield, Reino Unido
 P. Edmondson, Medentech Ltd, Reino Unido
 C. Eidhin, Organismo de Protección del Ambiente, Irlanda
 A. Eleveld, Proyecto Agua Segura y SIDA, Kenia
 R. Elin, Universidad de Louisville, EE. UU.
 T. Endo, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
 S. Enkhtsetseg, Oficina Regional para Europa, de la OMS, Alemania
 J. Escamilla, OMS, Panamá
 A. Evans, Organización Internacional de Aviación Civil, Canadá
 M. Exner, Instituto de Higiene y Salud Pública, Universidad de Bonn, Alemania
 A. Eyring, Departamento de Agua de Filadelfia, EE. UU.
 J. Falkinham, Virginia Tech, EE. UU.
 Z. Fang, Departamento de Cuarentena de Salud, Administración General de Supervisión de la Calidad, Inspección y Cuarentena de la República Popular de China, China
 J. Fastner, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
 J. Fawell, Universidad de Cranfield, Reino Unido
 D. Fayzieva, Academia de Ciencias de Uzbekistán, Uzbekistán
 T. Fengthong, Ministerio de Salud, República Democrática Popular Lao
 L. Ferenc, Instituto de Control de la Contaminación del Agua, Centro de Investigación de Recursos Hídricos, Hungría
 C. Fergusson, Departamento de Industrias Primarias, Australia
 E. Ferretti, Istituto Superiore di Sanità, Italia
 I. Feuerpfeil, antes en el Organismo Federal del Ambiente, Alemania
 L. Fewtrell, Universidad de Aberystwyth, Reino Unido
 M. Foran, Centro de Tecnología de Agua y Saneamiento Asequibles (CAWST), Canadá
 K. Ford, Rio Tinto, Reino Unido
 M. Forson, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), EE. UU.
 P. Fosselard, Federación Europea de Agua Embotellada, Bélgica
 C. Frambøl, Asociación Danesa de Agua y Aguas Residuales (DANVA), Dinamarca
 M. Frobels, IM System, Alemania
 D. Frost, Aqua Focus Ltd, Reino Unido
 D. Fujise, Departamento de Obras Hidráulicas de la Ciudad de Kawasaki, Japón
 D. Gamper, Consejo Internacional de Aeropuertos, Suiza
 R. Gangaraju, Salud Canadá, Canadá

ANEXOS

- D. Gatel, EUREAU, Bélgica
M. Gately, Medentech, Irlanda
R.J. Gelting, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
M. Giddings, Salud Canadá, Canadá
K. Gin, Universidad Tecnológica de Nanyang, Singapur
S. Gitahi, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), Ghana
S. Godfrey, experto en agua y saneamiento, Etiopía
C. Gollnisch, Organismo de Control Acreditado para la Higiene de Sistemas de Agua Potable, Alemania
R. Goossens, Compagnie Intercommunale Bruxelloise des Eaux, Bélgica
B. Gordon, OMS, Suiza
F. Gore, OMS, Suiza
E. Goslan, Universidad de Cranfield, Reino Unido
W. Grabow, retirado (antes en la Universidad de Pretoria), Sudáfrica
J. Grace, Departamento de Seguridad y Salud Aérea, Asociación de Auxiliares de Vuelo (CWA), EE. UU.
A.C. Grandjean, Centro de Nutrición Humana, EE. UU.
O. Green, wca environment limited, Reino Unido
P. Greiner, NSF International, EE. UU.
R. Grey-Gardner, antes en el Centro de Tecnología Apropiada, Australia
A. Growers, WRc, Reino Unido
C. Güler, Universidad de Hacettepe, Turquía
M. Gunnarsdóttir, Universidad de Islandia, Islandia
R. Gupta, Instituto Nacional de Tecnología Visvesvaraya, India
C. Hadjichristodoulou, Universidad de Thessaly, Grecia
L. Hamilton, antes en el Ministerio de Salud, Nueva Zelandia
S. Harris, Instituto Internacional de Ciencias de la Vida, EE. UU.
P. Hartemann, Facultad de Medicina de Nancy, Francia
T. Hasan, Comisión de Geociencias Aplicadas de las Islas del Pacífico, Fiji
S. Hauswirth, Servicio de Salud Pública, Alemania
R.P. Heaney, Universidad Creighton, EE. UU.
J. Hearn, ALS Water Resources Group, Australia
P. Heaton, antes en la Corporación de Agua y Energía, Australia
H. Heijnen, consultor, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), República Democrática Popular Lao
J. Hejzlar, Academia Checa de Ciencias, República Checa
L. Heller, Fundación Oswaldo Cruz, Brasil
K. Hellier, Agua Melbourne, Australia
S. Herbst, Instituto de Higiene y Salud Pública, Universidad de Bonn, Alemania
O. Hernández, FHI 360, EE. UU.
A. Hill, Vestergaard Frandsen, Suiza
M.R. Hipsey, Universidad de Australia Occidental, Australia
A. Hirose, Instituto Nacional de Ciencias de la Salud, Japón
E.J. Hoekstra, Instituto de Salud y Protección del Consumidor, Italia
C. Hollister, Asociación de Transporte Aéreo de Canadá, Canadá

H. Holstag, iniciativa 300 en 6, Países Bajos
 L. Hope, OMS, Suiza
 R. Hossain, OMS, Suiza
 G. Howard, Departamento de Desarrollo Internacional, Reino Unido
 S. Hrudehy, Universidad de Alberta, Canadá
 L.C. Hsiang, Organismo Nacional del Medio Ambiente, Singapur
 J. Huff, Instituto Nacional de Ciencias de la Salud Ambiental, EE. UU.
 A. Humpage, Corporación de Agua del Sur de Australia, Australia
 P. Hunter, Universidad de Anglia del Este, Reino Unido
 A. Hussain, Ministerio de Vivienda y del Medio Ambiente, Maldivas
 F. Husson, Solar Solutions LLC, EE. UU.
 S.A. Ibrahim, Ministerio de Vivienda y del Medio Ambiente, Maldivas
 S. Iddings, antes en la Oficina Regional para el Pacífico Occidental, OMS, Fiji
 P. Illig, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
 A. Illmer, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), EE. UU.
 T. Inoue, Fórum del Agua de Japón, Japón
 F. Istace, Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria (EFSA), Italia
 M. Itoh, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón
 S. Itoh, Universidad de Kioto, Japón
 D. Jackson, consultor, Nepal
 P. Jackson WRc-NSF Ltd, Reino Unido
 C. Jacobsson, Universidad Sueca de Ciencias Agrícolas, Suecia
 P. Jagals, Universidad de Queensland, Australia
 A. Jayaratne, Agua Valle del Yarra, Australia
 E. Jesuthasan, OMS, Suiza
 H.E. Jianzhong, Universidad Nacional de Singapur, Singapur
 B. Jiménez Cisneros, Instituto de Ingeniería, México
 R. Johnston, OMS, Suiza
 H. Jones, Universidad de Loughborough, Reino Unido
 T.T. Jorge, antes en la OMS, Suiza
 C. Jørgensen, DHI, Dinamarca
 P.S. Joshi, Organismo Nacional del Medio Ambiente, Singapur
 T. Jung, Oficina Federal Alemana de Protección Radiológica, Alemania
 A. Kabirizi, Ministerio del Agua y Medio Ambiente, Uganda
 Mihály Kádár, antes en el Instituto Nacional de Salud Ambiental, Hungría
 S. Kalandarov, OMS, Tayikistán
 N. Kalebaila, Comisión de Investigación del Agua, Sudáfrica
 A. Kämpfe, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
 M. Kanazawa, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
 B.P. Kandel, Empresa de Agua de Amarapuri, Nepal
 C. Kanyesigye, Corporación Nacional de Agua y Alcantarillado (NWSC), Uganda
 P. Karani, Banco Africano de Desarrollo, Túnez
 G.Y.-H. Karina, Universidad Nacional de Singapur, Singapur
 H. Kasan, Rand Water, Sudáfrica
 A. Kasuya, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón

ANEXOS

H. Katayama, Universidad de Tokio, Japón
D. Kay, Universidad de Aberystwyth, Reino Unido
S. Khan, Universidad de Nueva Gales del Sur, Australia
K. Khatri, OMS, Fiji
N.R. Khatri, antes en la OMS, Nepal
R. Khush, Aquaya, EE. UU.
P. Kirch, Enwor-Energie & Wasser Vor Ort GmbH, Alemania
N. Kishida, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón
T. Kistemann, Universidad de Bonn, Alemania
S. Klitzke, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
W. Kloas, Instituto Leibniz de Ecología de Agua Dulce y Pesca en Aguas Continentales, Alemania
K. Komatsu, Instituto Nacional de Estudios Ambientales, Japón
K. Kosaka, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón
N.O. Kotei, Comisión Reguladora de Empresas Públicas, Ghana
P. Kozarsky, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
F. Kozisek, Instituto Nacional de Salud Pública, República Checa
R. Kryschi, Alemania
Y. Kubo, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
P. Kubon, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
Y. Kudo, Asociación de Obras Públicas de Japón, Japón
S. Kumar, Universidad de Malasia, Malasia
S. Kunikane, Universidad de Shizuoka, Japón
S. Kurebayashi, Ministerio del Medio Ambiente, Japón
W. Kutane, OMS, Etiopía
P. Labhasetwar, Instituto Nacional de Investigación en Ingeniería Ambiental, India
J. Lafontaine, Salud Canadá, Canadá
H. Lahav, Makhshim Chemical Works Ltd, EE. UU.
K.C. Lai, PUB, organismo nacional del agua, Singapur
D. Lantagne, Universidad Tufts, EE. UU.
L. Laraki, Oficina Nacional del Agua Potable, Marruecos
M.W. LeChevallier, American Water, EE. UU.
H.K. Lee, Universidad Nacional de Singapur, Singapur
J. Lee, Organismo de Protección de la Salud, Reino Unido
F. Lemieux, Salud Canadá, Canadá
P. Lennon, PATH, EE. UU.
K. Levy, Escuela Rollins de Salud Pública, EE. UU.
R. Lieberman, USEPA
M.H. Lim, PUB, el organismo nacional del agua, Singapur
K. Linden, Universidad de Colorado Boulder, EE. UU.
J.-F. Loret, Centro Internacional de Investigación del Agua y del Ambiente - Suez Ambiente, Francia
P. Lotz, MINTEK, Sudáfrica
A. Lovell, Asociación de Servicios de Agua of Australia, Australia
S. Luby, Centro Internacional de Investigación de Enfermedades Diarreicas, Bangladesh

L. Lucentini, Instituto Nacional de Salud, Italia
 D. MacChesney, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
 Y. Magara, Universidad de Hokkaido, Japón
 B. Magtibay, OMS, Filipinas
 S.G. Mahmud, OMS, Bangladesh
 D. Maison, OMS, Suiza
 H.-J. Mälzer, Centro del Agua IWW, Alemania
 D. Mara, Universidad de Leeds, Reino Unido
 K.J. Marienau, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
 P. Marsden, Departamento del Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales, Reino Unido
 M.G. Martí, Sociedad General de Aguas de Barcelona (AGBAR), España
 C. Martinho, Acquawise, Portugal
 T. Matsuda, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
 Y. Matsui, Universidad de Hokkaido, Japón
 K. Matsumoto, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
 A. Mavridou, Instituto de Educación Tecnológica de Atenas, Grecia
 A. May, Inspectoría del Agua Potable, Reino Unido
 A. McCoy, Salud Canadá, Canadá
 A. McDonald, Population Services International (PSI), EE. UU.
 S. McFadyen, Salud Canadá, Canadá
 K. McHugh, Population Services International (PSI), EE. UU.
 R.M. McKeown, OMS, Suiza
 C. McLaren, Organismo Regulador de la Calidad del Agua Potable de Escocia, Reino Unido
 D. Medeiros, Salud Canadá, Canadá
 G. Medema, KWR Instituto de Investigación del Ciclo del Agua y Universidad de Tecnología de Delft, Países Bajos
 K. Medlicott, OMS, Suiza
 E. Medlin, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
 M.E. Meek, Universidad de Ottawa, Canadá
 R. Meierhofer, Eawag, Suiza
 K. Meme, Lifewater International, EE. UU.
 R. Mendes, Acquawise, Portugal
 D.L. Menucci, OMS, Francia
 J. Mercer, Salud Canadá, Canadá
 B.J. Merkel, Universidad de Minería y Tecnología de Freiberg, Alemania
 W. Merkel, IWW, Alemania
 R. Meyerhoff, Lilly Research Laboratories, Eli Lilly and Company, EE. UU.
 F. Miranda da Rocha, Organismo Nacional de Control Sanitario, Brasil
 R. Mitchell, WRc, Reino Unido
 H.G.H. Mohammad, Ministerio de Salud, Kuwait
 D. Moir, Salud Canadá, Canadá
 D. Mokadam, Asociación de Auxiliares de Vuelo (CWA), EE. UU.
 A. Molinari, Ente Regulador de Agua y Saneamiento (ERAS), Argentina

ANEXOS

M. Mons, Kiwa Water Research, Países Bajos
M. Montgomery, OMS, Suiza
A. Mooijman, consultor independiente, Países Bajos
C. Morais, Águas do Cávado, Portugal
H. Morii, Universidad de la Ciudad de Osaka, Japón
V. Morisset, Salud Canadá, Canadá
T. Morita, Fórum del Agua de Japón, Japón
N. Moritani, Ministerio de Salud, Trabajo y Bienestar, Japón
R. Morris, Universidad de Londres, Reino Unido
B. Mouchtouri, Universidad de Thessal, Grecia
M. Moussif, Mohamed V Airport, Marruecos
F.H. Mughal, investigador independiente, India
C. Munoz-Trochez, antes en la Asociación Internacional del Agua, Reino Unido
J. Nadeau, Salud Canadá, Canadá
N.O. Nascimento, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil
K.J. Nath, Institución de Ingenieros de Salud Pública, India
M. Ncube, Agua Johannesburgo, Sudáfrica
R. Neipp, Ministerio de Sanidad y Política Social, España
T. Neville, Vestergaard Frandsen, Zambia
T. Ngai, Centro de Tecnología de Agua y Saneamiento Asequibles (CAWST), Canadá
M.S. Ngon, OMS, Myanmar
A.V.F. Ngowi, Universidad Muhimbili de Ciencias de la Salud y Aliadas, República Unida de Tanzania
C. Nicholson, Agua Sidney, Australia
F.H. Nielsen, Departamento de Agricultura, EE. UU.
J.W. Nieves, Universidad de Columbia, EE. UU.
Y. Nijdam, Waternet, Países Bajos
C. Nokes, Environmental Science and Research Ltd, Nueva Zelanda
V.J. Novotny, profesor emérito, Universidad Marquette, EE. UU., y Universidad del Noreste, EE. UU.
N. O'Connor, Ecos Environmental Consulting, Australia
O. Odediran, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, EE. UU.
O. Oenema, Universidad de Wageningen y Centro de Investigación, Países Bajos
G. Offringa, antes en la Comisión de Investigación del Agua, Sudáfrica
M. Ogoshi, Instituto Nacional de Gestión de Tierras y de Infraestructuras, Japón
J-E Oh, Universidad Nacional de Pusan, República de Corea
E. Ohanian, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
S. Okamoto, Instituto de Investigación de Obras Públicas, Japón
S. Ólafsdóttir, Autoridad Alimentaria y Veterinaria de Islandia, Islandia
C.N. Ong, Universidad Nacional de Singapur, Singapur
S.L. Ong, Universidad Nacional de Singapur, Singapur
L. Onyon, OMS, Suiza
P. Osborn, iniciativa 300 en 6, Países Bajos
W. Oswald, Escuela Rollins de Salud Pública, EE. UU.
J. O'Toole, Universidad Monash, Australia

S. Ou, Salud Pública del Sur, Nueva Zelanda
M. Overmars, antes en la Comisión de Geociencias Aplicadas de las Islas del Pacífico, Fiji
S.R. Panthi, OMS, Nepal
A. Paoli, Atkins Limited, Reino Unido
J.M. Parra Morte, Autoridad Europea de Seguridad Alimentaria, Italia
T. Paux, Ministerio de la Salud, de la Juventud y de los Deportes, Francia
Payden, OMS, India
G.L. Peralta, OMS, Filipinas
S. Perry, Oficina del Agua Potable del Estado de Washington, EE. UU.
S. Petterson, Water & Health Pty Ltd, Australia
C. Pickl, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
B. Pilon, Asociación Internacional de Transporte Aéreo, Suiza
O. Pintos, Asociación Federal de Entes Reguladores de Agua y Saneamiento de Argentina, Argentina
W. Piyasena, antes en el Ministerio de Abastecimiento de Agua y Drenaje, Sri Lanka
M. Plemp, Centro de Control de Enfermedades Infecciosas, Países Bajos
B. Plotkin, OMS, Suiza
M. Podeprel, Helioz Research and Development, Austria
T. Pohle, Asociación de Transporte Aéreo, EE. UU.
C. Pollard, Inspectoría del Agua Potable, Reino Unido
S. Pollard, Universidad de Cranfield, Reino Unido
K. Pond, Universidad de Surrey, Reino Unido
K. Porter, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
D. Poulin, Salud Canadá, Canadá
J. Pratt, Veolia Water Central, Reino Unido
F. Properzi, OMS, Suiza (actualmente en ONU-Agua, Suiza)
T. Pule, OMS, República del Congo
D. Purkiss, NSF International, EE. UU.
W. Qu, Universidad Fudan, China
A. Queste, Universidad de Bonn, Alemania
H. Quiñones, Traductor científico y técnico, España
R. Rainey, Agencia de los Estados Unidos para el Desarrollo Internacional (USAID), EE. UU.
S. Ramasamy, Organismo de Protección del Ambiente, Washington, DC, EE. UU.
V. Ramnath, Organismo Nacional del Medio Ambiente, Singapur
T. Rapp, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
S. Regli, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
P. Regunathan, Regunathan & Associates Inc., EE. UU.
D. Reid, Medio Ambiente y Parques de Alberta, Canadá
B. Rickert, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
A. Rinehold, OMS, Suiza
U. Ringelband, antes en el Organismo Federal del Ambiente, Alemania
J. Ringo, Bio-Cide International, Inc., EE. UU.
S. Risica, Instituto Nacional de Salud, Italia

ANEXOS

- M. Rivett, Universidad de Birmingham, Reino Unido
W. Robertson, retirado (antes en Salud Canadá), Canadá
C. Robertson-Kellie, Organismo Regulador de la Calidad del Agua Potable de Escocia, Reino Unido
C. Rockey, Agua Suroeste, Reino Unido
G. Rodier, OMS, Suiza
A.L.G. Rodrigues, Sabesp, Brasil
J. Rose, Universidad del Estado de Michigan, EE. UU.
J.W. Rosenboom, Programa de Agua y Saneamiento del Banco Mundial (WSP), Camboya (actualmente en Bill & Melinda Gates Foundation)
S. Rostron, Ministerio de Salud, Nueva Zelanda
K. Rotert, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
R. Rowe, Instituto del Agua, Universidad de Carolina del Norte, EE. UU.
H.J. Salas, consultor, antes en el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, Lima, Perú
M. Samwell, Mujeres en Europa para un Futuro Común, Países Bajos
R. Sancho, Águas do Algarve, Portugal
H. Sanderson, Instituto Nacional de Investigación Ambiental de Dinamarca, Dinamarca
A. Sargaonkar, Instituto Nacional de Investigación en Ingeniería Ambiental, India
B. Schaefer, Organismo Federal del Ambiente, Alemania
S. Schaub, antes en el Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
J. Schijven, RIVM y Universidad de Utrecht, Países Bajos
O. Schmoll, Centro Europeo para el Medio Ambiente y la Salud, OMS, Bonn, Alemania
B. Schnabel, antes en el Organismo Federal del Ambiente, Alemania
R. Sebastien, Salud Canadá, Canadá
S. Seki, Ministerio del Medio Ambiente, Japón
C. Sevenich, Centro de Salud del Puerto de Hamburgo, Alemania
F. Shafeeqa, Vivir y Aprender Educación Ambiental, Maldivas
G. Shaghghi, Ministerio de Salud, República Islámica de Irán
N. Shah, Unilever R & D Laboratory, India
F. Shannoun, OMS, Suiza
R.K. Sharma, Junta para el Desarrollo del Fondo de Agua Potable y Saneamiento Rural, Nepal
N. Shaw, Federación Naviera Internacional, Reino Unido
D. Sheehan, Coliban Water, Australia
M. Sheffer, editor, Canadá
E. Sheward, Universidad de Lancashire Central, Reino Unido
P. Shodmonov, Servicio Estatal de Vigilancia Epidemiológica Sanitaria, Tayikistán
K. Sholtes, Centros para el Control y la Prevención de Enfermedades, EE. UU.
D. Shrestha, Alto Comisionado de las Naciones Unidas para los Refugiados, Suiza
L. Siegel, Safe Water International, EE. UU.
L. Simas, ERSAR, Autoridad Reguladora de Servicios de Agua y Residuos, Portugal
D. Simazaki, Instituto Nacional de Salud Pública, Japón
J. Simmonds, Organismo de Protección de la Salud, Reino Unido

J. Sims, retirado, antes en la OMS, Suiza
 M. Sinclair, Universidad Monash, Australia
 O. Sinitsyna, Ministerio de Salud, Rusia
 C. Skak, Centro de Toxicología de Dinamarca, Dinamarca
 P. Smeets, KWR Instituto de Investigación del Ciclo del Agua, Países Bajos
 D. Smith, Agua Melbourne, Australia
 J. Smith, consultor independiente, Reino Unido
 S. Smith, Wessex Water, Reino Unido
 S. Snyder, Universidad de Arizona, EE. UU.
 S. Snyder, Universidad de Arizona, EE. UU.
 M. Sobsey, Universidad de Carolina del Norte, EE. UU.
 J. Soller, Soller Environmental, LLC, EE. UU.
 B. Sontia, Universidad de Ottawa, Canadá
 T.-A. Stenstrom, antes en el Instituto Sueco de Control de Enfermedades Infecciosas, Suecia; actualmente en la Universidad de Tecnología de Durban, Sudáfrica
 M. Stevens, Agua Melbourne, Australia
 M. Stevenson, Cascade Designs, EE. UU.
 N. Stewart, Carnival UK, Reino Unido
 V. Straškrábová, Academia Checa de Ciencias, República Checa
 S. Sturm, Asociación Alemana Técnica y Científica de Gas y Agua – Centro de Tecnología del Agua, Alemania
 K. Sudo, Agencia de Cooperación Internacional de Japón, Japón
 A. Sufiev, Servicio Estatal de Vigilancia Epidemiológica Sanitaria, Tayikistán
 J. Suhaimi, Ranhill Utilities, Malasia
 S. Sumanaweera, Junta Nacional de Abastecimiento de Agua y Drenaje, Sri Lanka
 C. Summerill, Universidad de Cranfield, Reino Unido
 S. Surman-Lee, Organismo de Protección de la Salud, Reino Unido
 D. Susau, Vivir y Aprender Educación Ambiental, Fiji
 D. Sutherland, consultor independiente, Reino Unido
 A. Suzuki, Ministerio del Medio Ambiente, Japón
 K. Suzuki, TMWW, Japón
 M. Swart, Rand Water (antes en el Departamento de Asuntos del Agua), Sudáfrica
 M. Takahashi, Universidad de Hokkaido, Japón
 A. Tamas, Instituto Federal Suizo de Ciencia y Tecnología Ambientales/Departamento de Agua y Saneamiento en Países en Desarrollo, Suiza
 H. Tanaka, Universidad de Kioto, Japón
 K Tanaka, antes en el Departamento de Obras Hidráulicas de la Ciudad de Kawasaki, Japón
 R. Tanner, consultor independiente, Bélgica
 M. Taylor, antes en el Ministerio de Salud, Nueva Zelanda
 C. Teaf, Universidad del Estado de La Florida, EE. UU.
 P. Teixeira, OMS, EE. UU.
 M. Templeton, Universidad Imperial College de Londres, Reino Unido
 P. Teunis, Instituto Nacional de Salud Pública y Medio Ambiente, Países Bajos, y

ANEXOS

- Escuela Rollins de Salud Pública, Universidad Emory, EE. UU.
C. Thibeault, Asociación Internacional de Transporte Aéreo, Canadá
T. Thompson, OMS, Filipinas
S.M. Tibatemwa, Asociación Internacional del Agua, Kenia
D. Till, consultor independiente, Nueva Zelanda
I. Toh, PUB, el organismo nacional del agua, Singapur
R. Tomisaka, Ministerio del Medio Ambiente, Japón
N. Ton Tuan, OMS, Viet Nam
R. Torres, OMS, Estado Plurinacional de Bolivia
R.M. Touyz, Universidad de Ottawa, Canadá
B. Tracy, Salud Canadá, Canadá
A. Trevett, OMS, Bangladesh (actualmente en el Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia [UNICEF], Kenia)
Y. Trihadiningrum, Instituto Tecnológico Sepuluh Nopember, Indonesia
D.M. Trindade, Centro para el Control y Prevención de Enfermedades, Región Administrativa Especial de Macao, China
A. Tritscher, OMS, Suiza
S. Tuite, Salud Canadá, Canadá
T.M. Ua-Cookson, Ministerio de Salud, Nueva Zelanda
T. Udagawa, Asociación de Obras Públicas de Japón, Japón
P. Undesser, Asociación de Calidad del Agua, EE. UU.
S. Vajpeyee, Colegio Médico Gubernamental y Hospital Civil Nuevo, India
K. van den Belt, Organismo Flamenco del Medio Ambiente, Bélgica
J.P. van der Hoek, Abastecimiento de Agua de Amsterdam, Países Bajos
P. Van Maanen, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia, EE. UU.
J. Van Zyl, Universidad de Cape Town, Sudáfrica
L. Varadi, Presidente de la Asociación Húngara de Acuicultura, Hungría
G. Velo, Universidad de Verona, Italia
F. Venter, Universidad de Pretoria, Sudáfrica
E. Veschetti, Istituto Superiore di Sanità, Italia
E. Viau, Bioenergy Frontiers, EE. UU.
C. Vickers, OMS, Suiza
J.M.P. Vieira, Universidad de Minho, Portugal
L. Vijselaar, Comité Danés para la Ayuda a los Refugiados Afganos (DACAAR), Afganistán
C. Viljoen, Rand Water, Sudáfrica
D. Viola, Asociación Internacional de Oficiales de Plomería y Mecánica y Consejo Mundial de Plomería, EE. UU.
N. Virabouth, Ministerio de Obras Públicas y Transporte, República Democrática Popular Lao
G. Vivas, OMS, Barbados
M. von Sperling, Universidad Federal de Minas Gerais, Brasil
T. Wade, Organismo de Protección del Ambiente, EE. UU.
R. Walker, Corporación de Agua, Australia

C. Wallace, Universidad de las Naciones Unidas, Canadá
N. Wang, OMS, Francia
C. Weaver, Universidad de Purdue, EE. UU.
S. Webster, MWH, Nueva Zelanda
W. Weglicki, Centro Médico de la Universidad George Washington, EE. UU.
S. Weragoda, Junta Nacional de Abastecimiento de Agua y Drenaje, Sri Lanka
S. Westacott, Municipalidad de Southampton, Reino Unido
K. White, representa la opinión colectiva del Consejo Americano de Química, EE. UU.
I. Wienand, Universidad de Bonn, Alemania
S. Wijesekara, Fondo de las Naciones Unidas para la Infancia (UNICEF), EE. UU.
A. Wiklund, Dirección General de Energía, Comisión Europea, Luxemburgo
T. Williams, Asociación Internacional del Agua, Países Bajos
D. Wilusz, Departamento de Estado, EE. UU.
C. Witkowski, Asociación de Auxiliares de Vuelo (CWA), EE. UU.
K.-M. Wollin, Departamento de Salud de Baja Sajonia, Alemania
K.W. Wong, PUB, el organismo nacional del agua, Singapur
M. Yadav, Junta para el Desarrollo del Fondo de Agua Potable y Saneamiento Rural,
Nepal
J. Yap, Organismo Nacional del Medio Ambiente, Singapur
G. Yasvinski, Salud Canadá, Canadá
R. Yuen, Asociación Internacional del Agua, Singapur
T. Zabel, WRc, Reino Unido
R. Zhang, Centro Nacional de Orientación Técnica del Abastecimiento de Agua
Potable Rural, Centro de Control y Prevención de Enfermedades, China
G. Ziglio, Universidad de Trento, Italia

En vista de los nuevos estudios epidemiológicos sobre las poblaciones expuestas a altas concentraciones de uranio que no muestran efectos adversos, estos se han utilizado como base para derivar el valor de referencia.
Los buenos estudios en seres humanos deben tener prioridad.
Los valores de referencia anteriores se basaron en estudios con animales.

El acceso al agua potable segura es fundamental para la salud, uno de los derechos humanos básicos y un componente de las políticas efectivas 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 las conferencias relativas a la salud, podemos citar la Conferencia Internacional sobre Atención Primaria de Salud que tuvo lugar en Alma Ata, Kazajstan (ex Unión Soviética) en 1978. Entre las conferencias sobre el agua, destacan 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 de 1981-1990, 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, realizada en Johannesburgo en 2002. La Asamblea General de las Naciones Unidas declaró el periodo de 2005 a 2015 como el Decenio Internacional para la Acción "El agua, fuente de vida". Mas

recientemente, la Asamblea General de la ONU declaró el agua potable limpia y segura y el saneamiento como un derecho humano esencial para el pleno disfrute de la vida y todos los demás derechos humanos.

El acceso al agua potable segura 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 abastecimiento de agua y saneamiento pueden ser rentables desde el punto de vista económico, ya que las reducciones en los efectos adversos sobre la salud y en los costos de asistencia médica son superiores a los costos de llevar a cabo las intervenciones. Esta afirmación es válida para diversos tipos de inversiones, desde los grandes sistemas de abastecimiento de agua hasta el tratamiento del agua en los hogares. La experiencia ha demostrado también 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 efectivo de las estrategias de mitigación de la pobreza.



World Health
Organization

ISBN 978-92-4-354995-8



9 789243 549958