
SUBPRODUCTOS DE LA DESINFECCIÓN DEL AGUA POTABLE: FORMACIÓN, ASPECTOS SANITARIOS Y REGLAMENTACIÓN

MANUEL J. RODRÍGUEZ, GERMÁN RODRÍGUEZ,
JEAN SERODES y REHAN SADIQ

RESUMEN

La desinfección del agua tiene como objetivo la eliminación y la desactivación de microbios patógenos. Los desinfectantes utilizados predominantemente en la potabilización del agua son el cloro y sus derivados. Además de desactivar los organismos patógenos, el cloro reacciona con la materia orgánica presente en el agua, lo que genera subproductos de cloración, específicamente compuestos orgánicos sintéticos. Estos subproductos pueden tener potencialmente efectos en la salud humana. Otros desinfectantes han sido utilizados como alternativa al cloro,

pero cada uno de ellos forma igualmente subproductos; ejemplos de éstos son la cloramina, el ozono y el bióxido de cloro. En este artículo se presentan los mecanismos y los factores que determinan la formación y la presencia de subproductos de la desinfección en el agua potable. Se discute igualmente los problemas de salud pública que estos subproductos pueden ocasionar y se presentan los aspectos normativos para estos contaminantes y estrategias para limitar su presencia en el agua distribuida a la población.

La desinfección del agua se ha llevado a cabo de forma habitual desde comienzos del s.XX con el fin de eliminar y desactivar los microbios patógenos en el agua potable. Además de remover elementos patógenos, los desinfectantes también actúan como oxidantes. Asimismo, son utilizados para a) remover el sabor y el color, b) oxidar el Fe y el Mn, c) prevenir la reaparición de elementos biológicos en el sistema de distribución de agua, d) mejorar la eficiencia de la coagulación y la filtración, y e) prevenir el crecimiento de algas en tanques de sedimentación y filtros (EPA, 1999a). Un desinfectante utilizado predominantemente en el tratamiento es el cloro y sus compuestos. Su uso generalizado no se debe solo a su bajo costo, sino también a su capacidad oxidante, la cual proporcio-

na un nivel mínimo de cloro residual en el sistema de distribución y de esa manera lo protege contra la recontaminación microbiana.

En los países en vía de desarrollo las enfermedades propagadas por el agua se encuentran usualmente entre las cinco causas más importantes de morbilidad y mortalidad. En los EEUU la gran mayoría de los brotes epidémicos han sido causados por patógenos microbianos (Reiff, 1995) y en el período 1990-1991 fueron reportados más de 17000 casos de enfermedades propagadas por el agua; de estos casos, menos del 2% se debieron a contaminación química; los restantes estuvieron relacionados con contaminación microbiana (Moore *et al.*, 1994). En América Latina la contaminación microbiana, debida al tratamiento inadecuado del agua, causó el

99% de las enfermedades ocasionadas por el consumo de agua (Reiff, 1995). Muchos de los desinfectantes utilizados comúnmente han sido exitosos en reducir la presencia de la bacteria coliforme (un indicador de la contaminación microbiana) a niveles aceptables, lo que ha sido el principal criterio para determinar la calidad del agua potable. Ahora se sabe que algunos patógenos pueden existir en presencia de cloro libre. La Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (EPA) ha evaluado la eficiencia biocida de diferentes desinfectantes y estableció (EPA, 2001) pautas para la desinfección (y/o otros tratamientos) del agua potable con el fin de permitir la eliminación de al menos 99; 99,9 y 99,99% de *Gyptosporidium*, *Giardia cysts* y virus, respectivamente, en adición al criterio de remoción de coliformes.

PALABRAS CLAVE / Agua Potable / Cloro / Desinfección / Reglamentación / Salud Pública / Subproductos de Desinfección /

Recibido: 05/07/2006. Modificado: 26/09/2007. Aceptado: 01/10/2007.

Manuel J. Rodríguez. Ph.D. en Ingeniería Ambiental, École Supérieure d'Aménagement du Territoire, Canadá. Profesor, Université Laval (UL), Canadá. Dirección: 1624 Pavillon Savard, Université Laval, Québec, QC, Canadá, G1K-7P4. e-mail: Manuel.Rodriguez@esad.ulaval.ca

Germán Rodríguez. Ingeniero, Universidad Nacional, Colombia. Economista, Universidad de los Andes, Colombia. Sub-gerente, Proestudios Limitada, Santafé de Bogota, Colombia.

Jean Serodes. Ph.D. en Ingeniería Civil, UL, Canadá. Profesor, Département de Génie Civil, UL, Canadá.

Rehan Sadiq. Ph.D., Memorial University, Canadá. Investigador, National Research Council, Canadá.

TABLA I
VALORES DE CT (mg·min·l⁻¹) AL 99% DE EFICIENCIA BIOCIDA
PARA DIFERENTES DESINFECTANTES A UN pH= 6,0-7,0

Agente patógeno	Cloro libre	Cloramina *	Dióxido de Cl	Ozono
<i>E-coli</i>	0,034 - 0,05	95 - 180	0,4 - 0,75	0,02
<i>Poliovirus-I</i>	1,1 - 2,5	768 - 3740	0,2 - 6,7	0,1 - 0,2
<i>Rotavirus</i>	0,01 - 0,05	3806 - 6476	0,2 - 2,1	0,006 - 0,06
<i>Giardia lamblia a</i>	47 - 150	2200	26	0,5 - 0,6
<i>Cryptosporidium</i>	7200	7200	78	5 - 10

* pH= 8,0-9,0. Modificada de Clark *et al.* (1994)

Para controlar la eficiencia de la desinfección con cloro, en las plantas de tratamiento se determina la concentración de desinfectante residual, el tiempo de reacción del cloro en el agua, el flujo de agua horario máximo y el pH. La exposición de desinfección (Ct) es el producto de la cantidad de desinfectante residual (C; mg·l⁻¹) y el tiempo de contacto (t; mn). Este factor es usado para establecer parámetros en la operación de desinfección y también para comparar la eficiencia biocida de los diferentes desinfectantes. La desactivación microbiana es medida y expresada generalmente en *Log-removals* o unidades logarítmicas de remoción. Así, 2 unidades corresponden al 99% de desactivación patógena. La Tabla I presenta valores de Ct necesarios para obtener el 99% de eficiencia biocida para diferentes organismos patógenos. Un análisis más detallado sobre el factor Ct puede encontrarse en EPA (1999b). El ozono tiene la mayor eficiencia de desinfección, ya que remueve el 99% de los organismos patógenos (de cualquier grupo) con el menor valor de Ct, mientras que la cloramina tiene la eficiencia de desinfección más baja. Richardson (1998) estableció la escala de eficiencia biocida para diferentes desinfectantes como ozono>dióxido de cloro>cloro>cloramina.

Los Subproductos de la Desinfección (SPD)

Hacia la mitad de los años 70, se descubrió que además de desactivar los organismos patógenos, como se espera, el cloro reacciona con la materia orgánica presente en el agua generando subproductos de desinfección (SPD), específicamente compuestos orgánicos sintéticos como los trihalometanos (THM; Rook, 1974), aunque se ha identificado a otros SPD tales como los ácidos haloacéticos (AHA; Mills *et al.*, 1998).

Los THM son la suma de cuatro compuestos: cloroformo (CHCl₃), bromodichlorometano (CHBrCl₂), dibromoclorometano (CHBr₂Cl) y bromoformo (CHBr₃). Los AHA son la suma de varios

ácidos haloacéticos; cinco de ellos (llamados en adelante AHA5) son los ácidos monochloroacético (CH₂ClCOOH), dichloroacético (CHCl₂COOH), trichloroacético (CCl₃COOH), monobromoacético (CH₂BrCOOH) y dibromoacético (CHBr₂COOH). Se han detectado asimismo otros SPD, tales como dichloroacetnitrilo, trichloroacetnitrilo, bromocloroacetnitrilo, dibromoacetnitrilo, 1,1-dicloro-2 propanona, etc. Sobre estos subproductos se hace menor énfasis, ya que los THM, seguidos de los AHA, son los subproductos que se encuentran en mayor cantidad en el agua potable clorada.

La utilización de desinfectantes alternativos (cloramina, bióxido

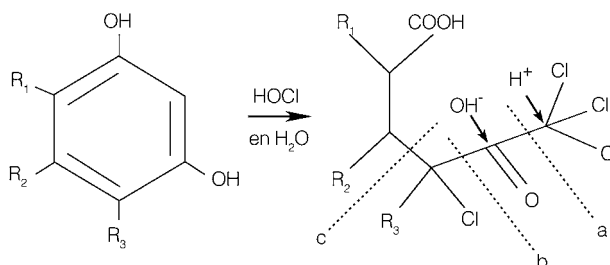


Figura 1. Mecanismo de formación de los THM.

de cloro, ozono) también genera SPD. El uso de cloramina está asociado no solo a la formación de THM y de AHA (aunque en menos cantidades que cuando se usa cloro) sino también a la de nitritos, nitratos, haloacetonas y N-Nitrosodimetilamina (NDMA) El bióxido de cloro genera cloritos y cloratos, mientras que la utilización de ozono genera bromatos aldehídos, carbono orgánico biodegradable, ácidos ceoaldehídicos, bromoformos, peróxidos y epóxidos (Vinette, 2001).

Además de ser económico, el cloro es un poderoso agente desinfectante. Permite la destrucción de gérmenes patógenos y tiene la ventaja de dejar un residuo en la red de distribución, lo que impide la reaparición de estos gérmenes en la red de agua potable. En contraposición, el cloro genera inconvenientes organolépticos evidentes (gusto y olor del cloro), además de pro-

ducir grandes concentraciones de SPD clorados (Droste, 1997). La cloramina tiene la ventaja de producir menores concentraciones de SPD, pero su efecto bactericida es comparativamente menor que el del cloro (Guay *et al.*, 2005). El bióxido de cloro tiene como inconveniente principal la formación de subproductos tóxicos inorgánicos; finalmente, el ozono es un agente desinfectante muy poderoso pero no deja residuo dentro de la red de distribución, haciendo necesaria una segunda desinfección o post-desinfección (Oxenford, 1996).

Mecanismos de Formación de Subproductos de la Cloración

Esta sección y las siguientes están dedicadas a la teoría de la formación de los THM, los SPD mejor conocidos hasta ahora.

La formación de los SPD es el resultado de una reacción entre el agente desinfectante (p.e., el cloro) y la materia orgánica natural (MON) constituida en gran parte por sustancias húmicas y que está presente naturalmente en el agua bruta (sin ningún tratamiento). La reacción entre cloro y MON se

inicia desde la adición del desinfectante y se mantiene hasta el agotamiento de los reactivos (Singer, 1999). Rook (1974) propuso un mecanismo de formación de los THM a partir de las moléculas de tipo resorcinol (Figura 1). La oxidación por el ácido hipocloroso (HOCl) permite una halogenación y la iniciación del ciclo aromático. A continuación, una fractura de la molécula (en a) forma los trihalometanos. La fractura por la inserción de un hidróxido (en b) permite la formación de un ácido haloacético mientras que una tercera fractura (en c) forma halocetonas. La reacción de formación de los SPD es afectada por varios parámetros como la temperatura y el pH del agua, la cantidad de MON presente, la concentración de iones bromuro, la dosis de desinfectante y el tiempo de contacto entre el desinfectante y la MON (tiempo de permanencia del agua en la red de distribución; Amy *et al.*, 1987a).

Estos factores que afectan la formación de los SPD, pueden ser reagrupados en dos categorías: los parámetros de la calidad del agua relacionados directamente con las características del agua bruta (MON e iones bromuro) y los parámetros operacionales (pH, temperatura, dosis de desinfectante y tiempo de

contacto). A continuación se suministra información sobre estos parámetros.

Parámetros que Afectan la Formación de los SPD

La materia orgánica

La materia orgánica natural (MON) es el precursor de los SPD en el agua potable. Está presente de manera natural en el agua sin tratar pero su cantidad y reactividad varían de acuerdo con las fuentes de agua (lagos, ríos, arroyos, agua subterránea). Resulta principalmente de la degradación total o parcial de la fauna y flora circundantes que conforman el sistema acuífero utilizado para captar el agua.

Las características de la MON varían de un curso de agua a otro. Esto implica que sus características químicas difícilmente pueden ser generalizadas y deben determinarse en cada caso. En general, se considera que la materia orgánica está dividida en dos categorías diferentes: la materia hidrófoba (ácidos húmicos y fúlvicos) y la materia hidrófila (proteínas, carbohidratos y aminoácidos), siendo los ácidos húmicos los compuestos de la MON con el mayor peso molecular, debido principalmente a la alta concentración de carbono aromático con relación a la concentración de los ácidos carboxílicos y carbonilos (Krasner *et al.*, 1996). Los ácidos fúlvicos tienen un peso molecular inferior al de los ácidos húmicos y su concentración en carbonos aromáticos es menor; sin embargo, las concentraciones de carbonilo y ácidos carboxílicos en los ácidos fúlvicos son superiores a las de los húmicos (Croué *et al.*, 1993). Los ácidos fúlvicos representan la fracción mayor de la MON (~50%), mientras que los ácidos húmicos son el 5% (Andrews y Huck, 1996). Los ácidos húmicos favorecen la formación de los SPD por su mayor concentración en carbono aromático (Singer, 1999), pero como los ácidos fúlvicos están presentes en mayor cantidad en la MON, los SPD son formados principalmente por estos últimos.

Los indicadores de la presencia de MON más utilizados son el carbono orgánico total (COT) o el carbono orgánico disuelto (COD), y la absorbancia ultravioleta a 254nm (UV-254). Los parámetros COT y UV-254 son complementarios entre sí; el COT informa sobre la cantidad de MON existente y disponible para la reacción y la UV-254 señala más que todo su reactividad o tendencia a formar SPD (Amy *et al.*, 1987b), ya que es un indicador de los vínculos aromáticos contenidos en las sustancias húmicas. En los dos casos, su aumento

tiende a favorecer la formación de SPD. Por otro lado, para ciertos tipos de agua estos dos parámetros pueden estar estrechamente correlacionados (Rathbun, 1996a, b).

En general, mientras mayores sean las concentraciones de COT y el valor de UV-254 de un agua bruta, más importante será la reacción entre la MON y el desinfectante, lo que favorece la formación de una gran cantidad de SPD.

La MON está afectada directamente por el tratamiento fisicoquímico aplicado al agua bruta en la planta de tratamiento. El tratamiento permite la disminución de la MON, lo que reduce la formación de los SPD. Tres procedimientos eficaces para este fin son la coagulación mejorada o sobrecoagulación, la filtración con carbón activado granular (CAG) y la filtración a través de membranas (Vinette, 2001). Sin embargo, estas técnicas por sí solas no remueven toda la MON presente en el agua.

Los iones bromuro

La presencia de iones bromuro es otro factor que tiene relación con los parámetros de calidad del agua bruta y tienen incidencia en la cantidad de SPD formados. En la formación de THM la presencia de iones bromuro no afecta tanto la cantidad de los THM formados como la proporción relativa de las cuatro sustancias que los componen. En efecto, la presencia de concentraciones importantes de bromuro conduce a que se forme una mayor proporción de iones de THM a base de productos bromados en relación con los THM totales (Rathbun, 1996c). Las concentraciones de iones bromuro son con frecuencia muy bajas en aquellas regiones cuyo aprovisionamiento se hace con aguas superficiales que no sufren penetraciones salinas provenientes de algún depósito cercano de agua salada. En esas condiciones se formará cloroformo (CHCl₃) en mayor proporción.

La presencia de iones bromuro afecta también la velocidad de formación de los SPD (Trussell y Umphress, 1978). Los bromuros son oxidados por el ácido hipocloroso (HOCl) para formar ácido hipobromoso (HOBr), el cual reacciona de inmediato en combinación con el ácido hipocloroso para formar subproductos bromados. El ácido hipobromoso reacciona más fácilmente con la MON que el ácido hipocloroso por ser un agente más eficaz de sustitución halógena (Amy *et al.*, 1991). Estos autores observaron en ensayos de potencial de formación de los THM que, en

términos generales, menos del 10% del HOCl estaba incorporado en los THM clorados mientras que para el HOBr ese porcentaje se elevaba a ~50% en los THM bromados.

El pH

El pH condiciona las características de las reacciones químicas responsables de la formación de los SPD y puede ser considerado como un parámetro operacional, ya que su valor es susceptible de ser ajustado antes de la desinfección.

La reacción responsable de la formación de los THM se lleva a cabo en dos etapas. Por una parte, la cinética de la primera etapa es favorecida por la presencia de la forma no ionizada del HOCl en pH ácido; por otra, la segunda etapa es una hidrólisis catalítica en medio básico, favorecida cuando el pH es más alto. Como al final la determinante es la segunda etapa, la formación de los THM será favorecida en un pH elevado (Krasner, 1999). No obstante, el pH afecta de manera diferente a los otros SPD.

La temperatura

En el caso de la formación de THM, una temperatura más alta favorece la velocidad de reacción entre el cloro residual y la MON, por lo que las concentraciones de THM en el agua contenida en la red de distribución son mayores en el verano (Williams *et al.*, 1997; Rodríguez *et al.*, 2004). Además de afectar la velocidad de reacción responsable de la formación de los SPD, las condiciones estacionales afectan también la disponibilidad de los precursores (MON) y su composición. Por ejemplo, el régimen térmico de las aguas superficiales, fenómeno típico de la primavera y el otoño, contribuye al aumento de la carga orgánica del agua bruta. De igual manera el deshielo y las condiciones lluviosas favorecen el escurrimiento de la materia orgánica hacia los cursos de agua (El-Dib y Ali, 1995). Finalmente, la congelación en invierno constituye una barrera física contra la polución de los cursos de agua debida a la MON.

La dosis de cloro

La dosis de desinfectante aplicada al agua durante el tratamiento afecta directamente la formación de los SPD, ya que además de favorecer su formación afecta sus características específicas y su importancia relativa (Singer, 1994). Por ejemplo, una mayor dosis de

cloro favorecerá la formación de AHA en lugar de THM, así como también favorece la formación de subproductos clorados respecto a la de los subproductos bromados, tanto para los THM como para los AHA.

El tiempo de contacto

El tiempo de contacto entre el desinfectante y la MON, que corresponde al tiempo de permanencia del agua tratada en la red de distribución, es un parámetro fundamental de la formación de los SPD (Sérodes *et al.*, 2003). A mayor tiempo de contacto mayor será la concentración de SPD (Rodríguez y Sérodes, 2001). En efecto, como la reacción del cloro con los precursores de los THM sigue produciéndose hasta que no quede cloro residual libre en la red de distribución, se formarán más THM en la medida en que el tiempo de permanencia del agua sea mayor (Rodríguez y Sérodes, 2005). Sin embargo, la formación de los THM en función del tiempo no es lineal (Urano *et al.*, 1983) pues una cantidad importante se forma en la planta de tratamiento y en el comienzo de la red; además, la reacción disminuye con el tiempo.

El tratamiento del agua

Un elemento determinante para la formación de los SPD es el tratamiento aplicado al agua antes de la desinfección por medio del cloro. Cuando el agua bruta es demasiado coloreada o posee un grado elevado de turbidez se utiliza frecuentemente un proceso de tratamiento físico-químico previo a la cloración.

Un sistema convencional de tratamiento de agua potable está compuesto por las etapas siguientes: tratamiento previo, coagulación-floculación, decantación, filtración y desinfección. El tratamiento previo consiste en la adición de un oxidante (cloro, ozono o permanganato de potasio) a la entrada de la planta, con el fin de reducir la carga bacteriana del agua y facilitar así los tratamientos siguientes. Esta etapa es opcional y depende de la calidad de la fuente de agua; cuando se utiliza cloro las dosis aplicadas son inferiores a las utilizadas en la desinfección final, por lo que no hay formación de THM. A continuación, la coagulación-floculación-decantación es un conjunto de tratamientos que sirven para aglomerar las partículas en suspensión y facilitar su remoción. En este proceso se utiliza generalmente el alumbre como agente coagulante. Aunque esta etapa sirve principalmente para reducir la turbidez y el color del agua, también permite remover cierta

cantidad de MON. Además, dicho tratamiento conduce a aumentar la eficacia de la desinfección final. A continuación, la filtración permite remover las partículas aun en suspensión en el agua y reducir así la concentración de precursores de THM. Finalmente, la desinfección, generalmente por cloro, completa el tratamiento desactivando los organismos patógenos y asegurando la presencia de un residuo en la red de distribución. Si el desinfectante utilizado es diferente al cloro, habitualmente es necesario añadir una cierta cantidad de cloro después de la desinfección con el fin de garantizar la presencia de un residuo en la red de distribución y evitar la reaparición de microorganismos (Morin, 1999).

Con el paso de los años las investigaciones han permitido desarrollar otros procedimientos encaminados a mejorar tanto la calidad fisicoquímica del agua tratada como su calidad microbiológica. Uno de ellos es la filtración con carbón activado granular (CAG), procedimiento que generalmente sigue a la filtración por métodos convencionales y se utiliza con el fin de remover por adsorción sabores y olores presentes en el agua tratada (Lykins *et al.*, 1988).

La filtración por CAG permite asimismo reducir de manera significativa el COT, indicador de la presencia de MON, y en esa forma minimizar la formación de THM (Jacangelo *et al.*, 1995). Por otra parte, el uso de membranas filtrantes permite retirar más del 90% de los precursores de los SPD y la mayoría de los patógenos eventualmente presentes en el agua bruta (EPA, 1992). Sin embargo, estos dos sistemas son costosos y requieren de operadores calificados. Finalmente, la coagulación mejorada consistente en aplicar dosis mayores a las habituales y ha demostrado ser eficaz para disminuir las concentraciones de precursores y reducir así la posibilidad de formación de THM (White *et al.*, 1997).

Los SPD y la Salud Pública

La exposición de la población a los THM representa un riesgo de salud pública, ya que son considerados potencialmente cancerígenos para el humano. Se han determinado cuatro tipos de THM (Tabla II) según las categorías de clasificación de la agencia de la EPA (1994): el cloroformo, el bromodichlorometano y el bromoformo que pertenecen

TABLA II
INFORMACIÓN TOXICOLÓGICA DE LOS SPD

Clase de subproducto	Compuesto	Clasificación EPA	Efectos nocivos
Trihalometanos (THM)	Cloroformo	B2	Cáncer, hígado, riñón, efectos sobre la reproducción
	Dibromoclorometano	C	Sistema nervioso, hígado, riñón, efectos sobre la reproducción
	Bromodichlorometano	B2	Cáncer, hígado, riñón, efectos sobre la reproducción
Haloacetnitrilo (HAN)	Bromoformo	B2	Cáncer, sistema nervioso, hígado, efectos sobre el riñón
	Tricloroacetnitrilo	C	Cáncer, efectos mutagénicos y clastogénicos
Aldehidos halogenados y cetonas	Formaldehído	B1	Mutagénicos *
Halofenol	2-Chlorofenol	D	Cáncer, agente de tumores
	Ácido dicloroacético	B2	Cáncer, efectos sobre la reproducción y el desarrollo
Ácidos haloacéticos (AHA)	Ácido tricloroacético	C	Hígado, riñón, bazo, efectos sobre el desarrollo
	Bromatos	B2	Cáncer
Compuestos inorgánicos	Cloritos	D	Efectos sobre el desarrollo y la reproducción

A: carcinógeno humano, B1: carcinógeno humano probable (con alguna evidencia epidemiológica), B2: carcinógeno humano probable (evidencia de laboratorio suficiente), C: carcinógeno humano posible, D: no clasificable, *: exposición por inhalación. Modificada de EPA (1999b).

al grupo 2B (potencialmente cancerígeno para humanos, basado en evidencia suficiente para animales y sin datos o con datos inadecuados para los humanos), mientras el dibromoclorometano hace parte del grupo C (cancerígeno posible para humanos, basado en una evidencia limitada para los animales y sin datos para los humanos). En cuanto a los AHA, se considera al ácido dicloroacético como probablemente cancerígeno para humanos (con base en pruebas suficientes para animales y evidencia insuficiente para humanos; Health Canada, 2006). Se considera también que el ácido tricloroacético es posiblemente cancerígeno para los humanos, pero con base en pruebas muy limitadas.

La exposición total de la población a los SPD es el resultado de la suma de tres formas de exposición: ingestión por vía oral, absorción cutánea e inhalación a través de las vías respiratorias (Milot, 1999). La ingestión de THM por vía oral es consecuencia del consumo de agua potable, de bebidas fabricadas a partir de agua tratada con cloro y de ciertos productos lácteos (Wallace, 1997). La absorción cutánea tiene lugar en piscinas. Por otra parte, las duchas o baños calientes (~40°C) favorecen la absorción de cloroformo por la piel (Levesque *et al.*, 1994). En cuanto a la inhalación respiratoria los THM, por ser un componente volátil del agua potable desinfectada con cloro, están presentes en el aire. En el interior de las viviendas proviene de la evaporación de agua caliente clorada, (duchas, baños, lavado de platos y de ropa). Los THM también están asociados al uso de detergentes y blanqueadores a base de cloro. Igualmente pueden contener cloroformo otros productos de consumo doméstico como desmanchadores, líquidos correctores, suavizantes, insecticidas y pesticidas. Los humidificadores, cuando son llenados con agua clorada, son susceptibles de emitir cloroformo durante su utilización (Wallace, 1997). El aire ambiente de una piscina cubierta, debido a la cloración continua del agua, contiene gran cantidad de cloroformo susceptible de ser inhalado (Lévesque *et al.*, 1994; Wallace, 1997). Por otra parte, el aire exterior contiene concentraciones de cloroformo emitidas principalmente por actividades industriales (industria del papel y pasta de papel, centrales nucleares, plantas de tratamiento de agua potable y de aguas servidas, industria de producción directa de cloroformo, etc.; Wallace, 1997). En cuanto a los AHA, se ha establecido que la principal forma de exposición es la vía oral (Health Canada, 2006).

Los efectos de los SPD sobre la salud han sido identificados en

estudios toxicológicos y epidemiológicos. Los estudios toxicológicos analizan el efecto sobre los animales de laboratorio expuestos a dosis diferentes de un producto específico. Los datos obtenidos son extrapolados para el caso de humanos, lo que permite establecer dosis asociadas a riesgos significantes para la salud humana. Los estudios epidemiológicos tienen la ventaja, en relación con los anteriores, de evaluar el riesgo asociado a la exposición a los THM a partir de observaciones efectuadas con humanos; evalúan el riesgo para la salud humana debido a la ingestión de dosis reales y permiten evaluar el riesgo asociado con la exposición simultánea a los cuatro THM.

En 1976 se observó que el cloroformo por vía oral podía causar tumores en el hígado y los riñones de ratones (NCI, 1976); en dosis menores, en ratas induciría tumores en los riñones pero no en el hígado (Jorgenson *et al.*, 1985). El bromodichlorometano puede causar tumores de colon y renales en ratones de laboratorio (NTP, 1987). Con una exposición prolongada a dosis elevadas, el bromodichlorometano produciría lesiones en el hígado y los riñones (NTP, 1985). En cuanto al bromoformo, dosis altas provocarían tumores en el colon en ratas pero no en ratones (NTP 1989). Con relación a los AHA, se ha demostrado que éstos pueden causar tumores en animales de laboratorio (Bull *et al.*, 1990; DeAngelo *et al.*, 1996; Pereira, 1996). Existe relación entre la exposición al ácido dicloroacético y la formación de tumores del hígado en ratas y ratones de laboratorio (Health Canada, 2006), al igual que en ratones ante exposición al ácido tricloroacético. Podrían existir relaciones entre la exposición a los ácidos di y tricloroacético y problemas de desarrollo fetal, en particular anomalías cardíacas, y se han mostrado efectos posibles de los ácidos dicloroacético y dibromoacético sobre los espermatozoides. En cuanto a los acetonitrilos, se ha mostrado que la exposición a estas sustancias puede estar relacionada con la muerte del embrión en las ratas (Mills *et al.*, 1998).

Varios estudios epidemiológicos han relacionado el cáncer de vejiga con el consumo de agua potable clorada (Cantor *et al.*, 1987; McGeehin *et al.*, 1993; King y Marrett, 1996; Koivusalo *et al.*, 1997). Se han efectuado observaciones similares respecto del cáncer de colon y el cáncer de recto, pero las pruebas no son tan uniformes como para el cáncer de vejiga (Doyle *et al.*, 1997; Koivusalo *et al.*, 1997; King *et al.*, 2000a). Se han realizado estudios

epidemiológicos con el fin de determinar los efectos de la exposición a los THM sobre las funciones de reproducción y el desarrollo. Hasta hace poco, las pruebas en este sentido no eran significativas (Santé Canada, 1998). Sin embargo, se ha identificado una relación entre la exposición a los THM y los abortos espontáneos (Savitz *et al.*, 1995; Swan *et al.*, 1998; Waller *et al.*, 1998; Nieuwenhuijsen, 2005; Hinckley *et al.*, 2005). El riesgo de abortos espontáneos en mujeres expuestas a concentraciones altas de THM había crecido ligeramente pero no era significativo en términos estadísticos. King *et al.* (2000b) pusieron en evidencia un aumento del riesgo de mortinatos después de la exposición a los THM y más específicamente al bromodichlorometano. Otro estudio ha identificado una relación débil entre la exposición a subproductos de la cloración durante el embarazo y los partos prematuros; más fuerte es la relación con el bajo peso al nacimiento, retardos del crecimiento, malformación del tubo neural y fisura labio-palatina (Bove *et al.*, 1995).

Pocos estudios epidemiológicos han documentado los efectos específicos en humanos (cáncer o problemas de reproducción) de la exposición a los AHA del agua potable. Recientemente, King *et al.* (2005) no encontraron relación entre la exposición a los AHA y el riesgo de mortinatalidad, y Savitz *et al.* (2005) no encontraron relación entre el incremento de problemas de gestación durante el embarazo y la exposición a los AHA en el agua potable. Considerando la metodología utilizada, hay diferencias entre los datos relativos a los estudios toxicológicos y epidemiológicos. Cualquiera sea el método utilizado para determinar los riesgos asociados a los SPD, estos son relativamente pocos, pero teniendo en cuenta la gran cantidad de personas expuesta al agua clorada, sus efectos no son despreciables.

Aspectos Reglamentarios

El *Safe Drinking Water Act* (SDWA) obliga a la EPA a implementar nuevas disposiciones respecto al agua potable. Las regulaciones relativas a los SPD están sustentadas en la evidencia de sus efectos nocivos para la salud humana. Hasta la fecha se han publicado más de quince estudios epidemiológicos sobre los efectos nocivos de los SPD??? en la reproducción y desarrollo humanos (Graves *et al.*, 2002; King *et al.*, 2005; Porter *et al.*, 2005; Toledano *et al.*, 2005; Lewis *et al.*, 2006). Igualmente, hay abundante información disponible de estudios toxicológicos que evidencian efectos nocivos

TABLA III
ESTÁNDARES Y VALORES-GUÍA RELATIVOS A LOS SPD (mg·l⁻¹)
EN DIFERENTES PAÍSES

Compuesto	Acónimo	WHO (1993)	US EPA (2001)	Canadá (2001)	Aus-NZ (2000)	UK (2000)
Trichlorometano (chloroform)	TCM	0,200	0,000 ³			
Bromodichlorometano	BDCM	0,060	0,060 ³			
Dibromoclorometano	DBCM	0,100	0,000 ³			
Tribromometano (bromoformo)	TBM	0,100	0,000 ³			
Total trihalometanos	TTHM	$\sum_{i=1}^4 \frac{\text{THM}}{\text{WHO}} = 1$	0,080	0,100 ²	0,250	0,100
Ácido cloroacético					0,1500	
Ácido dicloroacético	DCAA	0,050			0,1000	
Ácido tricloroacético	TCAA	0,100			0,1000	
Ácidos haloacéticos	AHA5		0,060	²		
Dicloroacetnitrilo	DCAN	0,090				
Tricloroacetnitrilo	TCAN	0,001				
Dibromoacetnitrilo	DBAN	0,100				
Haloacetnitrilo	HAN			²		
Hidrato cloral	CH	0,010		²	0,020	
Formaldehído		0,900			0,500	
Cloritos		0,200	1,000	²		
Cloruro de cianógeno		0,070		²		
Bromatos			0,010	0,010 ¹		
2-clorofenol					0,300	
2,4-diclorofenol					0,200	
2,4,6-triclorofenol					0,020	

1: concentraciones provisionales máximas aceptables (IMAC), 2: en consideración, 3: meta de nivel máximo contaminante(MCLG).

para la salud humana. La EPA (1999b) ha establecido los efectos nocivos de algunos de los más importantes SPD hallados en el agua potable (Tabla II).

La Organización Mundial de la Salud (WHO, 1993) publicó valores guía para el agua potable de algunos de los SPD como THM, AHA, acetnitrilos, cloritos, hidrato de cloral, formaldehídos y cloruro de cianógeno. Además de los valores individuales para cada THM, la OMS ha sugerido que la suma de las relaciones entre los valores medidos y los especificados para cada THM no debería exceder de 1 (Tabla III). Estos valores guía no tienen reconocimiento oficial en EEUU y Canadá. La EPA (2001) ha establecido un nivel máximo de contaminación de 0,08mg·l⁻¹ para el total de los THM (TTHM; Tabla III), y también ha establecido metas para el máximo nivel de contaminación (MCLG) para cada uno de los THM. La suma de los cinco AHA (ácidos mono-, di- y tricloroacéticos, y mono- y dibromoacéticos), bromatos y cloritos también están regulados. Por su parte, Canadá ha establecido para los TTHM valores provisionales de 0,10mg·l⁻¹ como concentración máxima aceptable (IMAC; Health Canada, 2001). Por el momento, no existen en Canadá valores guía

para calidad del agua potable referidos a otros SPD; sin embargo, está en evaluación un valor guía para los AHA (Health Canada, 2006). En la Tabla III se incluyen para comparación valores estándar para agua potable de Australia y Nueva Zelanda (Aus-NZ, 2000) y el Reino Unido (UK, 2000).

Conclusiones

El control de la contaminación microbiológica en el tratamiento del agua tiene dos objetivos claros: desactivar los elementos patógenos presentes en el agua bruta y prevenir la recontaminación del agua tratada durante su permanencia en la red de distribución antes del consumo. La desinfección por medio del cloro permite alcanzar estos objetivos por su gran eficacia para destruir patógenos y por asegurar la presencia de un residuo en la red de distribución. Sin embargo, de todas maneras habrá formación de SPD. Los encargados del suministro de agua potable deberán enfrentar un objetivo complejo, cual es encontrar el equilibrio entre el suministro de un agua potable libre de microorganismos y minimizar al mismo tiempo la formación de SPD.

Es importante hacer notar que el objetivo de minimizar la generación de SPD no debe afectar en ningún caso el objetivo principal de distribuir agua libre de patógenos. Es primordial que el agua tratada sea siempre potable desde el punto de vista microbiológico.

Existen algunas alternativas para reducir las concentraciones de THM generadas en las redes de distribución sin que resulte afectada la calidad microbiológica del agua. Sin embargo, ciertas estrategias de reducción de los THM pueden tener un impacto económico significativo para ciertas municipalidades. Las tres posibilidades de solución son el cambio en la fuente de aprovisionamiento de agua bruta (de superficial por subterránea), la reducción de los precursores de THM (supresión por tratamiento) y el mejoramiento de las estrategias de desinfección (desinfectantes alternativos y/o optimización de la operación).

Respecto de la primera opción, la de reemplazar la fuente de aprovisionamiento de agua por otra de mejor calidad (i.e., subterránea) que contenga menos precursores de THM, no es siempre factible encontrar una fuente de la calidad deseada a una distancia razonable de la municipalidad y que esté en capacidad de suministrar la cantidad de agua necesaria tanto para las necesidades presentes como para las futuras.

La segunda estrategia, reducir los precursores de los THM utilizando un tratamiento físicoquímico anterior a la desinfección, haría posible disminuir la demanda de cloro y consecuentemente las dosis necesarias de desinfectante.

Finalmente, es posible mejorar las estrategias de desinfección con la utilización de un desinfectante menos problemático. Una alternativa consiste en reemplazar el cloro por el ozono. Sin embargo, la ozonización es un procedimiento costoso cuya aplicación exige el empleo de personal altamente calificado. Además, en algunos casos se forman cantidades apreciables de bromatos. La desinfección por ozono requiere de todas maneras una cloración final que asegure la presencia de un residuo desinfectante en la red. Sin embargo, la dosis necesaria de cloro después de haber desinfectado el agua con ozono es generalmente baja, ya que el ozono oxida buena parte de la materia orgánica, disminuyendo la cantidad de cloro necesario. En estas condiciones, la formación de subproductos clorados es generalmente muy baja. Finalmente, una alternativa más reciente es la desinfección física por medio de rayos ultravioleta, pero esto requiere igualmente un consumo importante de energía.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a Julie Milot por su colaboración en la investigación bibliográfica.

REFERENCIAS

- Amy GL, Chadik PA, Chowdhury ZK (1987a) Developing models for predicting trihalomethane formation potential kinetics. *J. AWWA* 79: 89-96.
- Amy GL, Minear RA, Cooper WJ (1987b) Testing and validation of a multiple non-linear regression model for predicting trihalomethane formation potential. *Water Res.* 21: 649-659.
- Amy GL, Tan L, Davis MK (1991) The effects of ozonation and activated carbon adsorption on trihalomethane speciation. *Water Res.* 25: 191.
- Andrews SA, Huck PM (1996) Using fractionated organic matter to study ozonation by-product formation. *Disinfection by-products in water treatment*. Lewis. Boca Raton, FL, EEUU. 411 pp.
- Aus-NZ (2000) *Australian drinking water guidelines*. Australia National Health and Medicine Research Council. www.health.gov.au/nhmrc/publications/synopses/eh19syn.htm
- Bove FJ, Fulcomer MC, Klotz JB, Esmart J, Dufficy EM, Savrin JE (1995) Public drinking water contamination and birth outcomes. *Am. J. Epidemiol.* 14: 850-862.
- Bull RJ, Sánchez IM, Nelson MA, Larson JL, Lansing AL (1990) Liver tumour induction in B6C3F1 mice by dichloroacetate and trichloroacetate. *Toxicology* 63: 341-359.
- Cantor KP, Hoover R, Hartge P, Mason TJ, Silverman DT, Altman R, Austin DF, Child MA, Key CR, Marrett LD, Myers MH, Narayana AS, Levin LI, Sullivan JW, Swanson GM, Thomas DM, West DW (1987) Bladder cancer, drinking water source and tap consumption: a case-control study. *J. Nat. Cancer Inst.* 79: 1269-1279.
- Clark RM, Pierce EW, Johnson CH, Fox KR (1994) Effect of aggregation on *Vibrio cholerae* inactivation. *J. Env. Eng.* 120: 857-887.
- Croué JP, Martin PS, Legube B (1993) Les matières hydrophobes et hydrophiles des eaux de retenue - extraction, caractérisation et quantification. *Water Supply* 11: 51.
- DeAngelo AB, Daniel FB, Most BM, Olson GR (1996) The carcinogenicity of dichloroacetic acid in the male Fisher 344 rat. *Toxicology* 114: 207-221.
- Doyle TJ, Zheng W, Cerhan JR, Hong CP, Sellers TA, Kushi LH, Folsom AR (1997) The association of drinking water source and chlorination by-products with cancer incidence among postmenopausal women in Iowa: a prospective cohort study. *Am. J. Pub. Health* 87: 1168-1176.
- Droste RL (1997) *Theory and practices of water and wastewater treatment*. Wiley. Nueva York, EEUU. 800 pp.
- El-Dib MA, Ali RK (1995) THMs formation during chlorination of raw Nile river water. *Water Res.* 29: 375-378.
- EPA (1992) *Analysis of potential trade-offs in regulation of disinfection by-products*. Office of Water. Federal Register Doc. 811/R-92-008.
- EPA (1994) *National primary drinking water regulations; Disinfectants and disinfection by-products: Proposed rule*. Federal Register Doc. 59:145:38667.
- EPA (1999a) *Microbial and disinfection by-product rules - simultaneous compliance guidance manual*. US Environmental Protection Agency. Doc. EPA 815-R-99-015.
- EPA (1999b) *Disinfection profiling and benchmarking guidance manual*. US Environmental Protection Agency. Doc. EPA 815-R-99-013.
- EPA (2001) *National primary drinking water standards*. US Environmental Protection Agency. Doc. EPA 816-F-01-007.
- Graves CG, Matanoski GM, Tardiff RG (2002) Weight of evidence for an association between adverse reproductive and developmental effects and exposures to disinfection by-products: a critical review. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 34: 103-124.
- Guay C, Rodríguez MJ, Sérodes JB (2005) Using ozonation and chloramination to reduce the formation of trihalomethane and haloacetic acids in drinking water. *Desalination* 176: 229-240.
- Health Canada (2001) *Summary of guidelines for drinking water quality*. www.hc-sc.gc.ca/ehd/bch/water_quality.htm.
- Health Canada (2006) *Haloacetic Acids in Drinking Water*. Federal-Provincial-Territorial Committee on Drinking Water. Ottawa, Canadá. 80 pp.
- Hinckley AF, Bachand AM, Reif JS (2005) Late Pregnancy Exposures to Disinfection By-products and Growth-Related Birth Outcomes. *Env. Health Persp.* 113: 1808-1813.
- Jacangelo JG, DeMarco J, Owen DM, Randtke SJ (1995) Selected processes for removing NOM: an overview. *J. AWWA* 87: 64.
- Jorgenson TA, Meierhenry EF, Rushbrook CJ, Bull RJ, Robinson M (1985) Carcinogenicity of chloroform in drinking water to male Osborne-Mendel rats and female B6C3F1 mice. *Fund. Appl. Toxicol.* 5: 760.
- King WD, Marrett LD (1996) Case-control study of bladder cancer and chlorination by-products in treated water (Ontario, Canada). *Cancer Causes Contr.* 7: 596-604.
- King WD, Marrett LD, Woolcott CG (2000a) Case-control study of colon and rectal cancers and chlorination by-products in treated water. *Cancer Epidemiol. Biomark. Prev.* 9: 813-818.
- King WD, Dodds L, Allen AC (2000b) Relation between stillbirth and specific chlorination by-products in public water supplies. *Env. Health Persp.* 108: 883-886.
- King WD, Dodds L, Allen AC, Armson BA, Fell D, Nimrod C (2005) Haloacetic acids in drinking water and risk for stillbirth. *Occup. Env. Med.* 62: 124-127.
- Koivusalo MT, Pukkala E, Vartiainen T, Jaakkola JJK, Hakulinen T (1997) Drinking water chlorination and cancer: a historical cohort study in Finland. *Cancer Causes Contr.* 8: 192-200.
- Krasner SW (1999) Chemistry of disinfection by-product formation. En Singer PC (Ed.) *Formation and control of disinfection by-products in drinking water*. American Water Works Association (AWWA). Denver, CO, EEUU. pp. 27-51.
- Krasner SW, Croué JP, Buffle J, Perdue EM (1996) Three approaches for characterizing NOM. *J. AWWA* 88: 66.
- Lévesque B, Ayotte P, Leblanc A, Dewailly É, Prud'Homme D, Lavoie R, Allaire S, Levallois P (1994) Evaluation of dermal and respiratory chloroform exposure in humans. *Env. Health Persp.* 102: 1082-1087.
- Lewis C, Suffet IH, Ritz B (2006) Estimated effects of disinfection by-products on birth weight in a population served by a single water utility. *Am. J. Epidemiol.* 163: 38-47.
- Lykins B, Clark R, Adams J (1988) Granular Activated Carbon for Controlling THMs. *J. AWWA* 80: 85-92.
- McGeehin MA, Reif JS, Becher JC, Mangione EJ (1993) Case-control study of bladder-cancer and water disinfection methods in Colorado. *Am. J. Epidemiol.* 138: 492-501.
- Mills CJ, Bull RJ, Cantor KP, Reif J, Hrudey SE, Huston P (1998) Health Risks of Drinking Water Chlorination By-Products: Report of an Expert Working Group. *Chronic Dis. Can.* 19: 91-102.
- Milot J (1999) *Estimation de la présence de trihalométhanes dans l'eau potable par différentes approches de modélisation*. Thèse. Université Laval. Québec, Canada. 90pp.
- Moore AC, Herwaldt BL, Craun GF, Calderón RL, Highsmith AK, Juranek DD (1994) Waterborne disease in the United States, 1991 and 1992. *J. AWWA* 86: 87-98.
- Morin M (1999) *Analyse de faisabilité d'un resserrement de la norme relative aux trihalométhanes dans l'eau potable à l'aide de modèles empiriques*. Université Laval. Québec, Canadá. 109 pp.
- NCI (1976) *Report on the carcinogenesis bioassay of chloroform*. National Cancer Institute. NCI-CG-TR-155.
- Nieuwenhuijsen MJ (2005) Adverse reproductive health effects of exposure to chlorination disinfection by products. *Global Nest* 7: 1-15.
- NTP (1985) *Toxicity and carcinogenesis studies of chlorodibromomethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)*. Technical report N° 282. National Toxicology Program. EEUU. 174 pp.
- NTP (1987) *Toxicity and carcinogenesis studies of bromodichloromethane in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)*. Technical report N° 321. National Toxicology Program. EEUU. 248 pp.
- NTP (1989) *Toxicity and carcinogenesis studies of bromoform in F344/N rats and B6C3F1 mice (gavage studies)*. Technical report N° 350, National Toxicology Program. EEUU. 194 pp.
- Oxenford JL (1996) Disinfection by-products: current practices and future directions. En *Disinfection by-products in water treatment*. Ch. 1. CRC. Boca Raton, FL, EEUU. pp. 3-16.
- Pereira MA (1996) Carcinogenic activity of dichloroacetic acid and trichloroacetic acid in the liver of female B6C3F1 mice. *Fund. Appl. Toxicol.* 31: 192-199.
- Porter CK, Putnam SD, Hunting KL, Riddle MR (2005) The effect of trihalomethane and haloacetic acid exposure on fetal growth in a Maryland country. *Am. J. Epidemiol.* 162: 334-344.
- Rathbun RE (1996a) Regression equations for disinfection by-products for the Mississippi, Ohio and Missouri Rivers. *Sci. Total Env.* 191: 235-244.

- Rathbun RE (1996b) Speciation of trihalomethane mixtures for the Mississippi, Missouri and Ohio rivers. *Sci. Total Env.* 180: 125-135.
- Rathbun RE (1996c) Bromine incorporation factors for trihalomethane formation for the Mississippi, Missouri and Ohio rivers. *Sci. Total Env.* 192: 111-118.
- Reiff FM (1995) *Balancing the chemical and microbial risks in the disinfection of drinking water supplies in developing countries, Assessing and managing health risks from drinking water contamination: approaches and applications.* IAHS publication N° 233. Rome Symposium. 343 pp.
- Richardson SD (1998) Drinking water disinfection by-products. En Robert AM, Richard SD (Eds.) *John Wiley's Encyclopaedia of Environmental Analysis and Remediation.* Wiley. Nueva York, EEUU. Vol. 3: 1398-1421.
- Rodríguez MJ, Serodes JB (2001) Spatial and temporal evolution of trihalomethanes in three water distribution systems. *Water Res.* 35: 1572-1586.
- Rodríguez MJ, Serodes JB, Levallois P (2004) Behavior of trihalomethanes and haloacetic acids in a drinking water distribution system. *Water Res.* 38: 4367-4382.
- Rodríguez MJ, Serodes JB (2005) Laboratory-scale chlorination to estimate the levels of halogenated DBPs in full-scale distribution systems. *Env. Monit. Assess.* 110: 323-340.
- Rook JJ (1974) Formation of haloforms during chlorination of natural waters. *Water Treat. Exam.* 23: 234-243.
- Santé Canada (1998) *Eau chlorée et effets sur la santé.* Gouvernement du Canada. Ottawa, Canadá. 20pp.
- Savitz DA, Andrews KW, Pastore LM (1995) Drinking water and pregnancy outcome in Central North Carolina: sources, amount and trihalomethane levels. *Env. Health Persp.* 103: 592-596.
- Savitz DA, Singer PC, Hartmann KE, Herring AJ, Weinberg HS (2005) *Drinking Water Disinfection By-Products and Pregnancy Outcome.* AWWA Research Foundation. Denver, CO, EEUU. 212 pp.
- Serodes JB, Rodríguez MJ, Li H, Bouchard C (2003) Occurrence of THMs and HAAs in experimental chlorinated waters of the Quebec City area (Canada). *Chemosphere* 51: 253-263.
- Singer PC (1994) Control of disinfection by-products in drinking water. *J. Env. Eng.* 120: 727-745.
- Singer PC (1999) Humic substances as precursors for potential harmful disinfection by-products. *Water Sci. Technol.* 40: 25-30.
- Swan SH, Waller K, Hopkins B, Windham G, Fenster L, Schaefer C, Neutra RR (1998) A prospective study of spontaneous abortion: relation to amount and source of drinking water consumed in early pregnancy. *Epidemiology* 9: 126-133.
- Toledano MB, Nieuwenhuijsen MJ, Best N, Whitaker H, Hambly P, de Hoogh C, Fawell J, Jarup L, Elliott P (2005) Relation of trihalomethane concentrations in public water supplies to stillbirth and birth weight in three water regions in England. *Env. Health Persp.* 113: 225-232.
- Trussell RR, Umphres MD (1978) The formation of trihalomethanes. *J. AWWA* 70: 604.
- UK (2000) *Water supply (water quality) regulations 2000 for England and Wales.* www.dwi.detr.gov.uk/regs/si3184/3184.htm
- Urano K, Wada H, Takemasa T (1983) Empirical rate equation for trihalomethane formation with chlorination of humic substances in water. *Water Res.* 17: 1797-1802.
- Vinette Y (2001) *Évolution spatio-temporelle et modélisation des trihalométhanes dans les réseaux de distribution d'eau potable de la région de Québec.* Thesis. Université Laval. Canadá. 90pp.
- Wallace LA (1997) Human exposure and body burden for chloroform and other trihalomethanes. *Crit. Rev. Env. Sci. Technol.* 27: 113-194.
- Waller K, Swan SH, DeLorenze G, Hopkins B (1998) Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. *Epidemiology* 9: 134-140.
- White MC, Thompson JD, Harrington GW, Singer PC (1997) Evaluating criteria for enhanced coagulation compliance. *J. AWWA* 89: 64.
- WHO (1993) *Guidelines for drinking water quality.* Vol.1. *Recommendations.* World Health Organization. Ginebra, Suiza.
- Williams DT, Lebel GL, Benoit FM (1997) Disinfection by-products in Canadian drinking water. *Chemosphere* 2: 299.

DISINFECTION BY-PRODUCTS IN DRINKING WATER: OCCURRENCE, HEALTH ISSUES AND REGULATIONS

Manuel J. Rodríguez, Germán Rodríguez, Jean Serodes and Rehan Sadiq

SUMMARY

The purpose of water disinfection is to eliminate and inactivate pathogen microorganisms. Chlorine and its derivatives are the predominant disinfectant in the drinking water industry. In addition to inactivate microorganisms, chlorine reacts with organic matter naturally present in water to form the so-called chlorination by-products, which mostly are organic contaminants. These by-products may potentially cause health problems. Other disinfectants have been used as alternative to chlorine, such as chlo-

ramines, ozone and chlorine dioxide. However, these disinfectants also generate potentially harmful by-products. In this paper, the mechanisms and factors responsible for the formation of disinfection by-products in drinking water are presented. The potential health impacts of human exposure to these contaminants are also discussed as well as the regulatory aspects. Finally, strategies aimed at reducing the occurrence of these contaminants in water distribution systems are presented and discussed.

SUBPRODUTOS DA DESINFECÇÃO DA ÁGUA POTÁVEL: FORMAÇÃO, ASPECTOS SANITÁRIOS E REGULAMENTAÇÃO

Manuel J. Rodríguez, Germán Rodríguez, Jean Serodes e Rehan Sadiq

RESUMO

A desinfecção da água tem como objetivo a eliminação e a desativação de micróbios patogênicos. Os desinfetantes utilizados predominantemente na potabilização de água são: o cloro e seus derivados. Além de desativar os organismos patogênicos, o cloro reage com a matéria orgânica presente na água, o que gera subprodutos de cloração, especificamente compostos orgânicos sintéticos. Estes subprodutos podem ter potencialmente efeitos na saúde humana. Outros desinfetantes têm sido utilizados como alternativa ao clo-

ro, mas cada um deles forma igualmente subprodutos; exemplos destes são: a cloramina, o ozônio e o bióxido de cloro. Neste artigo se apresentam os mecanismos e os fatores que determinam a formação e a presença de subprodutos na desinfecção da água potável. Discutem-se igualmente os problemas de saúde pública que estes subprodutos podem ocasionar e se apresentam os aspectos normativos para estes contaminantes e estratégias para limitar sua presença na água distribuída à população.