

Universidad de los Andes
Facultad de Ingeniería
Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental



Proyecto de Grado
Ingeniería Ambiental

Dinámica de la formación de depósitos de óxidos de manganeso en
las redes de distribución de agua potable

Presentado por:

Andrea Hernández Alviar

Asesor:

Ing. Juan G. Saldarriaga

Bogotá D.C., junio de 2012



Dinámica de la formación de depósitos de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable.



Agradecimientos

Agradezco a mi familia por su confianza y apoyo incondicional.

A mi asesor de proyecto de grado, el ingeniero Juan Saldarriaga por su apoyo durante todo el semestre, por dedicar parte de su tiempo a guiarme y a brindarme recomendaciones que me ayudaron a llevar a cabo el documento de manera satisfactoria.

Finalmente agradezco a los integrantes del CIACUA que me brindaron información y documentos muy amablemente cada vez que lo necesité.

Contenido

1	Introducción	1
1.1	Objetivos	3
1.1.1	Objetivo general.....	3
1.1.2	Objetivos específicos.....	3
2	Marco teórico.....	5
2.1	Depósitos dentro de tuberías.....	5
2.2	Naturaleza y tipos de depósitos.....	5
2.3	Depósitos de óxidos de manganeso.....	8
2.4	Transporte de los óxidos dentro de una tubería.....	9
2.5	Fenómeno de coloración de agua potable.....	10
3	Normativa vigente para la calidad de agua respecto a Mn^{2+}	12
3.1	Normativa internacional.	13
3.1.1	Organización Mundial de la Salud.....	13
3.1.2	EPA (United States Environmental Protection Agency)	13
3.1.3	Norma Francesa	14
3.2	Normativa nacional.	14
3.2.1	Resolución 2115 de 2007	14
4	Naturaleza de los depósitos de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable.	15
4.1	Origen químico	15
4.1.1	Cinética de la formación de los depósitos de óxidos de manganeso de origen químico dentro de la tubería de agua potable.....	17
4.2	Origen biológico	24
4.2.1	Cinética de la formación de los depósitos de óxidos de manganeso de origen biológico dentro de la tubería de agua potable.....	26
5	Características del agua en la fuente para que se produzcan depósitos de óxidos de manganeso en la tubería.....	28
6	Formación de depósitos de óxidos de manganeso en las tuberías.	30



6.1	Sedimentación.....	31
6.2	Fuerzas dinámicas	32
6.2.1	Fuerzas de Van der Waals	33
6.2.2	Fuerza electrostática	35
7	Desprendimiento de las partículas de óxidos de manganeso en las tuberías.	37
7.1.1	Abrasión	38
7.1.2	Erosión.....	38
7.1.3	Desprendimiento en masa	39
7.1.4	Depredación	40
8	Efecto de los materiales de las tuberías en la formación y desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso.....	42
8.1	Tuberías de PVC.....	42
8.2	Tuberías de hierro	44
9	Mecanismos de remoción y lavado de los depósitos de óxidos de manganeso dentro de la tubería.....	47
9.1	Lavado hidráulico	47
9.1.1	Lavado convencional	48
9.1.2	Lavado unidireccional.....	50
10	Casos de estudio.....	52
10.1	Bogotá, Colombia	52
10.2	Tegucigalpa, Honduras.....	55
10.3	Costa Dorada, Australia.....	56
10.4	Aproximación a los casos de Tibitoc y La Concepción	60
11	Conclusiones.....	63
12	Referencias.....	67



Lista de Figuras

Figura 1. Dinámica de las partículas en una red de distribución de agua potable.	7
Figura 2. Gráfica en escala semi-logarítmica de la oxidación de Mn^{2+}	21
Figura 3. Gráfica en escala semi-logarítmica de la oxidación de Mn^{2+}	22
Figura 4. Gráfica de la oxidación de Mn^{2+} en función de la dosificación	23
Figura 5. Predicción de las concentraciones de las especies producidas	23
Figura 6. Esquema de la trayectoria de las partículas depositadas por sedimentación.	32
Figura 7. Formación de depósitos de óxido de manganeso según condiciones de velocidad de flujo.	33
Figura 8. Esquema de la adhesión de una esfera-superficie.....	34
Figura 9. Depósitos de óxidos formados en una conducción de agua potable de hierro.....	45

Lista de Tablas

Tabla 1. Comparación de relaciones molares de las plantas de Tibitoc y La concepción.....	61
---	----

Lista de Ecuaciones

Ecuación 1. Ecuación de la cinética de la reacción de oxidación del manganeso soluble en agua con cloro.	19
Ecuación 2. Reacción de producción de óxido de manganeso mediante cloro.	20
Ecuación 3. Reacción de producción del ligando $Mn-MnO_2$	20
Ecuación 4. Reacción de producción de óxido de manganeso mediante ligando $Mn-MnO_2$	20
Ecuación 5. Ecuación de la cinética microbiana de oxidación y reducción del manganeso	26
Ecuación 6. Integración y separación de variables de la ecuación de la cinética microbiana de oxidación y reducción del manganeso	26
Ecuación 5. Cálculo de la fuerza de Van der Waals.....	34



1 Introducción

El manganeso es el segundo metal más abundante de la Tierra y se encuentra naturalmente como manganeso soluble en agua, Mn^{2+} . Éste no se oxida con el simple contacto con el aire a pH neutro, por lo cual, en las plantas de potabilización, se debe incluir un proceso químico de oxidación para removerlo (Mathews, 1947; Sly, et al., 1990; Cerrato, et al., 2006). Dado que el proceso de remoción no es del todo satisfactorio y eficiente en algunas plantas de potabilización debido a la lentitud en su proceso de oxidación a partir de agentes oxidantes, el manganeso soluble se filtra a las redes de distribución de agua potable, donde logra oxidarse tanto biológica como químicamente, de valencia +2 a +3 y +4, siendo el +4 en forma de MnO_2 el más común. La oxidación química se produce por medio de reacciones químicas con algunos halógenos, tales como el cloro, dióxido de cloro, permanganato de potasio, peróxidos u ozono, entre otros, los cuales se utilizan comúnmente para la desinfección del agua en el tratamiento (Cerrato, 2005). La oxidación biológica se produce por medio de microorganismos bacterianos que viven y crecen al interior de la tubería, los cuales son capaces de oxidar el elemento. Los productos de ambas reacciones forman óxidos de manganeso insolubles en agua, partículas sólidas capaces de adherirse a las paredes internas de la tubería por medio de diferentes mecanismos, los cuales se expondrán en el cuerpo del documento.

Los óxidos producidos viajan a través de la red matriz hasta que se depositan en las paredes de la misma, formando películas minerales de óxidos de manganeso. Dichos depósitos disminuyen la eficiencia del transporte del agua potable por la conducción en su recorrido hasta el consumidor, debido a la disminución del diámetro de la tubería, causando así una restricción en el flujo de agua (Sly, et al., 1990). Por otro lado, el desprendimiento de los mismos se ve reflejado en el agua suministrada a los usuarios finales, dado que adquiere un color café turbio, mal olor y sabor, y por ende causa problemas acéticos y el descontento de la comunidad con la prestación del servicio (Boxall & Saul, 2005).



Los óxidos de manganeso tienen la capacidad de absorber iones metálicos divalentes, como el hierro (Sly, et al., 1990) y otros. De esta manera, dichos óxidos logran co-depositarse y co-existir con otros tipos de óxidos y de partículas metálicas sobre las superficies internas de las tuberías de la red, haciendo intercambio de electrones y convirtiéndose en un aglomerado complejo y, en ocasiones, llega inclusive a ser un factor importante de los problemas de corrosión (Mathews, 1947).

El mayor propósito u objetivo de las compañías prestadoras del servicio de agua potable a una comunidad es proveer de agua con la mejor calidad posible, que cumpla con todos los estándares establecidos y que garantice la seguridad de la misma, para así mantener la salud pública. De esta manera, se pretende que los consumidores se encuentren satisfechos con el servicio prestado y que, por consiguiente, se produzcan la menor cantidad de quejas posibles. Sin embargo, el tratamiento adecuado del agua cruda y el hecho de lograr niveles de concentración de elementos como el manganeso soluble por debajo de la norma al finalizar el proceso de potabilización, no garantiza que el agua llegue con la misma calidad inicial al recorrer las largas distancias por las diferentes tuberías hasta llegar al grifo del usuario (Alere & Hanaeus, 1997).

A pesar de la implementación de normas y estándares exigentes que regulan concentraciones máximas permisibles tanto de hierro como de manganeso en su forma soluble (Fe^{3+} y Mn^{2+}) en el agua potabilizada para así garantizar una calidad del agua adecuada, se producen muchos eventos de coloración del agua y, por consiguiente, quejas de los usuarios a las empresas de acueducto prestadoras del servicio.

La formación de depósitos compuestos de óxidos de manganeso y su posterior desprendimiento varía de acuerdo con las propiedades del agua captada en la planta, la época del año, las condiciones hidráulicas de flujo dentro del sistema, la temperatura, el pH, el diámetro del tubo, así como también al material y la edad de la tubería (Cook & Boxall, 2011; Mathews, 1947; Cerrato, 2005; Sly, et al., 1990). Lo anterior indica que las partículas dentro de las distintas redes de distribución de cada región se comportan de manera única y diferente.



El fenómeno que desata los eventos de la coloración del agua potable se ha estudiado de manera profunda y extensa durante los últimos años, pues es uno de los mayores problemas sin solución preventiva que tienen la mayoría de acueductos a nivel mundial. Sin embargo, a pesar de que se han invertido muchos esfuerzos en el tema, no se ha llegado a resultados concretos en la modelación del comportamiento de los óxidos dentro de las redes, siendo todavía una incógnita a resolver cuándo y en qué punto de la red se depositan exactamente dichos óxidos, para así poder implementar mecanismos de lavado y prevención antes de que estos se desprendan de manera natural, evitando así que a los usuarios les llegue, de manera sorpresiva, el agua con características desagradables.

1.1 Objetivos

Para realizar un documento de la calidad deseada se deben establecer objetivos, tanto generales como específicos, los cuales orientan el rumbo de la investigación para así obtener los resultados esperados.

1.1.1 Objetivo general

Establecer el estado del arte sobre el fenómeno de la depositación de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable.

1.1.2 Objetivos específicos

Para lograr un desarrollo completo y detallado del estado del arte sobre el fenómeno de depositación de los óxidos de manganeso dentro de las tuberías de las redes matrices de distribución del agua potable, se deben cumplir los siguientes objetivos específicos:



-
- Determinar cuáles son las características del agua en la fuente que favorecen que el manganeso se oxide y se deposite en las tuberías de las redes de distribución de agua potable (RDAP).
 - Identificar los efectos de los materiales de las tuberías de las RDAP (hierro y PVC) en los depósitos de óxidos de manganeso.
 - Definir cuáles son los mecanismos de formación y desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso en las RDAP.
 - Establecer las cinéticas de la formación de óxidos de manganeso de origen tanto químico como biológico.
 - Plantear los diferentes mecanismos de remoción y lavado de depósitos de óxidos de manganeso en las RDAP.
 - Explicar el fenómeno de coloración de agua y exponer los diferentes eventos históricos del mismo en Colombia y en el mundo.



2 Marco teórico

Para lograr una contextualización del estado del arte de la dinámica de los depósitos de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable, se explican los conceptos básicos en los cuales se fundamentará el contenido de la investigación.

2.1 Depósitos dentro de tuberías

Los depósitos en las tuberías de las redes de distribución de agua potable son cúmulos o segregaciones de material particulado, de distinta naturaleza, los cuales viajan por medio del flujo de agua. A través de determinados mecanismos, los conglomerados se adhieren a las paredes de la conducción y posteriormente logran un estado de total reposo, dando lugar a una interface entre el fluido y el tubo (Ávila Duque & González Ramírez, 2005).

La formación de películas minerales y su posterior desprendimiento depende de condiciones tanto químicas como físicas de la red matriz: las condiciones hidráulicas del fluido y del tipo de material de la tubería, edad de la tubería, tiempo de residencia, concentración de cloro residual y, para el caso biológico, concentración de oxígeno disuelto y cantidad de nutrientes (Wricke, et al., 2007; Cerrato, et al., 2010).

2.2 Naturaleza y tipos de depósitos

Las partículas que conforman los depósitos pueden tener distintos tamaños, densidades y, como se mencionó anteriormente, también numerosos orígenes: tanto de fuentes externas como de las propias del proceso de potabilización (Vreeburg & Boxall, 2007).



Por un lado, las partículas de origen externo son aquellas concentraciones de material orgánico y/o inorgánico en la fuente de agua o reservorio que no logra ser removido en su totalidad por los procesos utilizados en la remoción de sólidos suspendidos totales, tales como floculación, sedimentación y filtración, entre otros (Wricke, et al., 2007; Vreeburg, et al., 2004; Vreeburg, et al., 2008).

Por otro lado, son diversas las rutas por las cuales ingresa o se produce el material particulado originado por el proceso de potabilización, entre las cuales está la filtración de partículas a la red provenientes de compuestos utilizados en alguna etapa del proceso de la planta, como, por ejemplo, pequeños flocs resultantes del proceso de floculado o arena u otras partículas utilizadas en los filtros. Así mismo, dentro de la tubería se llevan a cabo reacciones químicas con agentes oxidantes (desinfectantes) que oxidan elementos solubles en agua, convirtiéndolos en material insoluble capaz de conglomerarse y posteriormente depositarse, al igual que ocurren procesos biológicos en los cuales microorganismos que crecen en la tubería son capaces de oxidar elementos específicos, generando la misma consecuencia (Wricke, et al., 2007) (Dickinson & Pick, 2002). También ocurre el fenómeno de corrosión húmeda en las tuberías y accesorios que conforman la red matriz, como resultado de las reacciones, electroquímicas en el caso de la corrosión de tuberías metálicas y químicas en tuberías no metálicas (Bilurbina, et al., 2003), entre el material del conducto y el medio que lo rodea, a través de intercambio de electrones. Como consecuencia, el material de la conducción se degrada y se ven alteradas las propiedades físico-químicas. Así mismo, se forman depósitos irregulares de óxidos en las paredes circundantes de las tuberías (Snoeyink & Wagner, 1996).

Existen dos tipos de depósitos en una red de distribución de agua potable: los formados por las fuerzas de fricción y los formados por las fuerzas de cohesión. Los depósitos friccionales son aquellos que se adhieren a la pared de la conducción por medio de la fricción que ejerce el contacto partícula-partícula y partícula-superficie (Ávila Duque & González Ramírez, 2005). Las fuerzas que actúan sobre el conglomerado en contacto con una superficie son: la tangencial aportada por la velocidad del flujo, la fuerza de fricción en la dirección contraria al flujo, la fuerza normal aportada por la presión y la fuerza gravitacional; las últimas dos perpendiculares al plano

por el que viaja el fluido (en direcciones opuestas). Las fuerzas proporcionadas por el rozamiento entre dos cuerpos y la gravedad son fijas y dependen únicamente de la naturaleza de los materiales en contacto y de la masa del depósito respectivamente, por lo cual, para que se logre una condición de reposo, las componentes normal y tangencial deben tener determinado valor para que la suma de las fuerzas en el eje x y en eje y sea igual a cero. Los depósitos friccionales forman una cama de sedimentos en el fondo de la tubería y, al disminuir la presión ejercida sobre las paredes, las fuerzas se debilitan y dicha cama se desprende del material.

Por otro lado, los depósitos cohesivos son aquellos donde se generan enlaces fuertes entre partícula y partícula de óxidos y, así mismo, con la superficie interna de las redes. Los depósitos cohesivos son mucho más estables que los friccionales, y su estabilidad es gobernada por la fuerza cortante ejercida por el flujo del fluido (Boxall & Saul, 2005). Los depósitos en las redes de distribución de agua potable son tanto de tipo friccional como cohesivo. En la parte inferior de los tubos se puede encontrar el componente friccional formada por sedimentación y quimiostasis (para los biológicos), al igual que el componente cohesivo. Por el contrario, las películas minerales halladas en la parte superior de la conducción son cohesivas, formadas por mecanismos de fuerzas dinámicas y quimiostasis (para los biológicos) (Boxall & Saul, 2005; Sly, et al., 1988).

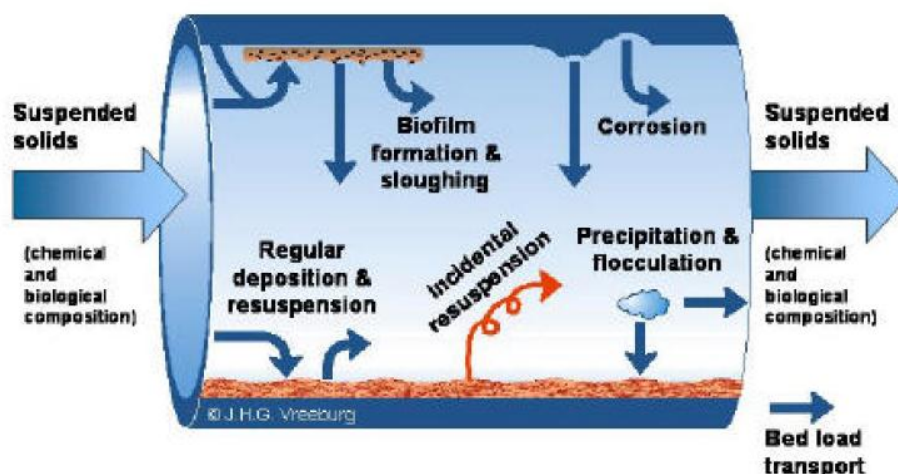


Figura 1. Dinámica de las partículas en una red de distribución de agua potable (Boxall & Saul, 2005).

2.3 Depósitos de óxidos de manganeso

La red de distribución de agua potable simula un reactor donde en su interior ocurren varios procesos, tanto químicos como físicos y biológicos. El agua tratada transportada por dicha red contiene manganeso diluido, en concentraciones que se determinan según las características y propiedades del agua cruda, incapaz de ser removido en la planta de tratamiento. El elemento sufre procesos oxidativos por medio de los cuales se convierte en óxido de manganeso sólido, e interactúa con el medio hasta volverse un depósito o película mineral.

Los depósitos de óxidos de manganeso que se encuentran en la superficie interna de una red de distribución de agua potable son de naturaleza tanto química como biológica. Como se mencionó anteriormente, al interior de las conducciones ocurren reacciones de oxidación de elementos solubles en el agua, como lo es el manganeso Mn^{2+} en su estado natural, por medio de los residuos del agente utilizado para la desinfección de la planta, como son el cloro, dióxido de cloro, permanganato de potasio, ozono, entre otros. Al oxidarse, el compuesto formado es de carácter sólido, insoluble en agua, que viaja con el flujo por las conducciones hasta que, por medio de ciertos mecanismos, se deposita en sus paredes.

Por otro lado, los depósitos de naturaleza biológica se producen debido al crecimiento de bacterias capaces de oxidar el Mn^{2+} y colonizar las paredes internas de las tuberías. Algunas de los géneros bacterianos con características manganeso-oxidativas que se localizan en las redes son: *Bacillus* spp., bacterias gram positivas presentes en el medioambiente de manera natural, algunas especies con capacidad oxidativa y reductiva (Cerrato, et al., 2010), *Hyphomicrobium*, bacterias gram positivas comúnmente encontradas en conducciones (Sly, et al., 1988), *Gallionella*, *Leptothrix* y *Siderocapsa*, entre otras (Dickinson & Pick, 2002).

El contenido de cloro residual en la red inhibe el crecimiento de las bacterias oxidativas del manganeso, al mismo tiempo que estimula la reacción química para la producción de óxidos de manganeso (Cerrato, et al., 2010).



El óxido de manganeso más comúnmente encontrado en los depósitos adyacentes a las paredes de las tuberías de las redes de distribución de agua potable es el dióxido de manganeso (MnO_2).

2.4 Transporte de los óxidos dentro de una tubería

Los óxidos formados al interior de las redes de distribución de agua potable se transportan a través de las conducciones por medio del flujo de agua potable, el cual actúa como fluido transportador. El transporte de masa de los óxidos a lo largo de la red se da por medio de difusión y advección. Por un lado, la velocidad en las cercanías de las paredes de los tubos es cercana a cero y se produce transporte difusivo. Por el contrario, la velocidad es máxima en el eje del tubo y en sus alrededores más próximos, donde se lleva a cabo un transporte por advección (Ávila Duque & González Ramírez, 2005).

Las partículas se empiezan a unir entre sí viajando por advección con el fluido a lo largo de la tubería, hasta alcanzar las vecindades de las paredes del tubo, donde viajan por difusión hasta conseguir el reposo y convertirse en depósitos formados en las paredes internas circundantes a la conducción, donde se adhieren a las superficies por medio de diferentes mecanismos.

El transporte de las partículas de óxidos que previamente se convierten en depósitos es de carácter cíclico, pues una vez el depósito esté en estado de reposo absoluto adherido a las paredes de la tubería, éste se re-suspende y sigue viajando con el flujo de agua hasta que nuevamente alcanza el estado de reposo y así sucesivamente. El ciclo termina cuando se lleva a cabo un mecanismo de remoción y lavado de depósitos (Capítulo 8) o cuando éstos logran viajar y llegar hasta el grifo del usuario final, donde se convierte en un problema de orden estético y de inconformismo de los consumidores.

La suspensión y re-suspensión de los depósitos tanto friccionales como cohesivos se produce cuando hay un cambio repentino en el comportamiento hidráulico del fluido dentro de las tuberías y, por consiguiente, un aumento en el esfuerzo cortante sobre los depósitos; de esta manera, los



depósitos fijados en la superficie se desprenden y siguen el rumbo del agua hasta que nuevamente las fuerzas ejercidas sobre dicho fluido se igualan y se vuelve a detener por completo (Vreeburg, et al., 2004).

2.5 Fenómeno de coloración de agua potable

Se conoce como coloración del agua potable al fenómeno de desprendimiento de material particulado de diferentes características, tales como tamaños, densidades y orígenes. Las partículas más relacionadas con los eventos de coloración son los óxidos de hierro y manganeso oxidados dentro de la tubería, ya sea por medio de reacciones químicas con desinfectantes, corrosivas u oxidaciones biológicas.

La coloración del agua se produce por un cambio drástico y atípico en las condiciones hidráulicas del flujo como, por ejemplo, un inesperado crecimiento en la demanda, el restablecimiento del servicio tras un racionamiento, la reparación de algún elemento, entre otros. Dichas alteraciones al servicio normal de la red, producen un incremento del esfuerzo cortante que se describe como la fuerza que actúa en un área de la pared del tubo perpendicular a la dirección del flujo (Cook & Boxall, 2011), el cual genera un desprendimiento, principalmente constituido por partículas de depósitos minerales de manganeso y hierro adheridos a las paredes de las tuberías. Visto de otra manera, la coloración del agua ocurre por la movilización de material de una capa cohesiva adherida, por la acción de fuerzas dinámicas y por la gravedad (Cook & Boxall, 2011). Los sólidos viajan a lo largo de la tubería y algunos son capaces de volverse a adherir, pero otros llegan al grifo de los consumidores en forma de agua turbia (Boxall & Saul, 2005).

Un evento de coloración del agua es muy difícil de prevenir, ya que éste se visualiza únicamente cuando el agua llega a su destino final y empiezan a surgir quejas de los usuarios del sistema, porque el agua suministrada tiene un color entre rojo, café y negro. Se ha estudiado mucho el tema desde años atrás para así lograr prevenir que el agua con color llegue a los usuarios finales; sin embargo, hasta el momento nadie ha podido construir un modelo confiable y certero para



conocer los segmentos exactos de tubería donde se depositan los óxidos encargados de proporcionar el color indeseable al agua potable, para posteriormente poder implementar los mecanismos de remoción y lavado en las áreas indicadas en el momento adecuado antes de que se desprendan de manera natural.

La coloración del agua, como se ha mencionado, es causada por la presencia de partículas que fluyen en el agua, la cual es medida en términos de turbiedad y color verdadero y aparente. Sin embargo, los estudios realizados en el tema han demostrado que las mediciones de turbiedad altas están directamente relacionada con los eventos de turbiedad ocurridos y que las mediciones de color verdadero y aparente no muestran resultados significativos de causalidad (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009; Vreeburg & Boxall, 2007; Cook & Boxall, 2011).



3 Normativa vigente para la calidad de agua respecto a Mn^{2+}

El acceso al consumo de agua potable es catalogado como un derecho humano básico, dado que dicho recurso es un elemento esencial y vital para los seres humanos. Sin embargo, el agua requiere un tratamiento previo para que el recurso sea seguro, potable y no cause efectos adversos a la salud ni problemas de orden estético. Para esto, se debe tener en cuenta la reducción de sustancias tanto físicas y químicas como microbiológicas, hasta un límite establecido y conocido como seguro, según la legislación del país en el cual se encuentre ubicado el proceso.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) ha diseñado la “Guía para la calidad de agua potable” con el fin de proteger la salud pública ante el consumo de agua potable. Las directrices establecen concentraciones máximas permisibles de sustancias, microorganismos y propiedades físicas que no tienen riesgo para la salud humana. Los criterios propuestos por la OMS son pautas que los países toman como base a la hora de realizar su propia legislación para regular la calidad del agua; sin embargo, los valores límite pueden ser adoptados o no, pues en muchas ocasiones los países son más laxos o más estrictos.

Las normas de calidad del agua potable permiten hacer un monitoreo de contaminantes por la autoridad ambiental del país, para así tener un control de los servicios públicos prestados a la población. Generalmente, los países desarrollados tienen políticas de calidad de agua potable más estrictas que los países de tercer mundo y países en vía de desarrollo, pues está demostrado que al tener una mejor calidad en la prestación y suministro de servicios públicos, como el abastecimiento de agua potable y saneamiento, aumenta el desarrollo económico de un país por una razón fundamentalmente: la disminución de los costos destinados a asistencia sanitaria, pues las enfermedades causadas por consumo de agua contaminada decrecen sustancialmente (WHO, 2011).

A continuación se describen los valores límite de concentraciones de la norma colombiana y las principales normativas internacionales, como lo son la de la OMS, de la EPA y la de Francia.



3.1 Normativa internacional.

Algunas de las normas más representativas a nivel mundial son, como se mencionó anteriormente, las de la OMS, las de Estados Unidos propuesta por la EPA y las de Francia.

3.1.1 Organización Mundial de la Salud

El manganeso no es regulado en la “Guía para la calidad de agua potable” de la OMS, dado que el elemento no causa problemas de salud en los niveles encontrados en el agua potable. Una concentración de 0,4 mg de Mn/L es necesaria para que una persona tenga efectos adversos en la salud (WHO, 2011). Sin embargo, se menciona que niveles mayores a 0,1 mg/L causan problemas de orden estético, con un cambio de color y sabor en el agua, pues con estos niveles se producen asentamientos y películas de manganeso en las tuberías y su posterior desprendimiento produce quejas de los consumidores.

3.1.2 EPA (United States Environmental Protection Agency)

La EPA es la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, fundada en 1970 con el fin de proteger la salud de los humanos y la del medio ambiente por medio de normas que permitan llevar a cabo su misión. La EPA es la entidad encargada de dirigir y liderar las ciencias ambientales de la nación estadounidense; es la máxima autoridad ambiental norteamericana. Dicha agencia regula la calidad del agua potable por medio de la “National Primary Drinking Water Regulation” de 2009, donde se indica un valor límite máximo de manganeso de 0,05 mg/L.



3.1.3 Norma Francesa

Francia, al igual que Estados Unidos, es uno de los países líderes a nivel mundial en términos de regulación de la calidad de agua potable suministrada a la población. La norma francesa del 11 de enero de 2007 regula el manganeso con un límite superior de 50 $\mu\text{g/L}$, lo cual corresponde a 0,05 mg/L.

3.2 Normativa nacional.

La normativa colombiana no es comparable a la francesa ni a la estadounidense, dado que estas dos son mucho más estrictas, pues determinan un valor máximo admisible de manganeso disuelto de 0,05 mg/L, lo cual corresponde a la mitad del valor propuesto por la OMS. Sin embargo, a pesar de que Colombia es un país en vía de desarrollo, tiene una normativa vigente para el control de la calidad del agua potable aceptable, que garantiza la seguridad de la población.

La legislación nacional de Colombia regula la calidad del agua potable por medio de la resolución 2115 del 22 de junio de 2007, expedida por el Ministerio de la Protección Social y el Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial del país.

3.2.1 Resolución 2115 de 2007

La normativa vigente en Colombia sigue la pauta propuesta por la OMS: regula la concentración de manganeso en un límite superior de 0,1 mg/L.



4 Naturaleza de los depósitos de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable.

Los depósitos o películas minerales de óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable pueden ocurrir mediante oxidación química y biológica del manganeso. El origen de la oxidación del manganeso soluble dentro de una red depende principalmente de las condiciones de concentración del desinfectante, lo que se encuentra directamente relacionado con la distancia que existe desde la salida del tanque de almacenamiento del agua ya potabilizada al punto a evaluar. A niveles elevados de desinfectante se inhibe la oxidación biológica y se estimula la oxidación química (Cerrato, et al., 2010).

A pesar de que las normas tanto nacionales como internacionales reglamentan concentraciones estandarizadas consideradas aptas para la obtención de agua de buena calidad (Capítulo 3), se ha evidenciado que niveles por encima de 0,02 mg/L de manganeso en el efluente de las plantas de tratamiento de agua potable promueven la oxidación del elemento, lo que generará posteriormente la formación de depósitos de óxidos de manganeso adheridos a las tuberías (Sly, et al., 1990). Cabe agregar que ningún país tiene reglamentada la norma de calidad de agua con concentraciones menores a las mencionadas, por lo que todas las redes de distribución de agua potable están en riesgo de sufrir eventos de coloración.

4.1 Origen químico

Siendo el manganeso soluble uno de los metales más difíciles de remover del agua en las plantas de tratamiento de agua potable debido a su lenta oxidación a la aireación y a ciertos agentes oxidantes, muchas plantas tienen una remoción ineficiente del mismo y, lo que no alcanza a ser retirado, se filtra a la tubería de la red matriz donde empieza a reaccionar con el químico remanente utilizado para la desinfección del agua en la planta. El desinfectante es llamado químico residual. El cloro es el desinfectante más utilizado en las plantas de tratamiento a nivel



mundial; sin embargo, también se usa dióxido de cloro, permanganato de potasio, peróxido, ozono, entre otros (Dickinson & Pick, 2002).

La oxidación por reacción química se produce en los lugares de las tuberías más cercanos a la salida del agua de la planta de tratamiento, donde se encuentran las mayores concentraciones de desinfectante, pues éste, a medida que la distancia aumenta en la red respecto a la salida del agua, se va disminuyendo de manera significativa y, por ende, menor cantidad de manganeso puede reaccionar para formar los óxidos insolubles. Una vez los óxidos de manganeso se forman, éstos viajan en compañía del agua potable por las tuberías hasta un punto en el cual alcanzan el estado de reposo y se depositan en sus paredes. Las partículas residen en la interface entre el material del tubo y el espacio donde se transporta el agua.

Por otro lado, muchas de las plantas que abastecen de agua potable a ciudades que tienen problemas serios de eventos de coloración de agua, tienen ineficiencias en el diseño y manejo de la etapa encargada de la remoción del manganeso que viene intrínseco en el agua captada. Dichas ineficiencias se deben principalmente al mal cálculo de contacto que debe existir entre el manganeso soluble y el agente oxidante utilizado para que efectivamente el metal se oxide completamente de valencia +2 a +4 antes de entrar a la etapa de filtración, pues no se deja el tiempo necesario, y tanto el manganeso soluble como el químico que no alcanzan a reaccionar entran al sistema de distribución de agua potable y empiezan a reaccionar con el desinfectante residual y todos los elementos, compuestos y especies que habitan dentro de las conducciones y el agua circundante.

Estudios han demostrado que el cloro residual libre es un agente oxidante de manganeso soluble muy efectivo; sin embargo la coloración simple no tiene muchos efectos sobre el metal (Mathews, 1947). El cloro residual libre es el cloro en forma de ion hipoclorito o ácido hipocloroso que entra a la red de distribución de agua potable, y es el responsable de inhibir el crecimiento y proliferación de microorganismos al interior de todo el sistema y de reaccionar con la materia orgánica todavía presente en el agua.



Sin embargo, existen métodos de desinfección del agua potable que pueden inhibir hasta cierto punto la oxidación del manganeso dentro de la red, tales como combinaciones de relaciones molares de cloro con amoníaco o cloro con dióxido de cloro (Sly, et al., 1990; Mathews, 1947).

Muchos autores afirman que al empezar la oxidación del manganeso soluble de manera relativamente lenta, cada vez se producen óxidos más rápidamente, pues los ya originados hacen que se formen ligandos y que la reacción se agilice (Mathews, 1947; Hao, et al., 1991; Van Benschoten & Lin, 1992; Debordea & von Gunten, 2008).

El hierro tiene una tasa de oxidación muy alta con respecto al manganeso; es incluso oxidable completamente a la exposición a aireación natural. Por el contrario, el manganeso es uno de los metales más difíciles de retirar del agua cruda captada. Las trazas de los dos elementos mencionados que ingresan al sistema de red de distribución son oxidadas por el desinfectante residual libre como se explicó; sin embargo, el hierro oxidado químicamente se deposita en los primeros kilómetros e inclusive metros de las conducciones, y el manganeso se deposita en lugares mucho más alejados (cerca del centro del sistema).

4.1.1 Cinética de la formación de los depósitos de óxidos de manganeso de origen químico dentro de la tubería de agua potable.

La extracción del manganeso soluble del agua cruda en las plantas de tratamiento de agua potable es una necesidad muy importante y, como se mencionó anteriormente, dicho elemento no puede ser removido por medio de oxigenación, ya que es un proceso sumamente lento al pH típico del agua cruda, el cual oscila entre 6 y 8, por lo cual se necesita la adición de un agente oxidante fuerte como lo es el permanganato de potasio (KMnO_4), cloro, dióxido de cloro, entre otros.

A la salida de la planta, una vez todos los procesos de potabilización se han llevado a cabo, el agua potable se debe transportar e iniciar el viaje por la tubería de la red de distribución hacia los hogares de los usuarios que requieren el servicio. El manganeso disuelto en el agua que no alcanza



a reaccionar en su totalidad, entra a las tuberías al igual que las trazas de oxidante utilizado para la oxidación química. Por otro lado, el desinfectante residual utilizado en la planta para desactivar la actividad de microorganismos, como virus y bacterias, que viven en el agua y causan daño a la salud humana, debe ser garantizado en todos los puntos de la red, con un mínimo de 0,3 mg/L y un máximo de 2mg/L.

La ineficiencia de la remoción del manganeso soluble dentro de la planta de tratamiento se debe principalmente a dos motivos: primero, al mal cálculo del tiempo de retención en la unidad oxidativa; es decir, que el agua no se deja el tiempo suficiente para que la reacción se lleve a cabo; y segundo, al inyectar una cantidad insuficiente de agente oxidante. Debido al ingreso a la red del elemento en su estado natural, el agente oxidante que no reaccionó y el desinfectante, el manganeso se oxida fácilmente dentro de la tubería para así transformarse en partículas insolubles, las cuales se convertirán después en depósitos de óxidos de manganeso de naturaleza química, adheridos a las paredes de las canalizaciones.

El químico desinfectante a utilizar en cada planta de tratamiento de agua potable se elige según las características del agua cruda y la tecnología a utilizar; sin embargo, el más común utilizado mundialmente es el cloro, por su gran capacidad desinfectante, así como por ser muy económico. Por otro lado, el agente oxidante más usado para la remoción del manganeso en las distintas plantas es el permanganato de potasio. Una combinación entre los dos compuestos (desinfectante residual y trazas de agente oxidante) dentro de la red es de gran complejidad, por lo cual en esta sección se evalúa la cinética del cloro en reacción con el manganeso.

4.1.1.1 Oxidación con cloro

A pesar de que no se conoce mucho el comportamiento de los óxidos de manganeso en las redes de distribución de agua potable, la cinética de la reacción que los produce químicamente se ha modelado, conociéndose los tiempos de oxidación y como ésta se ve afectada por los distintos factores externos.

Existen básicamente dos modelos cinéticos propuestos por dos científicos: el primero presentado por el profesor Hao en 1991, miembro de la ASCE y profesor asociado del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad de Maryland, Estados Unidos; y el segundo propuesto por el profesor Van Benschoten del Departamento de Ingeniería Civil de la Universidad Estatal de Nueva York en 1992.

Algunos autores alegan que la oxidación por cloro sigue siendo un proceso lento y los factores externos como de interacción de otros agentes oxidantes, materia orgánica, entre otros, se desconocen (Hao, et al., 1991). Se sabe que la oxidación empieza a darse de manera lenta con un tiempo de retraso o “lag time”, determinado según las cantidades de químico desinfectante adicionado y la concentración de manganeso soluble en el agua, y que, a medida que pasa el tiempo, la reacción se acelera. Lo anterior sucede debido a que los óxidos producidos ayudan a que el manganeso soluble se oxide más rápido, es decir, los MnO_2 producidos inicialmente lentamente van a reaccionar con el Mn^{2+} , el agua y el cloro, para así producir dos moléculas de MnO_2 mucho más rápido que lo que se produjo la primera molécula sin que existieran óxidos en el agua (ver Ecuaciones 3 y 4).

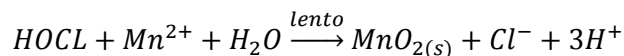
La cinética de la reacción es de primer orden y se modela con la ecuación diferencial que se muestra a continuación (Ecuación 1):

$$-\frac{d[Mn]}{dt} = k'_0[Mn][HOCL] + k'_1[Mn][HOCL]$$

Ecuación 1. Ecuación de la cinética de la reacción de oxidación del manganeso soluble en agua con cloro.

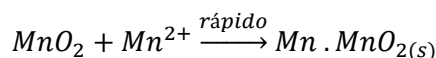
donde k'_0 y k'_1 son las constantes de velocidad de la reacción homogénea y heterogénea con valores propuestos por Hao de $6,4E^{-4} M^{-1} sec^{-1}$ y $4E^6 M^{-1} sec^{-1}$, respectivamente (Hao, et al., 1991) y por Van Benschoten, de $7,8E^{-3} M^{-1} sec^{-1}$ y $640M^{-1}sec^{-1}$.

El primer término de la ecuación hace referencia a la reacción homogénea directa entre el hipoclorito, el manganeso y el agua, los cuales generan una reacción de carácter lento, como ya se había mencionado, para producir el óxido de manganeso MnO_2 (ver Ecuación 2).

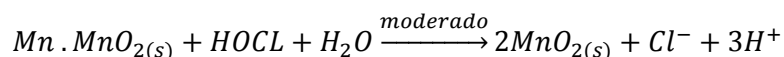


Ecuación 2. Reacción de producción de óxido de manganeso mediante cloro.

El segundo término hace referencia a la reacción heterogénea entre el óxido de manganeso producido en la Ecuación 2 y el manganeso soluble remanente por medio de una reacción rápida, y al producto de ésta en reacción con el agua y el hipoclorito de cloro residual por medio de una reacción de rapidez moderada, Ecuaciones 3 y 4.



Ecuación 3. Reacción de producción del ligando Mn-MnO₂.



Ecuación 4. Reacción de producción de óxido de manganeso mediante ligando Mn-MnO₂.

La cantidad estequiométrica requerida para oxidar 1 mg de Mn^{2+} es 1,3 mg de cloro residual, los cuales dividiéndolos por los pesos moleculares, determinan una relación molar Cl_2/Mn^{2+} de 1 (Hao, et al., 1991; Van Benschoten, 1993; McPeak & Aronovitch, 1983).

Para el modelo propuesto por Hao que se encuentra en la Figura 2 a continuación; se puede intuir que, a una relación molar de $Cl_2/Mn^{2+} = 1$, el tiempo muerto antes de que el manganeso empiece a oxidarse puede llegar a tener un valor cercano a los 350 minutos aproximadamente, lo cual corresponde a 5,8 horas, un tiempo bastante largo; si este fuera el caso, tal vez no existiría el problema de depósitos de óxidos de manganeso y, por ende, tampoco de coloración de agua. Sin embargo, en la mayoría de las plantas de tratamiento de agua potable, el cloro se encuentra en

exceso, por lo cual la reacción de oxidación se produce de manera rápida. Se ha reportado en estudios que para una oxidación parcial del 75% del manganeso en 1 hora (60 minutos), se debe tener 9,6 veces cloro en exceso o $Cl_2/Mn^{2+} = 9,6$ (Hao, et al., 1991).

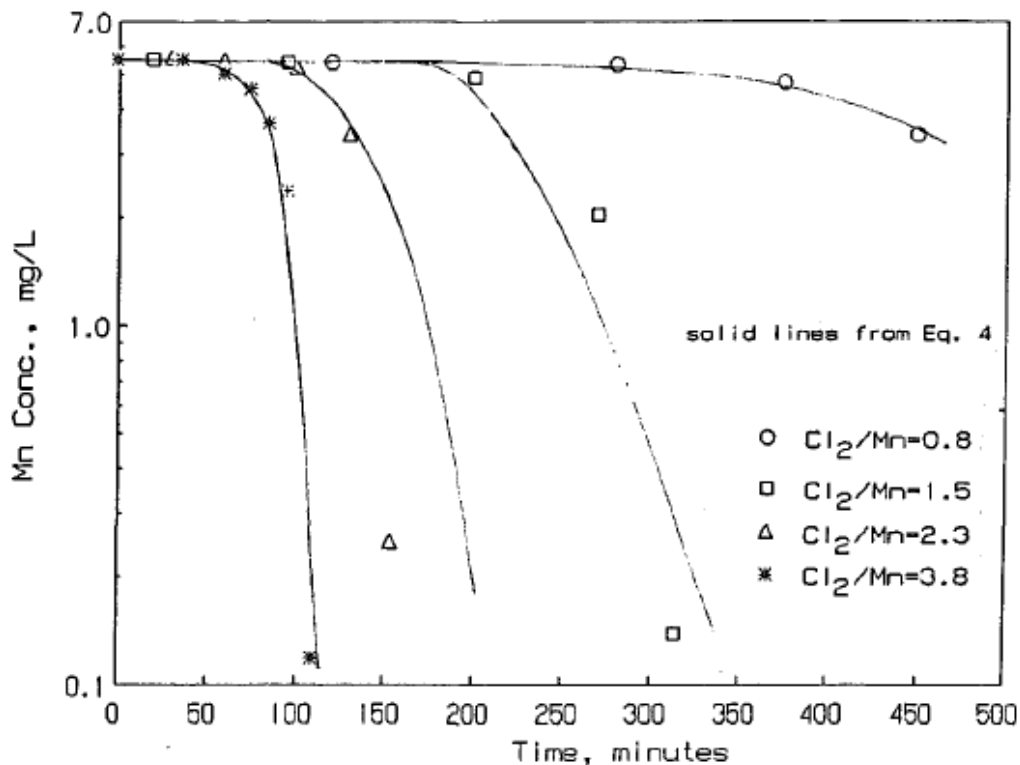


Figura 2. Gráfica en escala semi-logarítmica de la oxidación de Mn^{2+}

como función de la dosificación de cloro a pH de 8 (Hao, et al., 1991).

Adicionalmente, como se observa en la Figura 3, el pH del agua también altera la cinética de la reacción: a menor pH, más lenta se produce la oxidación del manganeso. De manera similar, se comporta la reacción con la variación de la temperatura: a menor temperatura, más lenta es la reacción.

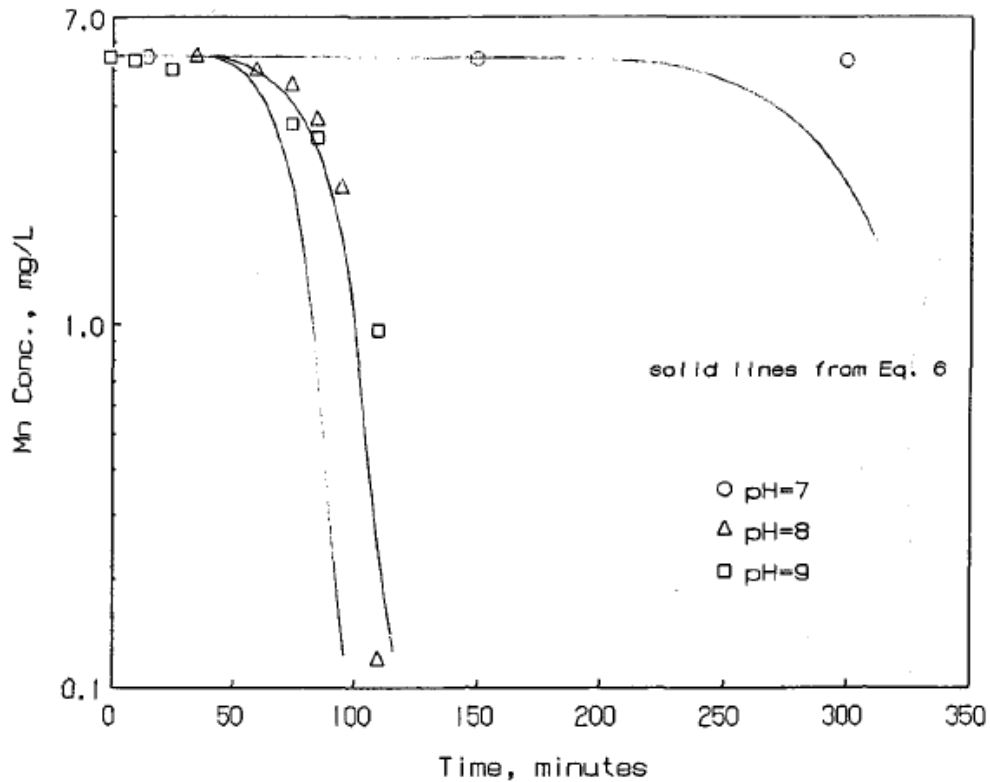


Figura 3. Gráfica en escala semi-logarítmica de la oxidación de Mn^{2+}

como función del pH a una relación molar de $Cl_2/Mn^{2+} = 3,8$ (Hao, et al., 1991).

Por otro lado, el modelo propuesto por Van Benschoten que se muestra en la Figura 4, presenta un comportamiento muy similar al hacer la comparación con la Figura 2. Adicionalmente, dicho autor muestra, a través de la Figura 5, los comportamientos en el tiempo de las especies producidas a una relación molar de 1,5. Como se puede observar, el manganeso soluble Mn^{2+} se oxida por completo en 300 minutos, lo cual equivale a 5 horas, mientras que los productos de las demás reacciones emergen, a medida que el Mn^{2+} se consume.

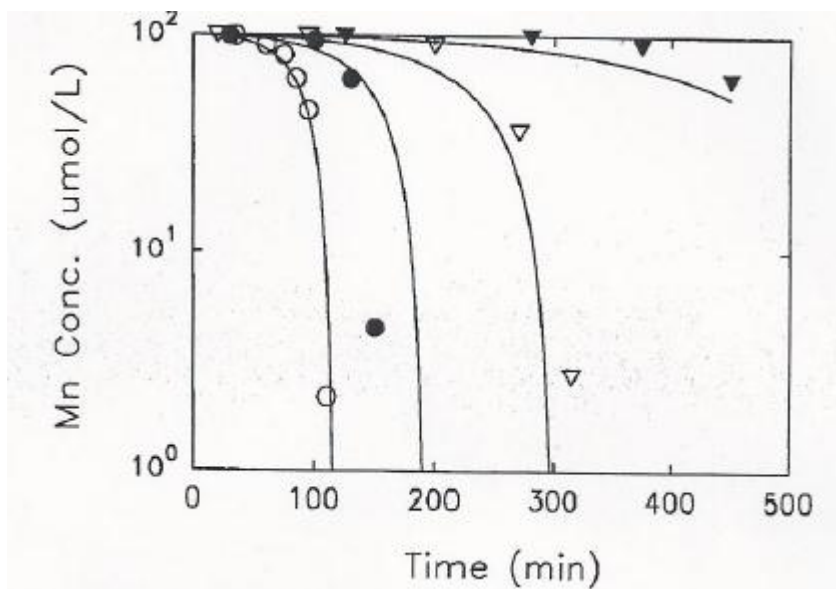


Figura 4. Gráfica de la oxidación de Mn^{2+} en función de la dosificación de cloro a pH de 8 (Van Benschoten, 1993).

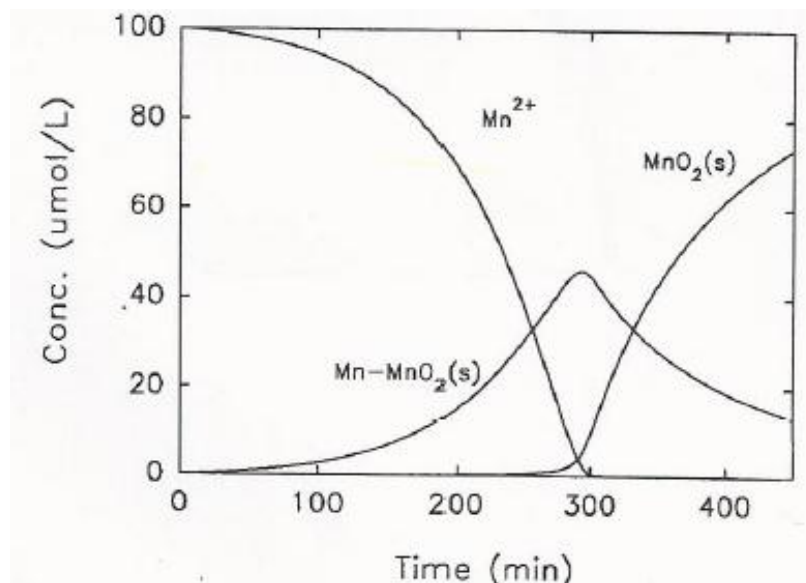


Figura 5. Predicción de las concentraciones de las especies producidas a $Cl_2/Mn^{2+} = 1,5$ (Van Benschoten, 1993).



A medida que manganeso soluble se consume por medio de la ecuación de la reacción 2, se producen óxidos de manganeso lentamente, los cuales reaccionan por medio de la ecuación 3 rápidamente con el manganeso disponible y se produce el ligando Mn-MnO₂. Dicho producto se encuentra en un máximo de 50 umol/L aproximadamente a los 300 minutos, donde la reacción finaliza debido a la ausencia de manganeso disuelto, dado que éste ya reaccionó completamente. Inmediatamente, el ligando se empieza a consumir por medio de la reacción en la ecuación 4, donde los óxidos de manganeso (MnO₂) empiezan a surgir de manera acelerada aproximadamente a los 450 minutos (7,5 horas). La reacción finaliza a una concentración de 70 umol/L (Van Benschoten, 1993; Van Benschoten & Lin, 1992).

4.2 Origen biológico

La oxidación biológica, como su nombre lo expresa, se produce a partir de microorganismos y bacterias que son capaces de oxidar el manganeso soluble dentro de la red, convirtiendo así el Mn²⁺ a Mn³⁺ y Mn⁴⁺. La forma más común de oxidación es el Mn⁴⁺, el cual, al unirse a una molécula diatómica de oxígeno, produce óxido de manganeso MnO₂.

La oxidación biológica ocurre cuando el agente utilizado en la desinfección del agua es insuficiente y ciertos segmentos de la red matriz tienen un mínimo o nulo acceso a desinfectante residual usado para controlar el crecimiento de las biopelículas y la proliferación de bacterias manganeso-oxidativas. La formación de óxidos de manganeso por medio de bacterias oxidativas también causa problemas de coloración de agua potable; sin embargo, son menos comunes y menores en peso en comparación con los depósitos de óxidos de manganeso de origen químico encontrados en algunas investigaciones (Sly, et al., 1990; Cerrato, 2005).

Los microorganismos vivos se encuentran en el agua tanto superficial como subterránea que es captada para realizarle un posterior tratamiento; sin embargo, estos microorganismos no se



remueven y alcanzan a filtrarse a la red de distribución, donde crecen y se replican en un medio idóneo de condiciones de desinfectante residual insuficientes para detenerlas y que ofrezcan un nivel de nutrientes aceptable para garantizar su supervivencia. Las bacterias, por medio de reacciones extracelulares (Dickinson & Pick, 2002), logran oxidar el elemento, convirtiéndolo en un óxido de manganeso y, posteriormente, en un depósito adherido a las paredes de las tuberías a través de los mecanismos expuestos en el Capítulo 6.

Algunas de las bacterias capaces de oxidar el manganeso soluble en el agua potable que transita por las redes de distribución de agua potable son: *Bacillus* spp, especies entre las cuales se clasifican las bacterias *Lysinibacillus fusiformis*, *Bacillus pumilus*, *Bacillus cereus*, *Bacillus sphaericus*, *Bacillus simplex* y *Brevibacillus brevis*; bacterias pertenecientes a *Pseudomonas* spp: *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas saccharophila*; *Brevundimonas nasdae* (Cerrato, et al., 2010), *Hyphomicrobium* (Sly, et al., 1988), *Gallionella*, *Leptothrix* y *Siderocapsa* (Dickinson & Pick, 2002), *Pedomicrobium manganicum*, *Metalogenium* spp. (Sly, et al., 1990), entre otras. Algunas de las bacterias oxidativas mencionadas tienen la capacidad de reducir el manganeso de valencia +3 y +4 a valencia +2, como la *Lysinibacillus fusiformis*, *Bacillus pumilus* y *Bacillus cereus* (Cerrato, et al., 2010).

Las redes de distribución de agua potable tratan de optimizar las concentraciones de desinfectante residual en el flujo de agua para mantenerlo dentro del rango establecido deseado a lo largo de todas las tuberías que la conforman. Desde hace muchos años, el estudio de prevención y reducción de formación de biopelículas y la proliferación de bacterias dentro de las tuberías transportadoras de agua potable es de gran importancia, y se invierten muchos esfuerzos y dinero en el tema, pues es de principal preocupación mantener y ofrecer el agua segura para el consumo humano. De esta manera, se explica que haya un mayor control en la formación de los depósitos de óxidos de manganeso de origen biológico.

4.2.1 Cinética de la formación de los depósitos de óxidos de manganeso de origen biológico dentro de la tubería de agua potable.

Las bacterias capaces de oxidar el manganeso soluble se encuentran dispersas en el agua que entra a las tuberías que conforman la red de distribución de agua potable donde, en su interior y a ciertas condiciones hidráulicas, químicas y físicas, proliferan y viven a manera de biopelículas adheridas a las paredes de las conducciones. Las bacterias empiezan la actividad oxidativa dentro de la red, más exactamente en la capa laminar viscosa entre la pared de la conducción y el flujo de agua donde se forman las biopelículas, oxidando el manganeso soluble presente en el agua a partir de reacciones extracelulares en condiciones pobres de desinfectante y a un pH adecuado para que las bacterias sean capaces de sobrevivir. Una vez el manganeso se ha oxidado, se convierte en una biopelícula de depósitos de manganeso.

La oxidación y reducción del manganeso por medio de bacterias se producen por una cinética de pseudo primer orden, representado por las Ecuaciones 5 y 6 que se muestran a continuación:

$$\frac{d[Mn_{transformado}]}{dt} = k_1[Mn_{transformado}]$$

Ecuación 5. Ecuación de la cinética microbiana de oxidación y reducción del manganeso (Cerrato, et al., 2010).

$$\ln[Mn_{transformado}] = k_1 t$$

Ecuación 6. Integración y separación de variables de la ecuación de la cinética microbiana de oxidación y reducción del manganeso (Cerrato, et al., 2010).

donde k_1 es la constante de velocidad de reacción, la cual puede tener un valor en el rango de $0,106 \text{ días}^{-1}$ a $0,659 \text{ días}^{-1}$ (Cerrato, et al., 2010).



Como se mencionó en el numeral 5.1.1.1, en la cinética de la formación de depósitos de manganeso de origen químico con cloro como agente desinfectante, también se forman ligandos Mn-MnO₂. A medida que se forman los óxidos de manganeso MnO₂, las partículas de Mn²⁺ soluble son absorbidas por el óxido, aumentándose así la velocidad de reacción y, por ende, la formación de óxidos de manganeso dentro de la biopelícula. La absorción que produce el óxido hacia el manganeso soluble se acelera o se beneficia a un pH mayor a 7 (Waite, 1990).

La oxidación por medio de reacciones físico-químicas es considerablemente más rápida que la reacción biológica producida por las bacterias oxidativas pues, como se puede observar en la Figuras 2, 3 y 4, la oxidación completa del manganeso soluble por cloro se da en cuestión de minutos y horas, mientras que la oxidación a partir de bacterias se produce en cuestión de días (Waite, 1990). Las reacciones biológicas llevadas a cabo en condiciones de pH entre 6 y 8 favorecen la actividad de las bacterias manganeso-oxidativas (Waite, 1990).

Resultados de investigaciones han revelado que, a mayor velocidad en condiciones de flujo turbulento, existe una mayor capacidad de adhesión de bacterias oxidativas a las paredes superiores de las tuberías. A dichas condiciones hidráulicas, se produce la fuerza necesaria para elevar las bacterias, permitiéndoles viajar desde la subcapa laminar viscosa hacia la superficie interna de la conducción. Adicionalmente, no es evidente la formación de óxidos de manganeso de naturaleza biológica producidos por medio del mecanismo de sedimentación (Sly, et al., 1988).



5 Características del agua en la fuente para que se produzcan depósitos de óxidos de manganeso en la tubería.

El manganeso es un metal que se encuentra naturalmente en la corteza terrestre y de manera abundante, por lo cual resulta diluido en las distintas fuentes de agua. La cantidad de manganeso soluble que se halla en los cuerpos de agua de los cuales se captan las aguas para posteriormente potabilizarlas en una planta, depende del tipo de fuente de donde se obtenga, pues en aguas subterráneas va a haber mucha más cantidad del elemento que en las aguas superficiales. Por otra parte, la concentración de manganeso en su forma soluble en agua también depende de las condiciones y características geotécnicas de la región donde se encuentra la fuente de agua, existiendo en algunos lugares más cantidad del elemento en el suelo que en otras. Por otro lado, se ha demostrado que la época del año o las estaciones también influyen en las concentraciones de manganeso soluble en los afluentes de las plantas; en los meses de verano, dichos niveles se ven notablemente elevados en comparación con los meses de invierno (Cerrato, 2005; Waite, 1990).

Cuando el manganeso se encuentra en grandes cantidades, se convierte en un problema para la empresa prestadora del servicio de agua potable, pues es un metal difícil de remover en la planta de tratamiento. Como se ha mencionado, el manganeso que no alcanza a oxidarse y a convertirse en manganeso insoluble para ser retirado posteriormente en procesos de filtración en la planta, pasa a las redes de distribución de agua potable, donde sufre procesos de oxidación tanto químicos como biológicos, y posteriormente las partículas se depositan en las paredes internas de las conducciones.

La oxidación química se produce al estar en contacto con el cloro residual o cualquier otro desinfectante utilizado, generando óxidos de manganeso sólidos, los cuales se aglomeran y se adhieren a toda la circunferencia de la conducción por medio de diferentes mecanismos. De igual forma, se produce la oxidación por medio de microorganismos, cuando el desinfectante se encuentra en cantidades mínimas y las bacterias oxidativas son capaces de sobrevivir.



La normativa que regula los niveles máximos de concentración de manganeso soluble Mn^{2+} para garantizar una calidad de agua adecuada, establece que estos son entre 0,1 mg/L en la mayoría de los países en vía de desarrollo y 0,05 mg/L en los países más exigentes, que corresponden a los países más desarrollados, potencias mundiales. Sin embargo, se considera y se ha demostrado que concentraciones mayores a 0,02 mg/L de Mn^{2+} facilitan y promueven la producción de óxidos de manganeso (Sly, et al., 1990), que después se convierten en depósitos, los cuales causan grandes problemas hidráulicos y también de orden estético, al generar un cambio en el color del agua que circula en las redes de distribución de agua potable.



6 Formación de depósitos de óxidos de manganeso en las tuberías.

Como se ha venido explicando a lo largo del documento, la oxidación del manganeso soluble Mn^{2+} tanto química como biológicamente al interior de la red matriz transportadora de agua potable, produce óxidos de manganeso insolubles en agua, partículas coloidales en suspensión. La materia particulada viaja por medio del fluido transportador interactuando con el agua, las paredes de las tuberías y todo su entorno, hasta que alcanzan un estado de reposo absoluto; es en este punto donde se convierten en un aglomerado transitoriamente estático llamado depósito.

La formación de los depósitos de óxidos de manganeso es influenciada por el tipo de material, parámetros químicos del agua, pH, temperatura, alcalinidad, concentración de materia orgánica, el tipo de desinfectante utilizado y la concentración de desinfectante residual con el que el agua entra a reaccionar en la red de distribución (Peng, et al., 2010).

Aunque algunos autores afirman que los depósitos se sitúan generalmente en la parte inferior de los tubos de las redes de distribución de agua potable por medio de la sedimentación (Alere & Hanaeus, 1997), otros alegan que éste no es el único mecanismo por medio de los cuales las partículas se asientan de manera transitoria en las conducciones (Sly, et al., 1988). Por dicha razón, llamar a los depósitos “sedimentos” no es adecuado ni correcto; es una idea errónea de la gente, no sólo del común sino de profesionales en el tema, que distorsiona el sentido de la palabra.

El óxido de manganeso se deposita en las paredes internas de las conducciones por medio de distintos mecanismos, descritos a continuación, los cuales causan adherencia de la partícula de óxido en la superficie del tubo. En el caso de las bacterias oxidativas de manganeso, éstas se transportan principalmente a partir de fenómeno de quimiostasis (Sly, et al., 1988).



6.1 Sedimentación

La sedimentación es el proceso por el cual las partículas sólidas en movimiento en la corriente de agua se asientan en una superficie con una velocidad determinada, llamada velocidad de sedimentación o de asentamiento. El principio y fuerza motora que hace que las partículas se sedimenten es la fuerza de gravedad ejercida sobre las mismas.

Bajo condiciones de flujo estático o considerablemente lento, generalmente en tuberías de diámetros grandes donde transita un caudal de agua bajo, prevalece la formación de depósitos de óxidos de manganeso por medio de efectos de la sedimentación. Las partículas de óxido de la superficie laminar viscosa caen hacia la superficie interna del tubo en una trayectoria similar al que se encuentra en la Figura 6.

Las partículas que viajan a través de las conducciones con un flujo de agua que transita a velocidades reducidas, se van aglomerando entre sí, formando flóculos cada vez más grandes. Por consiguiente, su velocidad de asentamiento aumenta progresivamente, hasta que finalmente hace contacto con la pared de la conducción.

Los depósitos formados por medio de sedimentación suelen ser de carácter predominantemente friccional, aunque también hay adhesiones cohesivas. Éste tipo de depósito se ubica en la parte inferior de la conducción, formando una cama de sedimentos, como se observa en las Figuras 1 y 7.

La velocidad y trayectoria de las partículas en sedimentación depende de la gravedad y de la velocidad del flujo de agua a la cual transite, como se observa en la Figura 6.

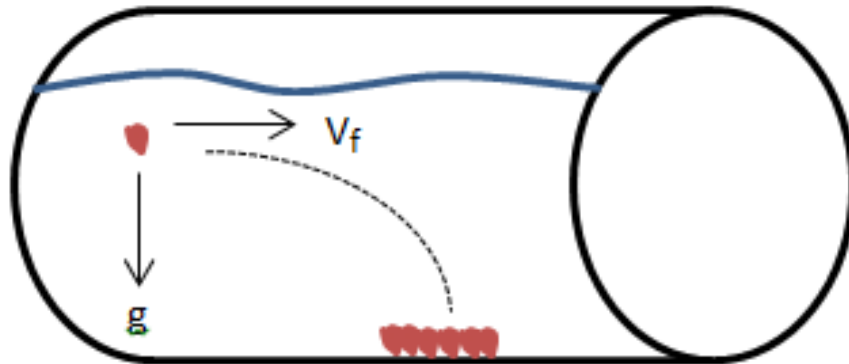


Figura 6. Esquema de la trayectoria de las partículas depositadas por sedimentación.

6.2 Fuerzas dinámicas

Bajo condiciones de flujo turbulento, prevalece la formación de depósitos de óxidos de manganeso por medio de fuerzas dinámicas (Sly, et al., 1988). Hay dos tipos de fuerzas dinámicas que se llevan a cabo entre una partícula de óxido de manganeso y la superficie de las tuberías en las cuales circula agua potable: las fuerzas de Van der Waals y las electrostáticas. Las primeras dominan las interacciones y, por ende, se adhieren más partículas a las paredes por medio de la atracción entre los dos cuerpos que genera el fenómeno (Viesser, 1995).

Como se ha mencionado a lo largo del documento, la formación de depósitos de óxidos de manganeso por medio del mecanismo de sedimentación, se forman a bajas velocidades en la parte inferior de la conducción. Por el contrario, la depositación a partir de fuerzas dinámicas ocurre a condiciones de velocidad superiores y se adhieren en todo la circunferencia interna de las tuberías como se observa en la figura 7 (Vreeburg & Boxall, 2007).

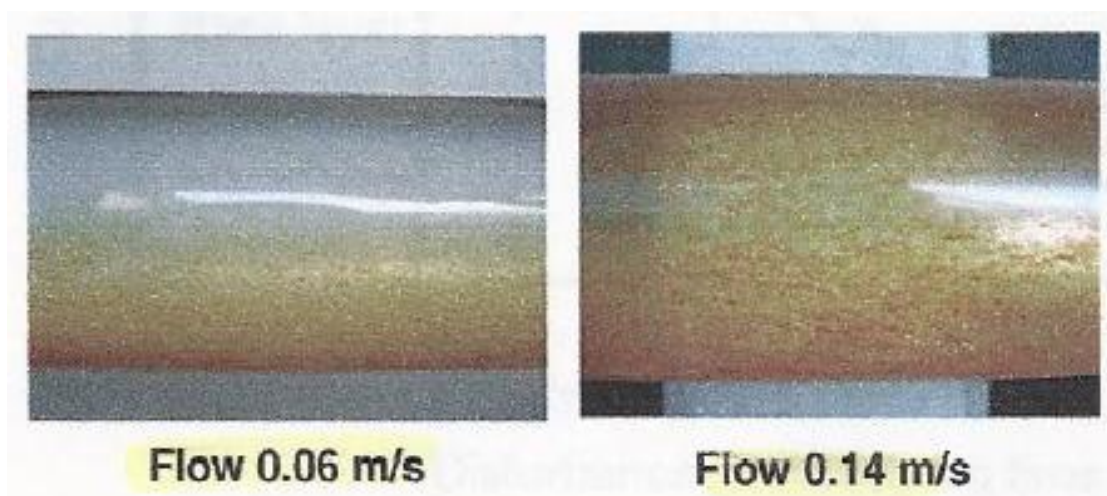


Figura 7. Formación de depósitos de óxido de manganeso según condiciones de velocidad de flujo (Vreeburg & Boxall, 2007).

6.2.1 Fuerzas de Van der Waals

La adhesión y remoción de partículas de carácter coloidal en una superficie son gobernadas por las fuerzas omnipresentes de atracción de Van der Waals (Viesser, 1995). El fenómeno de adhesión entre los dos cuerpos debido a fuerzas de Van der Waals se da por la atracción mutua que existe entre las moléculas a una distancia determinada. Dicha interacción entre las moléculas de óxido de manganeso y el material de las tuberías en una red de distribución de agua potable, produce el movimiento de las partículas de óxidos hacia la superficie interna de las conducciones y genera una adhesión entre los mismos, convirtiéndose en depósitos.

Las interacciones se determinan por las propiedades de la superficie del tubo y de la molécula, y no por las propiedades del flujo del agua que transita por las conducciones. La atracción entre dos cuerpos sólidos por medio del fenómeno de Van der Waals se lleva a cabo creando una capa en la superficie, de un espesor igual a la distancia entre la pared y la partícula (Viesser, 1995).

Las fuerzas de Van der Waals pueden ser calculadas cuantitativamente por medio de la siguiente ecuación siguiendo el esquema de la Figura 7.

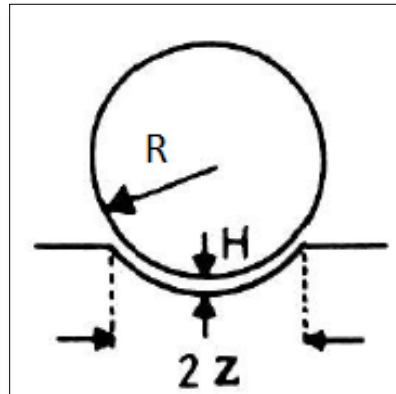


Figura 8. Esquema de la adhesión de una esfera-superficie (Viesser, 1995).

$$F_A = \frac{A R}{6 H^2} + \frac{A}{6 \pi H^3} \pi Z^2$$

Ecuación 7. Cálculo de la fuerza de Van der Waals (Viesser, 1995).

Donde:

A es una constante que depende del material y del medio en el cual se encuentre.

Z es el radio entre la esfera y la superficie.

R es el radio de la esfera.

H es el espacio entre la esfera y la superficie.

A medida que el material sea más denso electrónicamente, como es el caso de los metales puros, la constante A es más grande, por lo cual se van a producir fuerzas más elevadas. Lo anterior



asegura una atracción más fuerte entre los dos cuerpos y una adherencia más compacta (Viesser, 1995). Por otra parte, la deformación de la partícula de óxido de manganeso influye en el aumento en magnitud de las fuerzas de Van der Waals (F_A), debido a la ampliación del área de contacto entre partícula y superficie (Quesnel, et al., 2001).

6.2.2 Fuerza electrostática

Todos los materiales sólidos en un medio acuoso tienen una carga superficial, debido a la adsorción de iones presentes en el agua o debido a la disociación de su superficie por rozamiento y colisiones entre partículas o con las mismas paredes de la conducción (Rumpf, 1990; Viesser, 1995). Así pues, las partículas de óxidos de manganeso y la superficie del material de la tubería se atraen por medio de una fuerza electrostática, debido a las cargas opuestas que manejan.

Para que las partículas de óxidos de manganeso se adhieran a la pared de la tubería deben tener una carga contraria a la de superficie de la conducción; de lo contrario, la fuerza no sería de atracción sino de repulsión. Las fuerzas electrostáticas también juegan un papel dominante en la formación de depósitos de óxidos de manganeso; sin embargo, la adhesión de partículas a las superficies de las tuberías por medio de las fuerzas de Van der Waals se encuentran de manera más abundante.

La adhesión por medio de fuerzas electrostáticas es controlada por medio de la constante dieléctrica del líquido, la fuerza iónica, el potencial de la superficie, el tamaño de la partícula y la constante Hamaker (Viesser, 1995).

La formación de los depósitos de óxido de manganeso no se da por medio de un mecanismo específico, sino por una combinación de los tres mencionados anteriormente. La sedimentación prevalece en tuberías de gran diámetro donde transita poco caudal, por lo cual resulta una velocidad muy baja permitiendo que la gravedad deposite las partículas en el fondo del tubo. Por otra parte, los fenómenos de Van der Waals y fuerzas electrostáticas se producen cuando las



tuberías están parcialmente llenas con una velocidad de flujo mayor y un régimen hidráulico más turbulento. Los depósitos formados por medio de estos mecanismos se ubican principalmente en la parte inferior de la tubería.

Dados los tres mecanismos expuestos, las conducciones de las redes de distribución de agua potable tienen óxidos adheridos en toda la circunferencia de los tubos, y no únicamente los depósitos se conforman de sedimentos en su parte baja.



7 Desprendimiento de las partículas de óxidos de manganeso en las tuberías.

Las partículas sólidas que forman conglomerados entre sí y se depositan posteriormente en toda la circunferencia interna de las tuberías a partir de los mecanismos expresados previamente, son expuestas a ciertas acciones mecánicas, lo cual hace que los depósitos se desgasten, generando así el desprendimiento de los mismos de las paredes de las conducciones en un momento dado. Al desprenderse, las partículas comienzan a viajar con el flujo de agua, una vez más a través de la red matriz, hasta que se vuelven a depositar o hasta llegar a los grifos de los consumidores.

El espesor máximo del depósito sin que ocurra desprendimiento de partículas es exactamente igual al espesor de la subcapa laminar viscosa donde, como se explicó anteriormente, el flujo viaja a una velocidad cercana a cero y se produce un transporte de masa difusivo. Así pues, el espesor del depósito es controlado por la velocidad del flujo y, por consiguiente, por el esfuerzo cortante que éste produce por la fricción que ejerce el agua sobre las paredes de la tubería (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Los depósitos se forman en su estado estático hasta que ocurre un incidente o un cambio brusco y repentino en las condiciones hidráulicas, creando un esfuerzo cortante sobre la interface fluido-material, lo que produce un desprendimiento o resuspensión de las partículas de óxidos de manganeso hacia la red de distribución de agua potable (Alere & Hanaeus, 1997; Cerrato, et al., 2006).

A continuación se describen los diferentes mecanismos por los cuales los depósitos de óxidos de manganeso se desprenden de las paredes de las conducciones pertenecientes a las redes de distribución de agua potable. Existen cuatro mecanismos que desencadenan la suspensión de las partículas de óxidos de manganeso: abrasión, erosión, desprendimiento en masa y depredación. Las principales fuentes de suspensión de partículas son la erosión y el desprendimiento en masa, pues son los mecanismos que más volumen aportan al desprendimiento de éstas (Escovar & Saldarriaga, 2011).



7.1.1 Abrasión

El desprendimiento de partículas sólidas de óxidos de manganeso que conforman el depósito adherido a las paredes de las tuberías por medio de abrasión, se presenta cuando existe una alta turbulencia dentro de la conducción y se producen fuerzas axiales por medio de colisiones entre el material particulado que transcurre libremente por el agua que viaja en la tubería y las partículas de los depósitos o tubérculos ya fijados en las paredes (Rittman & Mc Carty, 2001; CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Las partículas que intervienen en el proceso de abrasión pueden partir de fuentes variadas, ya sea por el contacto entre los mismos tipos de óxidos que aún no se han logrado depositar o que ya se desprendieron aguas arriba, partículas provenientes de procesos de floculado en la planta que se filtran a las redes, el desgaste de las mismas tuberías y accesorios, entre otros. El desprendimiento por este tipo de fuerza mecánica se produce a pequeña escala, pues los choques, a pesar de que son cuantiosos y repetitivos, logran desprender fragmentos mínimos de la superficie del sólido.

7.1.2 Erosión

El desprendimiento causado por el fenómeno de erosión es el mecanismo que, según varios investigadores, contribuye a la remoción del depósito en las redes de distribución de agua potable, junto con el desprendimiento en masa que se explicará posteriormente (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Dicho mecanismo es de carácter lento pero a su vez continuo, y produce efectos importantes en la acumulación del depósito (Rittman & Mc Carty, 2001), pues desprende partículas pequeñas que conforman la superficie del sólido expuesta al flujo del agua, frenando el crecimiento del mismo.

Al igual que los desprendimientos causados por la abrasión, los resultantes del fenómeno erosivo logran “pulir” el depósito, ocasionando una disminución en la rugosidad del mismo, ya que éstos



remueven el material más superficial que existe en su matriz de composición (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). Así pues, el depósito logra estilizarse y volverse liso, lo cual le causa una estructura más firme y estable.

7.1.3 Desprendimiento en masa

A diferencia de los mecanismos dichos, el desprendimiento en masa o separación, como también es llamado, genera el desprendimiento de grandes fragmentos de masa que conforman un depósito. Es una pérdida repentina e intermitente de una porción grande de la película mineral, que logra modificar drásticamente su estructura y por ende su estabilidad (Rittman & Mc Carty, 2001).

El desprendimiento en masa de una película puede llegar a afectar toda su profundidad o espesor, causando la remoción de una gran porción del depósito (Rittman & Mc Carty, 2001). Los efectos de este tipo de mecanismo son, al contrario de la abrasión y erosión, un aumento en la rugosidad, ya que el sólido adherido pasa a ser más irregular y, como consecuencia, se obtienen cambios significativos en los patrones del flujo y un aumento en el esfuerzo cortante que propiciará posteriores desprendimientos por medio de cualquiera de los cuatro tipos expuestos (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Se ha demostrado científicamente que películas formadas que hayan permanecido por un mayor tiempo en la superficie de una tubería, es decir que tengan más edad de adhesión y lazos más fuertes tanto con el material del tubo como con las otras partículas que lo conforman, tienden a desprenderse en masa y a afectarse de manera más explícita que los depósitos jóvenes o que lleven poco tiempo de adherencia (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). Cabe agregar que los depósitos de más edad tienen mayor espesor y, por lo tanto, hay una mayor probabilidad de que ocurra el desprendimiento en masa.



Los depósitos que sufren fenómenos abrasivos y erosivos muy difícilmente se van a ver expuestos al desprendimiento en masa pues, como se mencionó, adquieren una mayor estabilidad debido a que su superficie se torna más lisa. Sin embargo, cuando una película sufre el proceso de desprendimiento en masa, siempre está el riesgo de que se desprenda el depósito por completo o que éste se fraccione, convirtiéndose una parte en un fragmento más o menos estable, bien adherido a la superficie, y otra parte en un fragmento supremamente inestable, que muy probablemente siga experimentando este tipo de mecanismo de remoción de manera espontánea (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

7.1.4 Depredación

Este mecanismo es el que menos aporta en masa al desprendimiento de depósitos de óxidos de manganeso adheridos a las paredes de las conducciones de las tuberías que transportan agua potable. Para el caso de las biopelículas, el término “depredación” se utiliza cuando hay presencia de microorganismos bacterianos que se alimentan de las colonias que hacen parte de las mismas, y hay un proceso de selección natural (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). Sin embargo, cuando se habla de depredación en el ámbito de películas minerales, el término “depredación” hace referencia al proceso que realizan las bacterias de reducir los óxidos de manganeso MnO_2 a manganeso soluble Mn^{2+} .

Cuando sucede la depredación en los depósitos, se realiza el ciclo contrario al que ocurrió cuando el manganeso soluble que entró a la tubería se oxidó biológicamente y se convirtió en una partícula soluble que tiempo después se depositó. Muchas bacterias oxidativas del manganeso tienen la capacidad de reducir el mismo elemento; microorganismos como *Lysinibacillus fusiformis*, *Bacillus pumilus* y *Bacillus cereus* (Cerrato, et al., 2010), los cuales pueden oxidar el manganeso soluble a MnO_2 y también producir lo contrario: reducir de Mn^{2+} a MnO_2 .

Aunque todos los mecanismos expuestos aporten al desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso adheridos a las superficies de las tuberías que componen una red de distribución



de agua potable, el que más produce efectos en el fenómeno de la coloración de agua es el desprendimiento en masa pues, como se explicó, es el más significativo en términos de remoción de grandes pedazos de sólido; puede hasta llegar a eliminarlo por completo de la pared de la conducción. El desprendimiento en masa es el mecanismo que más aporta color al agua dentro de una red matriz y el principal causante de las quejas de los consumidores del agua potable hacia la entidad prestadora del servicio por coloración del agua que fluye dentro de la red.

A pesar de que existen los cuatro métodos explicados, un depósito no se desprende por un único mecanismo ni por cada uno por separado, sino por la combinación de todos en un rango de tiempo. Así pues, los desprendimientos se llevan a cabo con una variedad de tamaños de partículas: fragmentos tanto minúsculos como grandes en tamaño.



8 Efecto de los materiales de las tuberías en la formación y desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso.

El nivel de adhesión, desarrollo y posterior desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso depende en gran medida de los tipos de materiales de las tuberías que componen la red de distribución de agua potable. Por tal motivo, la comprensión del comportamiento del conjunto depósito-superficie en los diferentes materiales es definitiva a la hora de evaluar la calidad del agua con respecto a eventos de turbiedad y coloración de agua.

Cada material tiene sus propias características únicas que definen la manera en la cual interactúan con el ambiente; el agua y los componentes químicos y biológicos que se encuentran dentro del agua como en las superficies de las tuberías. Las propiedades principales a evaluar son la rugosidad, humectabilidad y sus propiedades adhesivas (Wricke, et al., 2007). El material a utilizar en las redes de distribución de agua potable es elegido por la empresa encargada del diseño y construcción de la misma de acuerdo a sus propiedades, necesidades y presupuestos.

En el presente documento se evalúan las propiedades de tuberías de PVC y de hierro, materiales comúnmente utilizados en las redes de distribución de agua potable de los diferentes países del mundo.

8.1 Tuberías de PVC

El polivinilo de cloruro, comercialmente llamado por sus siglas PVC, es un polímero termoplástico formado por cadenas repetitivas de vinilo de cloruro, formadas por medio de un proceso de polimerización. Las resinas del plástico son utilizadas en múltiples industrias para la construcción de elementos que tienen diferentes funciones como: juguetes, botellas, tubería para diferentes fines como la conducción de agua potable, sanitaria, ventilación, eléctrica y fibra óptica, entre otros.



La tubería de PVC tiene ciertas propiedades que la convierten en óptima para la función de transportar el agua potable. El PVC tiene una estructura amorfa con átomos polares en la estructura molecular. El material se caracteriza por ser químicamente estable, de larga duración y altamente resistente a la oxidación por oxígeno del ambiente y otras sustancias oxidativas, a los ácidos, alcalinos y a químicos inorgánicos (PVC Organization, 2012).

El polivinilo de cloruro es un material no polar, incapaz de intercambiar electrones con iones como el manganeso. Por dicha razón, las partículas de óxidos de manganeso adheridos a las paredes de las tuberías de PVC en forma de depósitos, se unen de manera superficial. Cuando el agua potable fluye de manera constante por la tubería, el depósito se encuentra en forma de una película de color café oscuro de textura gelatinosa. Por el contrario, cuando la tubería deja de transportar agua continuamente, el depósito toma un aspecto quebradizo (Cerrato, et al., 2006).

Debido a propiedades inertes tanto químicas como electroquímicas, los sólidos de óxidos de manganeso son más fáciles de desprender de las paredes de las conducciones de material de PVC. Por ende, son mayores los problemas de coloración de agua potable en zonas donde prevalece la utilización de tubería de dicho material en las redes de distribución.

Por otra parte, el desprendimiento de las partículas se vuelve más evidente cuando el servicio de agua potable se interrumpe por unas horas y se restablece después, ya que, como se mencionó anteriormente, las partículas interactúan superficialmente con la tubería sin el respaldo de enlaces de electrones; tan sólo se unen por medio de fuerzas friccionales, las cuales resultan débiles al ejercer un esfuerzo cortante elevado repentinamente en el depósito seco y fraccionado. Aun así, se ha comprobado en pruebas que la tasa de desprendimiento del depósito en condiciones de flujo constante, a pesar de no ser igual a las de flujo interrumpido, es muy alta (Cerrato, et al., 2006).

Estudios realizados en Tegucigalpa, Honduras, han arrojado resultados concordantes con la teoría expuesta, pues en la red de distribución de dicha ciudad se reporta un mayor número de quejas referentes a la coloración del agua de hogares en zonas que reciben el servicio de agua potable de tubería donde predomina el PVC en la red (Cerrato, 2005).



8.2 Tuberías de hierro

El hierro ha sido el material más utilizado para la fabricación de tuberías para el tránsito de aguas industriales y municipales a nivel mundial. Existen variaciones de las tuberías basadas en hierro utilizadas para el transporte de agua potable, como son: el hierro galvanizado, el hierro dúctil y el hierro fundido; el comportamiento de éstas se determina por las propiedades intrínsecas del hierro como tal y por las interacciones con los distintos materiales que fluyen con el agua o que se originan en ella (Cook & Boxall, 2011). Las tuberías de hierro, al ser expuestas al agua y a otros materiales, son altamente corrosivas, por lo cual se debe tener especial cuidado con este aspecto.

En el caso concreto de la utilización del hierro en las redes de distribución de agua potable, resulta óptimo dado que dicho material ofrece propiedades únicas para la conducción de aguas, pues las tuberías son altamente seguras y resistentes a posibles fallas que se pueden originar, como con los movimientos de tierra o con el simple transporte de las mismas hacia el lugar de instalación. Las tuberías de hierro son prácticamente irrompibles; en condiciones de operación normales en una red matriz de una ciudad o municipio, son altamente resistentes a la tracción para contrarrestar cargas externas severas y altas presiones (Asumicol, 2012).

Los depósitos de óxido de manganeso en conducciones de hierro tienen apariencia de corrosión; es decir, no hay una notable separación entre la película mineral y la pared de la conducción. Por el contrario, el depósito parece una extensión de la tubería. Lo anterior se debe a la interacción química y electrónica del óxido con la superficie del tubo y la capacidad que éste tiene de intercambiar electrones con otros elementos como el hierro, por ejemplo. En ocasiones, su co-depositación permite que el manganeso haga parte del proceso de corrosión dentro del tubo (Cerrato, et al., 2006).



Figura 9. Depósitos de óxidos formados en una conducción de agua potable de hierro (Wricke, et al., 2007).

Al reaccionar el depósito electrónicamente con el material del tubo de hierro, tiene un mayor poder de adhesión que en el caso de los tubos de PVC. Por lo anterior, se afirma que una red matriz compuesta principalmente por tubería de hierro va a tener dificultades de disminución de diámetro a largo plazo, pues mayores cantidades de material particulado se depositarán y se mantendrán en las paredes por un tiempo extenso indeterminado, mientras que en tuberías de PVC se depositará menor cantidad de material y se desprenderá más rápidamente, causando problemas de coloración de agua.

Al igual que en las tuberías de PVC, en condiciones de sequedad en los tubos de hierro a causa de la suspensión del servicio y el posterior restablecimiento, los desprendimientos de los depósitos de óxidos de manganeso son más elevados que en condiciones de flujo continuo por la misma razón que en el caso del PVC; la turbulencia y el esfuerzo cortante hacen efecto sobre el depósito que no experimentaba flujo alguno en las últimas horas (Cerrato, et al., 2006). En esta ocasión, la diferencia entre el desprendimiento de los óxidos de manganeso a condiciones de flujo constante



e intermitente son muy diferentes, pues el esfuerzo cortante que aporta el agua a condiciones de flujo continuo no hace un efecto significativo en los depósitos, dado que la fuerza de adherencia es muy grande entre los óxidos y el material de la conducción.

Contrariamente a los resultados obtenidos en el estudio en Tegucigalpa, las quejas de los consumidores referentes a la llegada del agua con aspecto desagradable al grifo de agua potable en casas ubicadas en zonas donde predomina la tubería de hierro, son significativamente reducidas. Por lo anterior, se concluye y se afirma que los óxidos de manganeso adheridos a las tuberías de hierro se unen a las paredes con una fuerza más potente debido a los enlaces de electrones que se forman entre el material de la conducción y el manganeso.



9 Mecanismos de remoción y lavado de los depósitos de óxidos de manganeso dentro de la tubería.

Como se ha mencionado a lo largo del documento, el hecho de que existan depósitos de óxidos de manganeso al interior de las redes de distribución de agua potable no sólo ocasiona problemas de coloración del agua potable, sino una disminución de diámetro y un aumento en la rugosidad en el interior del material de la tubería. Lo anterior puede generar un grave problema, dado que se alteran las capacidades y eficiencias hidráulicas en el transporte de agua, un aumento de la fricción sometida al flujo y por ende un menor caudal, menores velocidades de flujo y mayores pérdidas. Por las razones mencionadas, se hace necesaria la implementación de mecanismos de lavado de manera periódica, siendo un recurso habitual de operación para que se puedan garantizar unas condiciones de flujo eficientes y una buena calidad de agua (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Se han invertido grandes esfuerzos en encontrar la manera de remediar los efectos que producen tanto las biopelículas como las películas minerales, entre las cuales se encuentran los depósitos de óxidos de manganeso. Para ello, la manera más efectiva hallada hasta el momento para limpiar las redes y aumentar la calidad estética del agua son los lavados de flujo a presión, como lo son los lavados hidráulicos tanto convencional como unidireccional. Sin embargo, también existe otro tipo de tecnologías de lavado, tal como la limpieza mecánica, en la cual se encuentran el lavado con inclusión de aire, el uso de materiales absorbentes y abrasivos, y el lavado por medio del dragado de sedimentos que, aunque son mecanismos de control, no son tan comunes como los lavados hidráulicos (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

9.1 Lavado hidráulico

El lavado hidráulico es el método más utilizado junto con la limpieza con aire (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009) por las empresas prestadoras de servicio de



agua potable para provocar el desprendimiento forzado de películas tanto minerales como biológicas. La función del lavado es aumentar el esfuerzo cortante por medio del incremento repentino de la velocidad del flujo de agua que, como se ha mencionado anteriormente, induce el desprendimiento de los depósitos adheridos a las paredes internas de las conducciones.

Los lavados más comunes utilizados para limpiar las tuberías e inducir el desprendimiento de los óxidos en las redes de distribución de agua potable y evitar un evento de coloración de agua repentino son el lavado hidráulico convencional y el unidireccional, los cuales serán descritos con detenimiento a continuación. Sin embargo, el lavado hidráulico no es eficiente en tuberías de gran diámetro (mayor a 12”), pues los caudales del flujo a presión requeridos son muy elevados para obtener la velocidad y el esfuerzo cortante adecuado alrededor de toda la tubería, lo cual no resulta fácil de asegurar (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Este tipo de lavado resulta eficiente para remover e inducir el desprendimiento tanto de las biopelículas como de los depósitos de óxido de manganeso formados por sedimentación y por fuerzas dinámicas alrededor de las paredes internas de las tuberías que conforman la red de distribución de agua potable.

La función del lavado es aumentar de manera drástica el esfuerzo cortante, para que así el flujo de agua logre erosionar los depósitos y biopelículas adheridas a las conducciones y removerlos de manera definitiva de la red (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

9.1.1 Lavado convencional

El lavado hidráulico convencional consiste en abrir las válvulas e hidrantes de un segmento de la red de distribución de agua potable en puntos de baja presión y puntos muertos principalmente, donde el consumo del agua en chorros sea mínimo, por un tiempo indeterminado y sin seguir un orden específico (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). La



apertura de las válvulas y los hidrantes permiten que el flujo de agua salga de la red arrastrando las partículas erosionadas y el agua no deseada. En el momento que se tenga la calidad de agua deseada, se cierran las válvulas y se restablece el servicio a la comunidad.

Este método de lavado, aunque remueve sedimentos y biopelículas en las tuberías, se hace de manera superficial, pues remueve los que están adheridos con menor fuerza cohesiva y donde, por consiguiente, predomina la adherencia friccional; es decir, los depósitos y películas más jóvenes. Los efectos del lavado hidráulico convencional no son duraderos, por lo cual se debe realizar de manera repetitiva. En algunas partes del mundo con estaciones, se realiza cada tres meses y en otras, donde no existen estaciones, cada dos años (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Este tipo de lavado es usado como medida correctiva y como respuesta inmediata a las quejas presentadas por los usuarios. Este método también se utiliza después de hacer mantenimientos generales regulares a las tuberías y accesorios, puesto que al realizarlas se deteriora la calidad del agua. Resulta fácil de realizar ya que no requiere planeación previa y se necesita únicamente un operario capaz de realizar la tarea (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

La velocidad ideal recomendada por la American Water Works Associations (AWWA) para la remoción de los depósitos superficiales es de 1,5 m/s; sin embargo, estudios demuestran que una velocidad de 1,8 m/s puede llegar a ser más adecuada (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Para el diseño del lavado hidráulico convencional, se deben elegir los segmentos de tubería que tengan baja presión y puntos muertos, que es donde se deposita más cantidad de óxidos. Estos puntos son llamados puntos calientes. El lavado de los puntos calientes, desde donde se desprende un mayor volumen de depósitos y se genera la coloración del agua, ayuda como medida de solución inmediata a las quejas de los consumidores.



9.1.2 Lavado unidireccional

El método de lavado hidráulico unidireccional es una variación del lavado convencional, con la diferencia de que a la hora de realizarlo, no se abren todas las válvulas e hidrantes de un determinado sector, sino que se abren y se cierran las válvulas e hidrantes de cierta manera, para que el agua quede fluyendo en una única dirección, con un valor promedio de velocidad recomendado de 1,8 m/s (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). De esta manera, el flujo de agua de lavado puede alcanzar unas velocidades más elevadas, por lo cual se puede desprender mayor volumen de depósitos.

Las partículas removidas recorren cierta distancia en la misma dirección hasta salir de la red, y no ocurren eventos como en el lavado convencional, que partículas removidas pueden llegar a fragmentos de red que ya ha sido lavada y volverse a ensuciar. Por las razones expuestas, el lavado unidireccional es mucho más efectivo que el convencional, sumándole a esto que es un método menos costoso, ya que se utiliza una menor cantidad de agua para la realización del lavado.

Se recomienda hacer los lavados de este tipo en horas de bajo consumo de agua potable, los cuales dependen de la región en donde se encuentre establecida la red; sin embargo, se puede afirmar, de manera general, que estos horarios están comprendidos entre las 11 de la noche y las 5 de la mañana (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). Los lavados hidráulicos unidireccionales se deben repetir de manera periódica cada vez que la entidad prestadora del servicio lo tenga planeado. En ciudades de países desarrollados se llegan a realizar hasta cada dos meses (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009).

Contrariamente al lavado hidráulico convencional, el cual se lleva a cabo principalmente como respuesta a las quejas de los consumidores por mal olor, color y sabor, y para recuperar de manera instantánea pero momentánea la calidad del agua, el lavado unidireccional es una medida preventiva que requiere una planeación previa y se lleva a cabo para evitar que eventos de coloración de agua lleguen a los grifos de los consumidores y se reporten nuevas quejas.



Dicha estrategia de limpieza de una red matriz alcanza a remover grandes volúmenes de películas tanto minerales como biológicas, y debido a su alta eficiencia, bajo costo y el requerimiento de tan sólo dos operarios para llevarlo a cabo (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009), es la técnica más aplicada para este fin a nivel mundial.



10 Casos de estudio

A través del tiempo, se ha tratado de combatir el problema de los eventos de coloración de agua potable en las diferentes redes de distribución; sin embargo, aún no se ha encontrado la manera de prevenirlos. A continuación, se expondrán diferentes casos de estudios nacionales e internacionales.

10.1 Bogotá, Colombia

El sistema de Tibitoc abastece a Bogotá y algunos municipios como Sopó, Gachancipá, Tocancipá, Cajicá y Chía (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009), suministrando un caudal de $4,66 \text{ m}^3/\text{s}$, el cual corresponde al 26% del agua total que circula por la red matriz de la ciudad capital y municipios aledaños. La planta se ubica 50 km al norte de la ciudad, entre los municipios de Sopó y Zipaquirá, por lo cual el agua tratada debe recorrer grandes distancias dentro de tuberías de distintos tamaños para así llegar al usuario final.

La planta de tratamiento de agua potable de Tibitoc es una de las más importantes de Colombia y la segunda en importancia en Bogotá. Tiene una capacidad máxima de tratamiento de $10,5 \text{ m}^3/\text{s}$, aunque actualmente sólo abastece a la ciudad y los municipios mencionados con $4,66 \text{ m}^3/\text{s}$. La planta capta el agua del río Bogotá y es tratada para proveer agua potable de buena calidad a la población; sin embargo, el afluente de la planta se caracteriza por tener valores elevados de turbiedad y color (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009), siendo una de las principales preocupaciones de la empresa concesionaria que se encarga de la operación y mantenimiento de la misma.

La planta trabaja con una unidad de remoción de manganeso por oxidación química con permanganato de potasio, y utiliza cloro gaseoso como desinfectante. El agua tratada en Tibitoc sale a través de tuberías de 60" y 78" en sentido norte-sur (CIACUA (Centro de Investigación de



Acueductos y Alcantarillados), 2009), iniciando su extenso recorrido a través de estos grandes diámetros y distribuyéndose por diferentes tuberías de distintos tamaños, hasta llegar a su destino final.

Tibitoc cumple de manera estricta con la Resolución 2115, cumpliendo todos los estándares de calidad de agua; sin embargo, los niveles de manganeso total a la entrada de la planta son elevados, aunque inferiores a la norma colombiana, con un valor de 0,08 mg/L, y a la salida de la planta de 0,041 mg/L, en promedio para el año 2008. Siendo aproximadamente el 90% del manganeso total soluble, se nota que el proceso de remoción de manganeso soluble dentro de la planta es ineficiente y no se está llevando a cabo de manera adecuada, pues tan sólo logra disminuir de 0,072 mg/L a 0,0369 mg/L de Mn^{2+} .

La turbiedad y el color aparente son parámetros asociados con altos niveles de partículas de manganeso insolubles formadas por medio de la oxidación del manganeso Mn^{2+} , ya sea química o biológica, partículas que son responsables de los eventos de coloración del agua. El mayor reto es controlar o prevenir los eventos de coloración de agua ocasionados por la oxidación de metales, principalmente el manganeso, dentro de las tuberías, generando depósitos que se adhieren a las paredes y posteriormente se desprenden, causando así la coloración del agua. Concentraciones mayores a 0,02 mg/L de Mn^{2+} promueven la depositación de los mismos (Sly, et al., 1990).

Las tuberías de 60" y 72" corresponden a tubos de gran diámetro, que al transportar un caudal inferior a 6 m³/s, significa que la altura del nivel de la película de agua es muy baja, lo que genera una velocidad baja del agua y unas condiciones propicias para que los óxidos formados se depositen en las paredes de las conducciones, ya sea por sedimentación o por fuerzas dinámicas.

La resuspensión de las partículas depositadas en las paredes de las conducciones genera una alta turbiedad en el agua y, por lo tanto, la coloración de la misma, tomando ésta un color entre rojo, café y negro, que genera problemas de orden estético e inconformidad de los usuarios con el sistema. Los eventos de coloración de agua potable en Bogotá se han visto evidenciados en múltiples ocasiones, observándose que todos fueron ocasionados por cambios en la operación



que afectan la hidráulica en las tuberías de las líneas Tibitoc-Usaquén o Tibitoc-Casablanca, los cuales generan la resuspensión de las partículas al interior de la conducción.

En marzo del año 2008, se presentó un evento de coloración de agua, en el cual, según el estudio realizado por el grupo de investigación CIACUA de la Universidad de Los Andes, se observó que estuvo relacionado estricta y proporcionalmente con la turbiedad y la cantidad de manganeso total en las tuberías evaluadas.

El estudio se realizó fijando puntos de evaluación llamados pilas, a través de la tubería saliente de la planta de Tibitoc hacia la ciudad de Bogotá. En tales puntos, se tomaron medidas de turbiedad y concentración de manganeso total. En la pila denominada Villa del Prado, situada en la calle 170 con Autopista Norte, se evidenció una gran cantidad de manganeso total con una concentración de 0,0744 mg/L, lo cual equivale a 80% en exceso en comparación a la concentración entrante a la red anteriormente dicha. Esto demuestra que el manganeso está reaccionando químicamente con el cloro residual en los primeros kilómetros de la tubería, convirtiéndose en manganeso insoluble en agua MnO_2 .

Durante los años 2005, 2006 y 2007, el manganeso total disminuye a medida que la distancia desde la planta aumenta, a diferencia del año 2008, donde su efecto es contrario: la concentración de manganeso total aumenta a medida que la distancia aumenta. Por lo dicho anteriormente, se evidencia la causa del evento de coloración, pues durante los años anteriores el manganeso había estado depositándose, almacenándose dentro de la tubería, y en el 2008 una parte de dichos depósitos fue resuspendida en el agua, saliendo así una mayor cantidad de manganeso total del que estaba entrando en la red de distribución de agua potable.

El caudal que constantemente sale de la planta de Tibitoc hacia la red de distribución de agua potable genera una carga de 5 toneladas métricas al año de manganeso total a las tuberías que transportan únicamente agua proveniente de Tibitoc (CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009). Dicha carga es muy grande y, teniendo en cuenta que el manganeso soluble corresponde al 90% del manganeso total, una concentración de 4,5 toneladas al año se expone a procesos químicos, biológicos y mecánicos a lo largo de la red, y se almacena



como óxido de manganeso al interior de la conducción donde, tiempo después, se desprende por medio de diferentes mecanismos causados por cambios hidráulicos dentro de los tubos, causando así los infalibles eventos de coloración de agua.

En el mes de mayo del año 2012, se produjo el rompimiento de una de las líneas principales de la red de distribución de agua potable de la ciudad de Bogotá: la línea de 60” en la Calle 134 con Carrera 9, la cual proviene directamente de la planta de Tibitoc. Se cree que la principal causa de la ruptura fue la acumulación de depósitos minerales compuestos en su mayoría por óxidos de manganeso, los cuales corroyeron la conducción al punto de generar el deterioro definitivo del segmento de tubo.

10.2 Tegucigalpa, Honduras

El acueducto responsable de suministrar la mayor cantidad de agua a la población de Tegucigalpa es “La Concepción”. El prestador del servicio es responsable de proveer de agua potable al 60% de la población, lo cual equivale aproximadamente a 900.000 personas. Su red de distribución tiene aproximadamente 7,5 km de longitud, los cuales son responsables de transportar 1200 L/s, que corresponden a la capacidad máxima de producción de la planta de Drégmont (Cerrato, 2005).

La planta de tratamiento fue puesta en marcha a principios de los años 90, siendo su vida de operación hasta la fecha de 22 años. Hace aproximadamente 15 años, desde 1998, se han venido reportando innumerables quejas por parte de los consumidores por eventos de coloración de agua (Cerrato, et al., 2006).

Inicialmente, en 1993, la planta tenía una unidad de oxidación química para la solidificación del manganeso soluble, pues éste se encuentra en grandes cantidades en el agua cruda captada: entre 0,2 a 1,53 mg/L (Cerrato, 2005). La oxidación se llevaba a cabo con permanganato de potasio (KmnO_4), caracterizado por tener grandes capacidades oxidativas; sin embargo, no se estaba cumpliendo el tiempo requerido mínimo de contacto, de 4 horas, (Cerrato, et al., 2006) antes de que el agua fuera sometida al proceso de filtración. Por dicho motivo, el manganeso soluble tanto



como el permanganato de potasio se estaban filtrando a la red de distribución, generando así la oxidación al interior de la misma, donde posteriormente se adhieren los depósitos de óxidos de manganeso en las paredes al interior de la conducción. A manera de solución, se decide suspender la adición del químico y dejar como tratamiento de remoción del manganeso soluble únicamente la aireación natural.

Como se ha mencionado a lo largo del documento, la aireación natural no es suficiente para remover el manganeso soluble, pues es una reacción sumamente lenta, por lo cual en la ciudad se siguieron presentando quejas de inconformidad por parte de los usuarios al recibir el agua de color café por sus grifos.

La red de Tegucigalpa, La Concepción, está compuesta por tubería de dos materiales: 79% de las líneas principales son de PVC, que tienen aproximadamente una antigüedad de 21 años, y 14% de hierro galvanizado, con una antigüedad de 36 años (Cerrato, et al., 2006) (Cerrato, 2005). La mayoría de las quejas eran reportadas por casas que se encuentran en los sectores donde prevalece la tubería de PVC, siguiendo la teoría ya expuesta en el Capítulo 8.

Dado que la mayoría de la red matriz de la ciudad es de PVC y que los depósitos tienen una mayor tendencia a desprenderse de las paredes de los tubos de dicho material, Tegucigalpa tiene un problema serio en cuestión de coloración del agua, el cual debe resolverse, en primera instancia, con una buena unidad de remoción del elemento del agua cruda en la planta, que trabaje de manera eficiente removiendo un gran porcentaje del mismo.

10.3 Costa Dorada, Australia

Australia se caracteriza por ser uno de los principales países con mayores problemas a causa del hierro y el manganeso en sus redes de distribución de agua potable, que ocasionan eventos de coloración del agua tratada en las diferentes plantas de potabilización de ciudades como Victoria, Sídney, Costa Dorada, entre otras (Waite, 1990). Sin embargo, el mayor problema es



proporcionado por el manganeso, pues su tasa de oxidación es mucho más lenta que la del hierro e imposible de realizar por medio de aireación natural, pues duraría varios días en ocurrir (Debordea & von Gunten, 2008).

En Australia se utiliza principalmente el método de remoción de los elementos por medio de la oxidación química para oxidar el hierro y el manganeso lo más rápido posible, seguido de procesos de precipitación y filtración. Sin embargo, en el caso específico de Costa Dorada, el proceso de oxidación del manganeso podría estar funcionando de manera inadecuada, dado que se presentan periódicamente eventos de coloración del agua potable dentro de las redes de distribución, causados por el desprendimiento de los depósitos de óxidos de manganeso adheridos a las paredes de las tuberías.

Costa Dorada es una ciudad costera turística, perteneciente al estado de Queensland, y ubicada a 100 kilómetros de Brisbane (Sly, et al., 1990). Es una de las ciudades más importantes de Australia, con una población cercana a los 500.000 habitantes. Como se dijo antes, dicha ciudad es una de las que más enfrenta problemas en su sistema de distribución de agua potable por los eventos de coloración del agua, lo que trae consigo el descontento de los usuarios, por lo cual se han realizado varios estudios sobre el tema.

La principal planta de tratamiento de Costa Dorada es la planta de tratamiento de agua potable de Molendinar, la cual recibe el agua a tratar de la presa de Hinze. El agua tratada, tras entrar a la red de distribución de agua potable de la ciudad, hace que se produzcan eventos esporádicos de coloración de agua relacionados directamente con la presencia de niveles elevados de manganeso, aunque se esté cumpliendo la norma de niveles de manganeso soluble: por debajo de 0,1 mg/L.

La planta fue puesta en marcha en 1983 y trata 1,16 L/s de agua cruda. EL proceso de tratamiento del agua se hace por medio de coagulación, sedimentación, filtración con arena y por último la desinfección con cloro y dióxido de cloro. Para la remoción del manganeso, proceso anterior al filtrado, se utiliza dióxido de cloro, el cual se considera un buen agente oxidante, aunque no el mejor.



Los eventos de coloración de agua se evidencian a través de las quejas por parte de los usuarios, expresando su inconformismo con la prestación del servicio durante los meses de verano, entre diciembre y marzo. Un grupo de investigación de la Universidad de Queensland, comandado por el profesor Sly, experto en el tema y dedicado a su investigación, realizó un estudio en donde se hacían mediciones in situ en cuatro estaciones ubicadas en diferentes posiciones a lo largo de la red de distribución. Se obtuvieron mediciones de la cantidad de manganeso total y soluble, hierro total y soluble, cloro residual, pH, temperatura, entre otros, en cada estación. La velocidad de flujo se estableció por medio de válvulas de 0,5 m/s y una presión de 350 Kpa.

Los eventos de coloración de agua se dieron a conocer por una cantidad elevada de quejas. El primer gran evento se presentó en el periodo de diciembre a enero del año 1986, período en el cual no se tenían registros de las concentraciones de manganeso en la planta. Justo después del evento, se empezaron a monitorear los niveles del elemento entrante y saliente de la planta. El segundo gran evento se produjo en marzo de 1986, cuando se pudieron medir concentraciones entre 0,15 mg/L y 2 mg/L de manganeso entrante a la planta (Sly, et al., 1990), niveles tan elevados que la oxidación con dióxido de cloro fue insuficiente. Por consiguiente, una cantidad significativa del elemento en su estado soluble entra al sistema y, por medio de reacciones químicas y biológicas, se producen óxidos de manganeso insolubles, los cuales son los responsables de darle color al agua.

Los niveles promedio de manganeso a la entrada de la planta durante el resto del año estuvieron comprendidos entre 0,01 y 0,02 mg/L; sin embargo, continuaron existiendo eventos de coloración en el periodo de diciembre-marzo de los años 1986 -1987 (Sly, et al., 1990). Debido a las bajas concentraciones registradas en el afluente de la planta, se deducía que el problema no existiría en dicho periodo; sin embargo, la suspensión de los depósitos de manganeso formados con antelación y adheridos a las tuberías de la red eran causantes del fenómeno.

Los análisis realizados al material particulado hallado en el agua durante el estudio, arrojaron como resultado que los principales metales que lo componían eran el manganeso, hierro, calcio, aluminio y sílica; el manganeso correspondía al 2%-8% del total de la composición del depósito (Sly, et al., 1990). Sin embargo, la proporción de manganeso encontrado dentro del material



particulado aumenta a medida que crece la distancia respecto al punto de salida del agua de la planta.

Se extraen piezas de depósitos de óxidos adheridos a las tuberías de color café oscuro, los cuales, además de contener grandes cantidades de diferentes óxidos, entre ellos hierro y manganeso en su mayoría, contienen microorganismos bacterianos en las zonas donde hay niveles muy bajos de desinfectante residual.

A manera de conclusión, en la red de distribución de agua potable de Costa Dorada, según Sly, a un nivel de 0,05 mg/L de manganeso soluble, la depositación de manganeso oxidado químicamente se beneficia cuando entra una concentración de 0,5 mg/L de cloro residual al sistema; sin embargo, la adición de 0,2 a 0,4 mg/L de dióxido de cloro disminuye hasta en un 70% la depositación de los óxidos de manganeso. Por otro lado, a un nivel de 0,01 mg/L de manganeso soluble bajo cualquier nivel de cloración, la tasa de depositación es muy baja. La tasa de depositación de óxidos de manganeso es ochenta veces más elevada cuando entra una concentración de 0,05 mg/L de manganeso soluble que cuando entra 0,01 mg/L de manganeso soluble a la red de distribución de agua potable.

La depositación con una concentración establecida de 0,05 mg/L de manganeso soluble y de 0,5 mg/L de cloro residual es, debido a la oxidación química, ochenta veces mayor que la depositación causada por la oxidación biológica del manganeso de la misma concentración en un medio sin desinfectante residual (Sly, et al., 1990).

Aunque las normas de calidad de agua potable establezcan niveles mínimos de 0,05 mg/L de manganeso para garantizar la calidad y las condiciones estéticas del agua, el estudio demuestra que si el agua excede por más de dos días concentraciones mayores a 0,02 mg/L, se pueden empezar a producir eventos de coloración de agua y, por lo tanto, quejas de los usuarios (Sly, et al., 1990).



10.4 Aproximación a los casos de Tibitoc y La Concepción

La ciudad de Bogotá tiene problemas de formación y desprendimiento de óxidos de manganeso en la red de distribución de agua potable, únicamente por el agua dotada por la planta de tratamiento de agua potable de Tibitoc. Como se mencionó en el Numeral 10.1, el manganeso se oxida en los primeros kilómetros de la línea de salida del taque de almacenamiento, pero el lugar exacto donde estos se depositan es incierto. La tasa de oxidación en las conducciones que transportan el agua proveniente de Tibitoc es muy alta, dado que la planta trabaja con una concentración de cloro residual elevada, el agua captada del río Bogotá contiene altos niveles de manganeso y la planta no es eficiente en términos de remoción del mismo.

Como se describió en la cinética de la reacción química en el Capítulo 4, entre mayor sea la relación molar entre el cloro y el manganeso a la salida de la planta hacia la red matriz, la reacción de oxidación se da más rápido.

La razón por la cual se utiliza una concentración de cloro residual elevado de 1,38 mg/L a la salida de la planta es debido a la gran extensión de la red de distribución de la ciudad, pues se debe garantizar una concentración mínima reglamentada, que en Colombia se encuentra entre 0,3 y 2 mg/L (República de Colombia, 2007) del desinfectante a lo largo de toda la red, para evitar el crecimiento de microorganismos y, por consiguiente, de biopelículas en las superficies de las conducciones.

Por otro lado, “La Concepción” de Tegucigalpa es la planta más importante en abastecimiento de agua potable de la ciudad capital de Honduras, supliendo aproximadamente a 900.000 habitantes de la ciudad. Debido a su menor longitud desde la salida del reservorio hasta el último usuario en comparación con la red de Bogotá, se utiliza una menor cantidad de cloro residual, equivalente a 1,250 mg/L. Sin embargo, la concentración de manganeso que ingresa a la planta e incluso que sale de ella es mucho más elevada que la de Tibitoc, con un valor de 0,254 mg/L de Mg^{2+} . Por esto, la relación molar que maneja el agua potabilizada de La Concepción es menor y se puede



intuir que el manganeso se oxida más lentamente dentro de la conducción que la del agua proveniente de Tibitoc en la red matriz bogotana.

A continuación, en la tabla 1, se muestra el cálculo de la relación molar Cl_2/Mn a la salida de cada una de las plantas a comparar.

Tabla 1. Comparación de relaciones molares de las plantas de Tibitoc y La concepción.

Planta	Moles de cloro residual	Moles de manganeso soluble	Relación molar (Cl_2/Mn)
Tibitoc-Bogotá	1,94624E-05	6,71666E-07	28,97627662
La concepción-Tegucigalpa	1,7629E-05	4,62339E-06	3,812994291

La cantidad de manganeso soluble es casi siete veces mayor a la salida de la planta de La Concepción en comparación con la planta de Tibitoc (0,254 mg/L y 0,0369 mg/L, respectivamente), con una cantidad de cloro residual muy parecida.

Se podría afirmar, según la información que se ha presentado en este documento, que a pesar de que el agua captada del río Bogotá para ser tratada en la planta de tratamiento de Tibitoc, una de las principales plantas de la ciudad, tenga niveles un poco elevados de manganeso soluble, la planta no está trabajando de manera eficiente ya que está removiendo un porcentaje muy bajo: 47%. Dicha ineficiencia seguramente se debe a la falta de tiempo para que el agente oxidante $KmnO_4$ lleve a cabo su propósito y reaccione completamente con el manganeso soluble para convertirlo en manganeso insoluble, que posteriormente se remueva en otros procesos. Al permitir el ingreso del manganeso soluble a la red de distribución, éste se va a oxidar muy rápidamente, en cuestión de segundos, entre los primeros 500 y 1000 metros de la línea de salida de la planta de Tibitoc, y continua el viaje a través del agua hasta alcanzar el estado de reposo.

La estimación del cálculo del tiempo de oxidación del manganeso a la salida de la planta de Tibitoc en la tubería de 78" por medio del cinética propuesta por el profesor Hao, es muy ambigua, pues



no se está teniendo en cuenta la reacción compleja que hay con el permanganato de potasio que seguramente se está filtrando también a la red, ni el consumo del cloro por la reacción de estos con los microorganismos y materia orgánica. Sin embargo, debido a la gran cantidad de óxidos que se alcanzan a producir y a viajar a través de la red por medio del agua potable, éstos sufren efectos de la gravedad que los obligan a sedimentarse, formando camas de óxidos en la parte inferior de la tubería, o efectos de fuerzas eléctricas que producen la adherencia de los mismos a lo largo de toda la circunferencia de la conducción, generando una problemática que no se está previniendo aún en las ciudades capitales de Colombia y Honduras, así como en muchas otras ciudades del mundo.

Se debe mejorar el proceso de oxidación con permanganato de potasio actualmente utilizado en la planta de Tibitoc, ya que, a pesar de ser un excelente agente oxidante, se tiene que diseñar el proceso de manera adecuada para que los tiempos de retención se cumplan y sea un sistema eficiente. Por otro lado, el cloro residual no se puede disminuir, ya que es una prioridad evitar los microorganismos y biopelículas que se puedan generar por la falta del mismo.

Por otra parte, en La Concepción, el sistema de remoción del manganeso soluble con permanganato de potasio se eliminó por la ineficiencia del mismo, debido a la producción de reacciones incompletas que se creía que afectaban negativamente y contribuían de manera más agresiva a los eventos de coloración de agua potable. Sin embargo, el problema no ha cesado y se deben implementar nuevas soluciones, puesto que la oxidación al ambiente es aún más lenta e insuficiente que la del permanganato de potasio anteriormente utilizado. Debido a la elevada concentración de manganeso soluble que se encuentra en el agua captada para tratar, sumada al procedimiento inútil que se maneja para la remoción del mismo dentro de la planta, la red matriz de Tegucigalpa tiene un gran problema que aún no logran resolver ni manejar de manera preventiva para evitar que el agua “colorada” llegue a los usuarios y genere inconformismos con el sistema.

11 Conclusiones

- El manganeso es un metal que se encuentra naturalmente en la corteza terrestre de manera abundante, por lo cual resulta diluido en las distintas fuentes de agua. La concentración de manganeso en su forma soluble en el agua depende de las condiciones y características geotécnicas de la región donde se encuentra el cuerpo de agua, la época del año o las estaciones también influyen (en verano los niveles son mucho más elevados). Las plantas de tratamiento de potabilización deben incluir un proceso químico de oxidación para remover el elemento, aunque éstos resultan siendo lentos e ineficientes por lo que el manganeso soluble se filtra a las redes de distribución de agua potable. Los óxidos de manganeso dentro de las redes de distribución de agua potable se forman debido a la oxidación tanto química (en reacción con el desinfectante) como biológica (causada por bacterias capaces de oxidar el elemento) del Mn^{2+} transformándose en MnO_2 .
- La reacción de oxidación del manganeso soluble es una reacción lenta de primer orden. Sin embargo, a medida que pasa el tiempo la producción de óxido se acelera dado que los óxidos ya generados reaccionan alternamente con el agua y el manganeso libre, produciendo así mismo dos moléculas de óxidos de manganeso. Por otro lado, la oxidación del manganeso por medio de bacterias presenta una cinética de pseudo-primer orden. Las bacterias empiezan la actividad oxidativa dentro de la red, más exactamente en la capa laminar viscosa entre la pared de la conducción y el flujo de agua donde se forman las biopelículas, oxidando el manganeso soluble presente en el agua a partir de reacciones extracelulares en condiciones pobres de desinfectante y a un pH mayor a 7 que resulta adecuado para que las bacterias sean capaces de sobrevivir. Al igual que la reacción de oxidación química, en la biológica también se genera una producción lenta en un principio que después se acelera. La oxidación por medio de reacciones físico-químicas es considerablemente más rápida que la reacción biológica.



- La formación de depósitos compuestos de óxidos de manganeso y su posterior desprendimiento varía de acuerdo con las propiedades del agua captada en la planta, la época del año, las condiciones hidráulicas de flujo dentro del sistema, la temperatura, el pH, el diámetro del tubo, así como también al material y la edad de la tubería. Las tuberías de PVC presentan un mayor índice de desprendimiento y por ende de coloración de agua que las de hierro, pues en el caso de las últimas, las partículas de los óxidos se unen a las paredes con una fuerza más potente debido a los enlaces de electrones que se forman entre los dos materiales.
- Las partículas de óxidos de manganeso se empiezan a unir entre sí viajando por advección con el fluido a lo largo de la tubería, hasta alcanzar las vecindades de las paredes del tubo, donde viajan por difusión hasta conseguir el reposo y convertirse en depósitos formados en las paredes internas de la conducción, donde se adhieren a las superficies por medio de los mecanismos de sedimentación y fuerzas dinámicas.

Bajo condiciones de flujo estático o considerablemente lento, generalmente en tuberías de diámetros grandes donde transita un caudal de agua bajo, prevalece la formación de depósitos de óxidos de manganeso por medio de efectos de la sedimentación. Este tipo de depósitos se ubican en la parte inferior de la conducción, formando una cama de sedimentos. El principio y fuerza motora que hace que las partículas se sedimenten es la fuerza de gravedad ejercida sobre las mismas.

Por otro lado, bajo condiciones de flujo turbulento, prevalece la formación de depósitos de óxidos de manganeso por medio de fuerzas dinámicas las cuales se constituyen por medio de fuerzas de Van der Waals y fuerzas electrostáticas. La depositación de óxidos a partir de fuerzas dinámicas ocurre alrededor de toda la circunferencia interna de las tuberías. El fenómeno de adhesión entre dos cuerpos debido a fuerzas de Van der Waals se da por la atracción mutua que existe entre las moléculas a una distancia determinada;



lo que produce el movimiento de las partículas de óxidos hacia la superficie. Dichas interacciones se determinan por las propiedades de la superficie del tubo y de la molécula.

Por otra parte, las partículas de óxidos de manganeso y la superficie del material de la tubería se atraen por medio de una fuerza electrostática, debido a las cargas opuestas que manejan los dos materiales. Sin embargo, las fuerzas de Van der Waals son más fuertes que las electrostáticas y dominan las interacciones en las tuberías.

- Las películas de óxidos de manganeso son expuestas a ciertas acciones mecánicas, lo cual hace que los depósitos se desprendan o se resuspendan de las paredes de las tuberías. Los mecanismos son: abrasión, erosión, desprendimiento en masa y depredación. La erosión y el desprendimiento en masa se consideran los dos mecanismos de mayor relevancia en cuanto a la remoción de los depósitos minerales.

La abrasión y la erosión son mecanismos que logran frenar el aumento de volumen de los depósitos y les disminuyen rugosidad, pues generan el desprendimiento fraccionado de partículas más superficiales que conforman la matriz. Por otro lado, el desprendimiento en masa ocurre cuando hay pérdida repentina e intermitente de una porción grande de la película mineral, que logra modificar drásticamente su estructura y por ende su estabilidad. Por último, el término depredación se utiliza cuando hay presencia de microorganismos bacterianos en la película que son capaces de reducir el MnO_2 a Mn^{2+} .

- El fenómeno de coloración de agua potable se genera a partir de un desprendimiento inesperado de partículas de depósitos minerales de manganeso y hierro adheridos a las paredes de las tuberías. Este es uno de los principales problemas sin solución preventiva que tienen la mayoría de acueductos a nivel mundial y que, a pesar de que se han invertido muchos esfuerzos en el tema, no se ha llegado a resultados concretos en la modelación del comportamiento de los óxidos dentro de las redes. Las partículas de



óxidos transmiten al agua un aspecto turbio de color café-rojizo que genera inconformidad en los consumidores de agua, y sólo es posible mitigarlo cuando el evento ya ha ocurrido.

- Los depósitos minerales además de desatar eventos de coloración de agua, generan una disminución de diámetro en las tuberías causando problemas hidráulicos. Por los dos motivos dichos, se realizan lavados hidráulicos en las redes de distribución de agua potable periódicamente. Los lavados tienen como función aumentar el esfuerzo cortante por medio del incremento repentino de la velocidad del flujo de agua, lo cual que induce el desprendimiento de los depósitos adheridos a las paredes internas de las conducciones, generando así la remoción de los mismos. Existen lavados hidráulicos convencionales los cuales se usan como medida correctiva en respuesta a las quejas de los usuarios y recuperar la calidad del agua de manera instantánea pero momentánea y los lavados hidráulicos unidireccionales que son medidas preventivas que requieren planeación previa.

12 Referencias

Alere, I. & Hanaeus, J., 1997. Particle dynamics in the drinking water distribution network of Lulea. *Vatten*, Volumen 23, pp. 381-390.

Asumicol, 2012. *Asumicol*. [En línea]

Available at: http://www.asumincol.net/productos_ferrosos_tubulares_hd.htm

[Último acceso: 05 junio 2012].

Ávila Duque, L. M. & González Ramírez, J. C., 2005. *Dinámica de material particulado en redes de agua potable a alta presión. Trabajo de grado.*, Medellín: Pontificia Universidad Bolivariana.

Bilurbina, L., Liesa, F. & Iribarren, J. I., 2003. *Corrosión y Protección*. 1 ed. Barcelona: Ediciones UPC.

Boxall, J. & Saul, A., 2005. Modeling discoloration in potable water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*, 131(5), pp. 716-726.

Boxall, J., Skipworth, P. & Saul, A., 2003. Aggressive flushing for discoloration event mitigation in water distribution networks. *Water Science and Technology: Water Supply*, 3(1-2), pp. 179-186.

Cerrato, J. M., 2005. *IMPACT OF PIPING MATERIALS ON WATER QUALITY*, Blacksburg, Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University.

Cerrato, J. M. y otros, 2010. Manganese-oxidizing and -reducing microorganisms isolated from biofilms in chlorinated drinking water systems. *Water Research*, 44(13), pp. 3935-3945.

Cerrato, J. M., Reyes, L. P., Carmen, A. N. & Andrea, D. M., 2006. Effect of PVC and iron materials on Mn(II) deposition in drinking water distribution systems. *Water Research*, 40(14), pp. 2720-2726.

Chiswell, B. & Huang, S.-H., 2006. Chapter 10: Manganese removal. *Interface Science and Technology: Theory and Application*, Volumen 10, pp. 179-192.

CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009. *Investigación sobre los factores que generan la formación, crecimiento y posterior desprendimiento de biopelículas en las redes matrices de acueducto: Dinámica de la película. Informe producto 5*, Bogotá: Universidad de los Andes.



CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009. *Investigación sobre los factores que generan la formación, crecimiento y posterior desprendimiento de biopelículas en las redes matrices de acueducto: Análisis de muestras de película en redes matrices de acueducto. Informe Producto 4*, Bogotá: Universidad de Los Andes.

CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009. *Investigación sobre los factores que generan la formación, crecimiento y posterior desprendimiento de biopelículas en las redes matrices de acueducto: Análisis de muestras de películas en redes matrices de acueducto. Informe producto 3*, Bogotá D.C: Universidad de Los Andes.

CIACUA (Centro de Investigación de Acueductos y Alcantarillados), 2009. *Investigación sobre los factores que generan la formación, crecimiento y posterior desprendimiento de biopelículas en las redes matrices de acueducto: Estado del arte del estudio de películas en redes de distribución de agua potable. Informe producto 1.*, Bogotá D.C: Universidad de Los Andes.

Cook, D. & Boxall, J., 2011. Discoloration Material Accumulation in Water Distribution Systems. *Journal of Pipeline Systems Engineering and Practice*, 2(4), pp. 113-122.

Debordea, M. & von Gunten, U., 2008. Reactions of chlorine with inorganic and organic compounds during water treatment- Kinetics and mechanisms: A critical review. *Water Research*, Volumen 42, pp. 13-51.

Dickinson, W. & Pick, R., 2002. *Manganese Dependent Corrosion in the Electric Utility Industry*. Denver, NACE International.

Dietrich, D. A. M., Edwards, D. M. A., Falkinham, D. J. O. & Loganathan, D. G., 2005. *IMPACT OF PIPING MATERIALS ON WATER QUALITY IN TEGUCIGALPA, HONDURAS*, Blacksburg, Virginia: Virginia Polytechnic Institute and State University.

Echeverría, F. y otros, 2009. Characterization of deposits formed in a water distribution system. *Ingeniare: Revista Chilena de ingeniería*, 17(2), pp. 275-281.

EPA, 2009. *National Primary Drinking Water Regulations*, USA: EPA: : UNited States Enviromental Protection Agency.

Escovar, M. A. & Saldarriaga, J. G., 2011. *Reglas de operación para evitar el desprendimiento de biopelículas y películas minerales en sistemas de distribución de agua potable*. Bogotá, XIX seminario nacional de hidráulica e hidrología y el foro nacional sobre la seguridad de embalses.

Hao, O., Davis, A. & Chang, P., 1991. Kinetics of manganese(II) oxidation with chlorine. *Journal of Enviromental Engeneering*, 117(3), pp. 359-374.



Husband, P., Boxall, J. & Saul, A., 2008. Laboratory studies investigating the processes leading to discoloration in water distribution networks. *Water Research*, 42(16), pp. 4309-4318.

Manuel, C., Nunes, O. & Melo, L., 2007. Dynamics of drinking water biofilm in flow/non-flow conditions. *Water Research*, 41(3), pp. 551-562.

Mathews, E. R., 1947. Iron and manganese removal by free residual chlorination. *JOURNAL AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION*, 39(7), pp. 680-686.

McPeak, J. F. & Aronovitch, H. L., 1983. *Iron in water and manganese processes for it's removal*. Philadelphia, Pennsylvania, 21st Annual Liberty Bell Corrosion Course.

Naser, G., Karney, B. W. & Boxall, J. B., 2006. *Red water and discoloration in a WDS: A numerical simulation*. Cincinnati, 8th Annual Water Distribution Systems Analysis Symposium.

Nealson, K. H., 2006. The Manganese-Oxidizing Bacteria. En: M. Dworkin, ed. *The Prokaryotes*. Singapore: Springer, pp. 222-231.

Peng, C.-Y. y otros, 2010. Characterization of elemental and structural composition of corrosion scales and deposits formed in drinking water distribution system. *Water Research*, 44(15), pp. 4570-4580.

PVC Organization, 2012. *PVC's physical properties*. [En línea]
Available at: <http://www.pvc.org/en/p/pvcs-physical-properties>
[Último acceso: 20 mayo 2012].

Quesnel, D. J., Rimai, D. S. & Sharpe, L. H., 2001. *Particl adhesion: aplicaciones and advances*. 1 ed. USA: Taylor and Francis.

Raveendran, R., 2001. *Manganese removal in drinking water systems*. Bendigo, 64th Annual Water Industry Engineers and Operators' Conference.

República de Colombia, 2007. *Resolución Número 2115*, Colombia: Ministerio de la Protección Social, Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Rittman, B. E. & Mc Carty, P. L., 2001. *Bioteconología del medio ambiente: principios y aplicaciones*. 2 ed. España: Mc Graw Hill.

Roccaro, P., Barone, C., Mancini, G. & Vagliasindi, F., 2007. Removal of Manganese from water supplies intended for human consumption: a case of study. *Desalination*, 210(1-3), pp. 205-214.

Rumpf, H., 1990. *Particle technology*. 1 ed. New York: Chapman and Hall.



- Sly, L., Hodgkinson, M. & Arunpairojana, V., 1988. Effect of water velocity on the early development of manganese-depositing biofilm in a drinking-water distribution system. *FEMS Microbiology Ecology*, 53(3-4), pp. 175-186.
- Sly, L., M.C., H. & Arunpairojana, V., 1990. Deposition of Manganese in a drinking water distribution system. *Applied And Enviromental Microbiology*, 56(3), pp. 628-639.
- Snoeyink, V. L. & Wagner, I., 1996. *Internal Corrosion of Water Distribution Systems*. 2 ed. Denver: American Water Works Association.
- Tyler, P. A. & Marhsall, K. C., 1967. Form and Function in Manganese-Oxidizing Bacteria. *Archiv fur Mikrobioloie*, Volumen 56, pp. 344-353.
- Van Benschoten, J. E., 1993. Kinetic modeling of Manganese(II) Oxidation by Chlorine Dioxide and Potassium Permanganate. Discussion paper.. *Journal of Environmental Engineering*, 119(2), pp. 392-395.
- Van Benschoten, J. E. & Lin, W., 1992. Kinetic modeling of Manganese(II) oxidation by Chlorine Dioxide and Potassium Permanganate. *Enviromental Science Technology*, 26(7), pp. 1327-1333.
- Viesser, J., 1995. Particle adhesion: a review. *Particulate Science and Technology*, 13(3-4), pp. 169-196.
- Vreeburg, I. J. & Boxall, D. J., 2007. Discoloration in potable water distribution system: A review. *Water Research*, 41(3), pp. 519-529.
- Vreeburg, J., Schippers, D., Verberk, J. & Van Dijk, J., 2008. Impact of particles on sediment accumulation in a drinking water distribution system. *Water Research*, 42(16), pp. 4233-4242.
- Vreeburg, J., Shaap, P. & Van Dijk, J., 2004. Particles in the drinking water system: From source to discoloration. *Water Science and Technology*, 4(5-6), pp. 431-438.
- Waite, T. D., 1990. *Final report for AWRAC Project 85/05 n Iron and Manganese removal from water supplies*, Australia: Lucas Heights Research Laboratories.
- Waite, T. y otros, 1989. *Manganese and Iron related problems in water supplies- Observations and research needs*. Canberra, Association 13th Federal Convention.
- Wang, L. K. & Li, Y., 2006. Chemical Reduction/Oxidation. En: L. K. Wang, ed. *Advanced physicochemical treatment processes*. New Jersey: Humana Press, pp. 483-519.
- WHO, 2011. *Guidelines for drinking water quality 4th ed.*, Geneva: World Health Organization.



Wricke, B. y otros, 2007. *Particles in relation to water quality deterioration and problems in the network. State of the art review*, s.l.: Techneau.

Zapffe, C., 1931. Deposition of manganese. *Economic Geology*, 26(8), pp. 799-832.