

Volumen 1
Curso 1993-94

Temas de

INGENIERÍA AMBIENTAL

Aguas de
Abastecimiento

ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Universidad Politécnica de Cataluña

Barcelona, 1994

Volumen 1
Curso 1993-94

Temas de

INGENIERÍA AMBIENTAL

Aguas de
Abastecimiento

ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos
Universidad Politécnica de Cataluña

Barcelona, 1994

PRÓLOGO

La reanudación de la docencia de la Especialidad de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, tras unos diez años de interrupción, nos ofrece la posibilidad de continuar con la iniciativa de que nuestros alumnos elaboren y publiquen trabajos de curso en asignaturas tales como Aguas de Abastecimiento y Aguas Residuales, u otras de carácter teórico o práctico. El título propuesto para esta colección periódica de trabajos ha sido *TEMAS DE INGENIERÍA AMBIENTAL*, con un pequeño subtítulo indicativo de la asignatura concreta a que corresponden los artículos incluidos en cada volumen.

El primer volumen de *TEMAS DE INGENIERÍA AMBIENTAL* incluye los trabajos elaborados por los alumnos de la asignatura de Aguas de Abastecimiento durante el curso 1993-94. El objetivo es que los futuros volúmenes de esta serie recojan los trabajos elaborados por los alumnos en todas aquellas asignaturas que los requieran, aunque no sea de forma anual y sistemática.

Los objetivos de la edición de *TEMAS DE INGENIERÍA AMBIENTAL* son básicamente dos: 1) promover entre nuestros alumnos el trabajo formativo que supone analizar, discutir y sintetizar los trabajos publicado por otros autores en la literatura técnica nacional e internacional y 2) motivar a nuestros alumnos para que se habitúen a redactar y publicar sus trabajos, ofreciéndoles la posibilidad de ver publicados su propio trabajo y el de sus compañeros en un formato muy similar al utilizado en la literatura científica y técnica de mayor calidad internacional.

A juzgar por el éxito alcanzado por otra iniciativa similar, *AMBIENT*, realizada por los alumnos de Ingeniería Ambiental de tercer curso y que llega a su decimocuarta edición en el presente curso académico, es de esperar que la serie *TEMAS DE INGENIERÍA AMBIENTAL* llegue muy pronto a formar parte integrante de la actividad normal de los alumnos de la especialidad de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.

Barcelona, junio de 1994.

Rafael Mujeriego, Catedrático de Ingeniería Ambiental.

ÍNDICE

Mejora de los recursos de agua mediante recarga de acuíferos	1
Abelardo Bal Arnau	
Crecimiento bacteriano en las redes de distribución de agua potable . . .	9
Juliana Knobelsdorf	
Técnicas de extracción de radio-nucleidos de las aguas de abastecimiento	17
Alex Marín del Coso	
Agua potable y salud: evaluación de riesgos	23
Rafael Marzo Rodrigo	
Control de les enfermetats transmeses per l'aigua	29
Sofia Pons Rodríguez	
Métodos de potabilización de aguas de mar	37
Alvaro Urbano Martín	
Les membranes al tractament d'aigua potable	45
David Vergés Guri	
Filtros lentos de arena: situación actual	53
Cristina Virgili Bernadó	

MEJORA DE LOS RECURSOS DE AGUA MEDIANTE RECARGA DE ACUÍFEROS

Abelardo Bal Renau

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94.

RESUMEN

En este trabajo se tratan los sistemas de reutilización de agua mediante sistemas de tratamiento natural que utilizan el terreno. Uno de estos sistemas es la infiltración rápida, conocido también como tratamiento mediante la recarga artificial de acuíferos, consistente en la aplicación del efluente al terreno para un tratamiento y posterior reutilización. Esta manera de tratar el agua puede encajar dentro de un proceso de tratamiento que logre cumplir con los criterios de calidad de agua como producto final.

En aquest treball, es tracten els sistemes de reutilització d'aigua mitjançant sistemes de tractament natural que utilitzen el terreny. Un d'aquests sistemes es la infiltració ràpida, també coneguda com tractament mitjançant la recarga artificial d'aqüífers, consistent en la aplicació de l'efluent al terreny per un tractament i posterior reutilització. Aquesta manera de tractar l'aigua pot encaixar dins d'un procés de tractament que pugui complir amb els criteris de qualitat de l'aigua com a producte final.

INTRODUCCIÓN

Una importante problemática de hoy en día es que el desarrollo económico y demográfico en muchas zonas del mundo conlleva a que se agoten los suministros de agua dulce necesarios para satisfacer las crecientes demandas. Ante esta situación, existen las siguientes posibilidades: traer agua dulce de otra zona; desalinizar agua del mar; reutilizar agua; modificar el clima y crear una lluvia artificial; un mejor aprovechamiento, mediante la reducción de pérdidas por evaporación o evapotranspiración.

Reutilizar agua es hoy en día una alternativa de la que se habla mucho. La reutilización puede ser planificada o no planificada, dependiendo de si ha sido diseñada conscientemente o si es un producto fortuito de la descarga del efluente. La distinción entre reutilización directa e indirecta está relacionada a la pérdida de identidad del efluente mediante la inclusión de algún paso intermedio. La reutilización indirecta, no planificada, mediante la descarga de efluente a ríos y acuíferos para una posterior utilización aguas abajo ha sido desde hace mucho tiempo una práctica aceptada en todo el mundo. Muchas comunidades, como Nueva Orleans y Londres, consumen agua que ya ha sido utilizada hasta cinco veces en repetidas extracciones y descargas. De modo similar, ríos y lagos recargan los acuíferos con aguas residuales que son a su vez retiradas por las comunidades de aguas abajo.

La infiltración rápida es un modo planificado de reutilización del agua, mediante el cual el efluente residual o cualquier otra agua residual es aplicada a un suelo relativamente permeable a velocidades mucho mayores que la velocidad de evaporación. Así, la mayor parte del agua residual se mueve hacia el agua subterránea y es renovada por filtración a través de la zona no saturada y su movimiento a través del acuífero, ofreciendo de esta manera principalmente dos ventajas. En primer lugar, la recarga del acuífero aprovecha la habilidad natural del subsuelo para biodegradar y filtrar, brindando de este modo un tratamiento *in situ*

que puede eliminar la necesidad de procesos físico-químicos costosos. En segundo lugar, los acuíferos subterráneos proveen un mecanismo natural de almacenamiento y distribución desde el punto de vertido hasta el siguiente usuario, con los consiguientes ahorros en tuberías o canalizaciones. Mientras que los primeros sistemas de infiltración rápida fueron instalados para deshacerse del agua residual y apartarla de la vista, los sistemas más recientes están instalados principalmente para reducir la polución del agua superficial (ríos, lagos, océanos) o para obtener los beneficios del tratamiento subterráneo del acuífero en la reutilización directa del agua residual. Mientras que la reutilización directa del agua residual normalmente no es el objetivo principal de estos sistemas, estos permiten la reutilización indirecta del agua. El agua entra al río como agua renovada, la cual contamina el agua superficial mucho menos que la descarga directa del agua residual.

OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es exponer un método de tratamiento natural conocido como infiltración rápida. Para tal fin, se expondrán los métodos de recarga artificial; los procesos de pretratamiento afines al tipo de recarga de acuíferos que se utilice; el tratamiento en el terreno, incluyendo aspectos hidrogeológicos y relativos a la calidad del agua; el post-tratamiento como medida de corrección o desinfección antes de la reutilización. A modo de ejemplo, se expondrán las características del proyecto Croissy, ubicado cerca de París. Como discusión de los métodos expuestos, se expondrán las circunstancias bajo las cuales se pueden utilizar diferentes tipos de tratamiento para obtener la mejor calidad del agua para diferentes usos. Finalmente, se hará una reflexión sobre la relevancia social de la reutilización mediante este tipo de tratamiento.

MÉTODOS DE RECARGA DE ACUÍFEROS

La recarga subterránea puede ser inducida o artificial. El primer método es uno de los más antiguos y consiste simplemente en crear situaciones favorables para la infiltración natural. Para tal fin, se pueden crear terrazas, plantaciones adecuadas, o también se puede realizar una sobreexplotación mediante bombeo en puntos favorables a la infiltración.

La recarga artificial, por su parte, consiste en crear dispositivos apropiados para tal fin. Estos pueden ser superficiales, profundos, o mixtos. Entre los sistemas superficiales, también conocidos como sistemas de infiltración rápida, tenemos las zanjas, las balsas, las fosas, el acondicionamiento de los cauces de los ríos, y otros. El método de las zanjas es el más primitivo, y consiste en hacer circular el agua por surcos de 0,3 a 1,8 m de ancho, para luego recogerla más abajo en un colector.

Las balsas se excavan en el terreno para almacenar el agua y dejarla infiltrar lentamente. Existe una profundidad óptima, alrededor de 1,20 m (Bauman, 1965), ya que a una menor profundidad la menor carga del agua reduciría la infiltración, mientras que a una mayor profundidad se compactaría el terreno, reduciéndose igualmente la infiltración. El disponer las balsas en paralelo permite que se puedan realizar operaciones de mantenimiento sin detener la producción. Periódicamente, hay que desecar y limpiar los limos que se depositan en los fondos de las balsas.

Las fosas se suelen utilizar cuando el acuífero tiene mucho espesor de materiales sueltos y permeables, y su nivel freático está profundo. Aunque normalmente solo tienen unos pocos metros, se pueden llegar a profundidades de hasta 20 m. Tienen la ventaja de permitir almacenar el agua de avenidas para su posterior infiltración.

Cuando el terreno es escaso o muy caro, también se puede realizar la recarga en el mismo lecho del río. La idea es aumentar lo más posible la superficie y el tiempo de contacto para así favorecer la infiltración. El río se puede ensanchar, aplanar, escarificar, o bien se pueden levantar motas y canalizaciones a todo lo ancho del cauce para que así el agua siga un camino más tortuoso.

También existen otros métodos menos comunes, tales como la inundación de llanuras a continuación de rápidos y barrancos, la construcción de presas en tramos permeables de los ríos, incluso quitando los posibles recubrimientos permeables que puedan existir. La construcción de pequeños acuíferos también es posible. Se puede crear un acuífero artificial que suministrará agua filtrada por gravedad requiriendo un mantenimiento mínimo. Esto se logra revistiendo un cauce natural, rellenándolo con arena limpia y uniforme, y cubriéndolo con grava para evitar la evaporación. Incluso se ha pensado en crear cráteres mediante explosiones nucleares, en los que se podría almacenar e infiltrar el agua por las zonas de roca muy fracturadas que resultarían de la explosión (Custodio, 1983).

Entre los sistemas de recarga en profundidad tenemos esencialmente los pozos verticales, aunque también se pueden emplear poros de drenes radiales ó galerías de infiltración. Los pozos tienen el inconveniente de ser más caros de construir y mantener que los sistemas de superficie, y además, necesitan utilizar agua de mejor calidad para reducir los problemas de colmatación, dado que la superficie filtrante es mucho menor. Son sin embargo, insustituibles cuando el terreno está formado por una alternancia de niveles permeables e impermeables, o cuando la ocupación del terreno es el factor limitante, como suele suceder en zonas urbanas o en donde el terreno es caro.

Finalmente, la recarga se puede realizar mediante sistemas mixtos en los que se combinan sistemas superficiales y profundos. Este sistema se utiliza cuando coexisten acuíferos separados por capas impermeables. De esta manera se puede utilizar el acuífero superior como elemento filtrante y el inferior como nivel de recarga final.

PRETRATAMIENTO

No existen especificaciones rígidas sobre la calidad del agua para recarga, puesto que ello depende de las condiciones locales. Debe tenerse en cuenta la calidad del agua previa a la infiltración que es requerida por el acuífero, la mejoría de su calidad dentro del terreno, y la debida corrección de su calidad posteriormente a su extracción. El primer aspecto tiene que ver con el pretratamiento que se le debe dar al agua antes de su infiltración, y el segundo consiste en la capacidad de tratamiento que tiene el terreno.

La Figura 1 muestra dos trenes de tratamiento que utilizan la fase subterránea. Uno consiste en la recarga superficial y tratamiento en terreno, o método de la infiltración rápida, y el otro, en un tratamiento terciario seguido de una recarga en profundidad. La inyección profunda de agua residual necesita utilizar agua de mejor calidad, y por lo tanto exige procesos de pretratamiento adicionales, principalmente relacionados a la eliminación de sustancias orgánicas, de bacterias y de virus. Dado que se ha demostrado que los virus migran en acuíferos subterráneos, la inclusión de la desinfección en este caso es lo mejor. La desinfección probablemente no es requerida en la recarga superficial debido a la capacidad de filtración y adsorción de la zona aeróbica no saturada. El número de procesos de pretratamiento puede ser reducido a medida que se obtenga mayor conocimiento sobre la efectividad de los procesos de pretratamiento anteriores, así como las eliminaciones efectuadas por el acuífero subterráneo.

La capacidad de infiltración o caudal por unidad de superficie es una de las variables dominantes en el proyecto de recarga, así como su distribución en el tiempo. Cuanto menor es la capacidad de infiltración, más superficie han de tener las obras de recarga y más complicada es ésta, pero por otro lado, los terrenos muy permeables son los que sufren un mayor ritmo de colmatación y requieren un mayor grado de cuidado y mantenimiento, siendo fácil colmatarlos irreversiblemente si no se actúa con precaución. Para reducir el ritmo de colmatación conviene quitar la materia en suspensión del agua mediante una decantación previa, seguida de una filtración, aunque esto aumenta la permeabilidad, y no conviene forzar excesivamente el ritmo de recarga. La filtración se puede realizar con filtros lentos o rápidos. Se puede aprovechar esta filtración para favorecer los fenómenos químicos o bioquímicos de depuración. Durante la decantación se pueden añadir polielectrolitos que aceleren la clarificación. El control biológico se puede hacer clorando o añadiendo sulfato cúprico.

La determinación de la cantidad admisible de materia en suspensión depende del sistema de recarga empleado, de la granulometría del filtro y de la capacidad de infiltración del terreno. En el caso de la recarga por pozos, conviene que la materia en suspensión no pase de 5 mg/l, mientras que en balsas que se pueden limpiar fácilmente se pueden admitir hasta 100 mg/l. Otros dos aspectos son la colmatación biológica y la química. La colmatación biológica ocurre en primer lugar por la existencia de algas en el agua que se recarga. Esto lleva consigo el crecimiento de una flora bacteriana cuya actividad decrece con la profundidad. La mejor manera de combatir la formación de algas es mediante ciclos de llenado y vaciado que mantengan el sistema en condiciones aerobias. La colmatación química puede ocurrir de forma lenta y a largo plazo por interacción dentro el agua de recarga y la del acuífero. Se producen precipitados como carbonato cálcico, sales de calcio y magnesio en superficie, hidróxido de hierro y manganeso, etc. Conviene que el agua de recarga mantenga una proporción mínima de Ca y Mg.

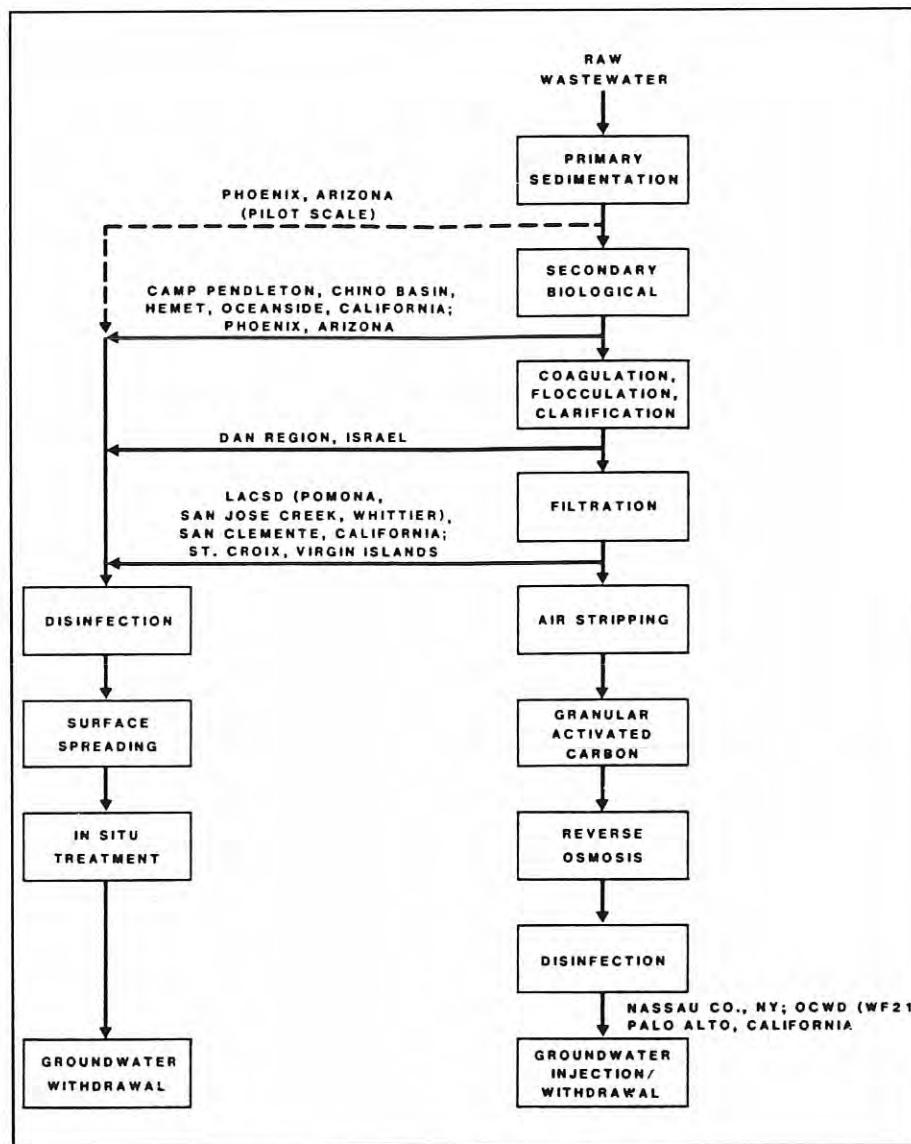


Figura 1. Líneas de tratamiento que utilizan la fase subterránea.

En caso de efectuarse un tratamiento previo, éste debe tender a eliminar toda la materia en suspensión, eliminar algas y prevenir su crecimiento durante el proceso de recarga, y eliminar la materia orgánica que no puede ser oxidada durante el proceso de recarga por la cantidad disponible de oxígeno disuelto.

TRATAMIENTO EN EL TERRENO

Después del pretratamiento, el movimiento del efluente a través del suelo proporciona un tratamiento adicional capaz de eliminar casi toda la materia orgánica biodegradable, los sólidos en suspensión, y las bacterias y virus del agua residual. También pueden eliminar casi todo el fósforo y reducir significativamente las concentraciones de nitrógeno y metales pesados. Entre los procesos químicos y bioquímicos que tienen lugar en el acuífero, los más importantes son los de oxidación de materia orgánica, corrección de olor y gusto y adsorción de ciertas sustancias orgánicas. Los sistemas bien diseñados y explotados producen un agua renovada clara, sin olor, que puede ser usada para el riego, la recreación, y otros propósitos.

Entre las modificaciones de la calidad del agua en el acuífero no sólo se tiene la depuración, sino también la mezcla, o dispersión. Durante la recarga, se consiguen amortiguar variaciones en la calidad y temperatura, obteniendo un agua de composición más constante, la cual es muy de desear en abastecimientos urbanos e industriales, así como para reducir la corrosión de las redes de distribución.

La velocidad de aplicación o carga hidráulica para sistemas de infiltración rápida son típicamente del orden de 20 a 150 m por año. Como las velocidades de evapotranspiración son del orden de 0,5 a 2,5 m por año, entre un 90 hasta casi un 100% del agua residual aplicada se dirigirá hacia el agua subterránea.

La mayor parte de la mejora de la calidad del agua residual tiene lugar en el primer metro de suelo bajo las balsas de infiltración. Sin embargo, es necesario mucho más movimiento en la zona no saturada y en el acuífero, para completar el proceso renovador. Por lo tanto, la distancia entre las balsas de infiltración y el punto en el cual el agua residual renovada deja el acuífero debería siempre ser lo mayor posible. Como regla general, se permite por lo menos una distancia de 100 m de recorrido subterráneo y un tiempo de retención de por lo menos un mes. Sin embargo, cuanto mayor sea la distancia y el tiempo de retención, mejor.

Dado que los fenómenos en el medio no saturado son mucho más activos que en el medio saturado, de desearse una acción bioquímica de depuración intensa, conviene garantizar que entre el fondo de la balsa, fosa o zanja y el nivel de saturación en funcionamiento, existan algunos metros de nivel no saturado. Ello obliga a que en medios notablemente permeables se limite el caudal por unidad de superficie, o convenga disponer de un medio menos permeable en el fondo. Si la profundidad que puede alcanzar la obra o si el nivel freático está muy próximo a la superficie, puede ser necesario el crear balsas elevadas sobre el terreno.

La colmatación de acuíferos recargados parece ocurrir principalmente en la interfase agua-acuífero, que es concurrente con un cambio de condiciones aerobias a anaerobias. La colmatación aparece como resultado del crecimiento de células y de la acumulación de sus productos de desecho junto con la generación de una fase gaseosa ligeramente soluble que se retiene en la fase líquida.

En lo que respecta a la calidad bacteriológica, cabe decir que en terrenos granulares, las bacterias aportadas son normalmente eliminadas con rapidez durante el proceso de penetración en el terreno, por filtración y adsorción y porque muchas de ellas, incluyendo las patógenas, encuentran en el terreno un ambiente muy inhóspito a su vida y reproducción. Se ha observado que en general bastan 2 ó 3 m de terreno para que se tenga una reducción drástica en su número, y en terrenos no saturados de granulometría fina pueden bastar unos pocos decímetros de recorrido. La filtración solo es efectiva si la proporción de arcilla es elevada. La adsorción es un proceso reversible que se produce sobre arcillas ya saturadas de cationes y con un exceso de cargas positivas. En cuanto a los virus, hay poca experiencia en su comportamiento en el terreno, pero parece que muchos de ellos desaparecen en menos de 3 m en terrenos granulares finos.

Cabe destacar que la excesiva cloración del agua de recarga puede ser contraproducente por inhibir la acción de microorganismos del terreno, en especial si se originan cloraminas y se produce una acidez que ataca las partes mecánicas, pudiendo formar ciertos compuestos clorados que comunican mal gusto y olor y que no son muy difíciles de eliminar, como sucede con los clorofenoles.

Debido a que los pozos introducen el agua directamente en el acuífero, no existe el efecto de depuración en medio no saturado. Por eso, en algunos casos se prefieren socavones y pozos que acaban sobre el nivel freático, dejando una distancia prudencial.

POST-TRATAMIENTO

Después de su estancia en el terreno, es preciso corregir la calidad del agua extraída por aireación con o sin filtración. Esta corrección es debida a que la presencia de un exceso de materia orgánica en el agua o su existencia en el terreno puede conducir a la creación de un medio reductor que puede dar lugar a la aparición de coloraciones y olores en el agua. El NH_3 formado en medio reductor puede quedar parcialmente fijado por adsorción en el terreno y puede oxidarse de nuevo a NO_3 al existir un aporte de oxígeno por descenso del nivel freático o por llegada de agua oxidante. También se tienen acciones similares cuando asciende el nivel freático, ya que el agua puede poner en disolución precipitados, acumulaciones orgánicas y microorganismos que estaban justo por encima de aquel.

Para llegar a ser potable, se requerirían tratamientos adicionales, incluyendo filtración con carbono activo para remover las trazas orgánicas y refractarias, desinfección, y posiblemente también la ósmosis inversa u otra desalinización.

RECARGA ARTIFICIAL CON AGUAS RESIDUALES EN CROISSY, FRANCIA

La operación del primer proceso de recarga artificial en Francia comenzó en Croissy (oeste de París) en 1959 para resolver los problemas de disminución del volumen del acuífero y de baja calidad del agua. Las plantas de Le Pecq y Croissy están situadas junto al río Sena aguas abajo de París, y proveen de agua potable a aproximadamente 500.000 personas. La planta de tratamiento de Croissy, incluye la coagulación con policloruro de aluminio, floculación y sedimentación con la adición de carbón activado en polvo, y filtración con arena. El agua entonces se infiltra a través de 15 ha de balsas de gravas y arenas a una velocidad de 1 m/d. El agua del acuífero se bombea por medio de 30 pozos y es tratada en la planta de tratamiento de Le Pecq, la cual tiene una capacidad máxima de 1500 m³/h, y en donde se le somete a un tratamiento de aireación, nitrificación biológica, ozonación, corrección del pH para evitar el atascamiento de los filtros de carbón, filtración con carbón activado granular, y una desinfección final con cloro. De aquí, el agua pasa al sistema de distribución.

Un estudio realizado en el Laboratorio Central de Le Pecq determinó las relaciones estadísticas entre descriptores de sabor, olor y compuestos orgánicos específicos presentes en el agua subterránea recargada. También se examinó la influencia de la recarga artificial en la calidad del agua subterránea bruta. En dicho estudio, solo se tomaron datos de la planta de tratamiento de Le Pecq. Se tomaron los siguientes datos: agua de recarga a la salida de la planta de Croissy, agua subterránea bruta, agua nitrificada, agua tratada con ozono, agua filtrada con carbono granular activo, y agua clorada. Se observó que entre los seis sitios en donde se tomaron muestras hay diferencias drásticas en la intensidad de los descriptores. El efecto de la infiltración por el acuífero es notorio. El proceso de recarga mejoró significativamente las cualidades organolépticas del agua, hasta el punto en que los sabores y los olores eran de intensidades tan bajas en el agua potable final, que podían pasar desapercibidos por consumidores no entrenados.

LA OPTIMIZACIÓN DEL PROCESO DE TRATAMIENTO DEL AGUA

Estos sistemas pueden ser diseñados para brindar la combinación más económica de pretratamiento del agua residual bruta, la mejora de la calidad obtenida por el tratamiento en el terreno, y cualquier post-tratamiento del agua renovada necesario para cumplir con los criterios de calidad del agua como producto final. Idealmente, el sistema de tratamiento total más económico y efectivo comienza con una formulación de los requisitos de calidad del agua renovada, ya sea para riego sin restricción, para abastecimiento público, para lagos recreativos, o para otros propósitos. Entonces toda la secuencia de pretratamiento, tratamiento en el terreno y post-tratamiento se diseña de manera que el agua renovada sea producida con la calidad deseada a un coste mínimo y con los mínimos impactos ambientales. Desafortunadamente, los sistemas de infiltración rápida son a menudo añadidos posteriormente. La planta de tratamiento ya está construida (usualmente tratamiento primario y secundario), se plantea un problema con la descarga del efluente, o existe un interés en reutilizar que requiere un efluente de mejor calidad que el de la planta de tratamiento, y entonces un sistema de infiltración rápida es considerado.

Ya que los acuíferos pueden tratar niveles de DBO mucho mayores que los que son aportados con efluentes tras tratamientos secundarios, no es necesaria la depuración biológica previamente a la infiltración. Por lo tanto, si el sistema entero es diseñado y construido partiendo de cero, la planta de tratamiento solo necesita aplicar un tratamiento primario, lo que puede ahorrar hasta un 50% en los costes de pretratamiento. El efluente primario hasta puede ser más deseable que el efluente secundario para sistemas de infiltración rápida, porque el contenido de carbono orgánico del efluente podría promover la desnitrificación en el suelo bajo las balsas de infiltración y la biodegradación de compuestos orgánicos sintéticos mediante metabolismo y utilización secundaria. El efluente primario, sin embargo, contiene más sólidos en suspensión que el efluente secundario, lo que puede acelerar la colmatación de las balsas. Sin embargo, los sólidos tienden a ser bastante biodegradables, de manera que las velocidades de carga hidráulica no deben ser muy diferentes.

Los sólidos en suspensión del efluente primario pueden ser reducidos mediante sedimentación adicional o circulando el efluente a través de una superficie vegetal (sistema de flujo superficial) antes de entrar en las balsas de infiltración. Balsas de presedimentación podrían ser utilizadas, pero que no sean muy grandes, para evitar el crecimiento de algas. Algas unicelulares podrían producir colmataciones y reducir severamente la capacidad de infiltración. Posiblemente, la mejor solución sea darle al efluente primario algún tratamiento químico antes de aplicarlo a las balsas de infiltración. Cabe referirse nuevamente a la Figura 1 para así visualizar esquemáticamente posibles combinaciones de los procesos de tratamiento descritos. Como se expuso en el caso de la planta de Croissy, puede realizarse un tratamiento avanzado después de la recarga, si así lo exigen los requisitos de calidad del agua para el uso deseado.

CONCLUSIONES

La calidad del agua subterránea que resulta del pretratamiento del agua residual, recarga superficial, e infiltración a través de la zona aireada depende de los siguientes factores: el grado de pretratamiento, el clima, el tipo y profundidad de los suelos, la hidrogeología del acuífero, los tipos y frecuencias de cosechas de los cultivos, la velocidad de aplicación del agua residual, la precipitación y la escorrentía, y la velocidad de movimiento del agua subterránea. Aunque cada uno de estos factores ha sido extensamente investigado, hasta el momento no se ha desarrollado un modelo unificado de la interacción de todos los factores del tratamiento, a pesar de que se ha investigado cada factor individualmente.

La reutilización planificada del agua residual mediante la recarga subterránea, puede aumentar las reservas de agua dulce, producir ahorros importantes en el tratamiento, almacenaje y distribución del agua, y conservar o mejorar la calidad del medio ambiente. El impacto de esta nueva manera de tratar el agua sobre los planes hidrológicos y de

saneamiento puede ser importante. Vemos como la infiltración rápida es competitiva ante el tratamiento biológico convencional del agua residual.

A pesar de sus importantes ventajas, la recarga planificada de acuíferos con aguas residuales se practica muy poco hoy en día. Los países que ya utilizan este tipo de tratamiento son Estados Unidos, Israel, Alemania, Holanda y Francia. No sería de extrañar que otros países desarrollados se unan pronto a la lista. Ante la fuerte inversión que representa la depuración de aguas residuales y la potabilización del agua, vale la pena el prestar atención a las nuevas tecnologías que se están desarrollando en estas áreas.

REFERENCIAS

- Asano, T. (Editor) (1985). *Artificial Recharge of Groundwater*. California State Water Resources Control Board and University of California, Davis. Butterworth Publishers. Stoneham, Massachusetts, EE.UU.
- Bruchet, A. *et al.* (1991). Variations in Organic and Organoleptic Water Quality During Treatment of Artificially Recharged Groundwater. *Journal AWWA*.
- Custodio, E. y Llamas, M.R. (1983). *Hidrología Subterránea*. Universidad Politécnica de Barcelona. Ediciones Omega, S.A. Barcelona.
- Heras, R. (Editor) (1981). *Manual de Ingeniería de Regadíos*. MOPU, Dirección General de Obras Hidráulicas. Centro de Estudios Hidrográficos. Madrid.

CRECIMIENTO BACTERIANO EN LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE

Juliana Knobelsdorf

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94.

INTRODUCCIÓN

Muchas veces se da por hecho que un agua limpia y potable que penetra en el sistema de distribución conservará estas cualidades sin alteración alguna hasta llegar al punto de consumo. Cuando se ha mantenido un control estricto de la calidad del agua que sale de la planta de tratamiento, y las tuberías de distribución están en buenas condiciones, se podría esperar un agua totalmente potable y libre de microorganismos. Sin embargo, si al realizar análisis de una muestra de agua del grifo resultase que contiene bacterias (no patógenas), es factible pensar que éstas se reproducen a lo largo del sistema de distribución.

El crecimiento de bacterias en el sistema de almacenamiento y distribución de agua potable puede conducir al deterioro de la calidad del agua (O'Conner *et al.*, 1975), incluyendo sabor y olor, elevada turbiedad e inconformidad con las normas de calidad del agua. Adicionalmente, la reproducción de bacterias puede reducir la capacidad hidráulica de la tubería, acelerar la corrosión y hacer más difícil el mantenimiento de un residual desinfectante (Characklis, 1988; referido en Kaplan *et al.*, 1992). La reproducción de bacterias es un fenómeno influenciado por la materia orgánica biodegradable, los nutrientes inorgánicos, la eficiencia del desinfectante residual (Lechevallier *et al.*, 1988), la temperatura, el tiempo de residencia en conductos y unidades de almacenamiento, el pH, el potencial redox, el tamaño del inóculo y el material de construcción de las tuberías (Colbourne *et al.*, 1988; referido en Kaplan *et al.*, 1992).

OBJETIVO

El objetivo general de este trabajo es recopilar y comparar los resultados de diversos estudios experimentales sobre el crecimiento bacteriano dentro de las redes de distribución de agua potable. Con ello se pretende conocer los principales parámetros que gobiernan este fenómeno y las distintas formas de controlar la reproducción de bacterias durante el almacenamiento y distribución del agua, utilizando diferentes procesos de tratamiento que puedan ser aplicados en pro de una mayor y mejor eliminación de microorganismos en las redes de distribución de agua potable.

En la primera parte de este trabajo se expondrá un breve resumen de los estudios realizados por diferentes autores respecto al crecimiento de bacterias en las tuberías de distribución de agua potable. Seguidamente se presentará una comparación entre ellos, permitiendo de esta forma visualizar los diferentes métodos utilizados para el control de la proliferación bacteriana, y tratar de conocer cuál es el que ha dado mejores resultados hasta el momento.

ESTADO DEL CONOCIMIENTO

En esta sección se presenta un breve resumen de algunos de los estudios experimentales realizados hasta el momento.

concentraciones equivalentes de desinfectante residual. La presencia de materia orgánica biodegradable en el agua explica la proliferación de bacterias en el sistema de distribución. Por consiguiente, el control del carbono orgánico disuelto biodegradable es uno de los principales objetivos para lograr la estabilidad biológica del agua potable.

Evolución del CODB en las redes de distribución

Capellier *et al.* (1992) estudiaron la evolución del carbono orgánico disuelto biodegradable (CODB) en las redes de distribución. El objetivo de su trabajo fue comprobar el nivel de CODB que se puede encontrar en la red estudiada. El carbono orgánico disuelto (COD) es evaluado cada día, y el CODB es calculado como la diferencia entre el COD y el mínimo COD observado durante la incubación.

En la primera parte del estudio, llevada a cabo en una planta de tratamiento convencional con una etapa de ozonación seguida de una filtración sobre carbón activado granular (CAG) y su sistema de distribución, el CODB fue medido en agua filtrada en arena, en agua ozonada, en agua filtrada sobre carbón activado granular (CAG), en agua tratada y en agua de cinco depósitos situados a lo largo de la red. Los resultados obtenidos en la planta de tratamiento mostraron que la ozonación provoca un aumento de CODB de 0,3 a 0,6 mg/l, mientras que la filtración sobre CAG permite obtener niveles de CODB muy bajos al inicio del proceso (<0,1 mg/l), es decir 100% de eliminación cuando es nuevo. En la planta piloto de CAG, el CODB eliminado fluctuó entre 50% y 80% al cabo de un año de funcionamiento. En la red de distribución, las concentraciones de CODB disminuyeron de 0,6-0,7 mg/l a 0,2-0,4 mg/l, durante un tiempo de contacto estimado de 190 h. Cuando los filtros de CAG entraron en servicio en la planta de tratamiento, el CODB en el agua tratada fue de 0,14 mg/l, mientras que en la red fluctuó entre 0,14 y 0,27 mg/l. Esto muestra que la reducción de CODB en la planta de tratamiento disminuye su evolución en el sistema de distribución.

En la segunda parte del estudio se analizó otra red de distribución, en la que el agua que alimenta la red es tratada por coagulación, sedimentación y filtración en arena. Se seleccionaron 10 puntos de la red, donde se controlaron el CODB y diversos parámetros químicos y bacteriológicos durante junio y agosto de 1991. Los resultados de los análisis físico-químicos mostraron una variación de temperatura (-3°C a +3°C en la red comparado con el agua tratada de la estación); de pH (ligeras variaciones <0,5 unidades de pH) y de turbiedad (aumentó en la red con valores punta de 3,5 UT). Los valores de CODB en la planta de tratamiento fueron de 0,2-0,4 mg/l mientras que en la red se observó una mayor variación, <0,1 a 0,6 mg/l. Esto muestra que la actividad microbiana en el sistema causa un consumo de CODB, pero también que el agua libera CODB.

Tabla 2. Resultados del análisis del CODB en la cadena de tratamiento-primera parte del estudio. Adaptado de Mathieu *et al.* (1992).

Fecha del análisis	3 filtros de CAG en servicio (1/2 caudal tratado)				6 filtros de CAG			
	11/12/90	15/01/91	27/05/91	05/08/91	11/12/90	15/01/91	27/05/91	05/08/91
	COD mg/l	CODB mg/l	COD mg/l	CODB mg/l	COD mg/l	CODB mg/l	COD mg/l	CODB mg/l
Agua Cruda	6,61	4,40	---	---	7,27	2,35	---	---
Agua filtrada en arena	3,46	1,10	2,52	0,41	2,36	0,33	3,04	0,50
Agua ozonada	3,34	1,73	2,45	0,89	2,36	0,76	2,98	0,80
Agua filtrada en CAG	0,18	< 0,10	---	---	---	---	---	---
Agua tratada	1,71	0,80	1,10	0,35	1,75	0,62	0,87	0,14

Los resultados del ensayo se agrupan en la Tabla 2, donde se observa una disminución sucesiva de CODB en el transcurso de la ozonación. El agua filtrada sobre CAG en diciembre

Control de la proliferación de bacterias en las tuberías

Según el trabajo llevado a cabo por Mathieu *et al.* (1992) sobre los parámetros que gobiernan el crecimiento bacteriano en el sistema de distribución de agua, la acumulación de bacterias en las redes de distribución de agua potable es el resultado de al menos tres factores: a) la concentración de desinfectante residual, b) la concentración de materia orgánica biodegradable y c) el flujo de células bacterianas.

El objetivo del estudio fue evaluar la evolución de las características físico-químicas y microbiológicas del agua en una red de distribución experimental, a fin de comparar la eficiencia desinfectante del cloro y de la monocloramina y establecer las relaciones cuantitativas entre densidad bacteriana, concentración de desinfectante residual y materia orgánica biodegradable.

La red experimental se caracterizó por una sucesión de etapas:

1. Precloración (dosis de cloro a razón de 1,4 mg Cl₂/l y cloro residual en el efluente del filtro de arena de 0,08 mg Cl₂/l);
2. Coagulación-floculación (con cloruro férrico a un promedio entre 30 y 60 mg/l para obtener una turbiedad < 0,3 UT) seguido de una sedimentación;
3. Filtración en arena (velocidad de filtración de 6 m/h) y
4. Posdesinfección con cloro (promedio 1,8 mg Cl₂/l) y monocloramina (promedio 1,66 mg Cl₂/l). Estas concentraciones se controlaron para mantener el cloro entre 0,2 - 0,5 mg Cl₂/l y la monocloramina en 1 mg Cl₂/l después de 24 horas de tiempo de residencia en el sistema de distribución experimental.

El estudio experimental permitió comprobar un agotamiento del desinfectante durante las primeras horas de circulación del agua en el sistema de distribución. El consumo fue más rápido para el cloro (velocidad de consumo de 0,05 mg Cl₂/l.h) que para la monocloramina (velocidad de consumo de 0,02 mg Cl₂/l.h).

Durante los dos años de estudio (diciembre 1989 - julio 1991), las aguas tratadas a la salida del proceso de tratamiento se caracterizaron por escasas variaciones en los parámetros medidos (Tabla 1). En promedio, las aguas se distinguieron por una concentración de carbono orgánico disuelto (COD) de 1,65 mg C/l en poscloración y de 1,5 mg C/l en poscloraminación, donde respectivamente el 27% y 19% son biodegradables. La concentración de desinfectante residual fue de 1,6 mg Cl₂/l en forma de cloro y de 1,5 mg Cl₂/l en forma de monocloramina. Se observa una diferencia entre la densidad bacteriana obtenida mediante los dos desinfectantes de posdesinfección. El número de células totales, enumeradas por epifluorescencia, fue de 1,6.10³/ml al cabo de todos los períodos de poscloración frente a 6,3.10⁴/ml al final de todos los períodos de pos-cloraminación.

Tabla 1. Características experimentales de las aguas tratadas poscloradas o poscloraminadas. Adaptada de Mathieu *et al.* (1992).

Parámetro	Poscloración n = 6	Poscloraminación n = 6
COD, mg C/l	1,65	1,50
CODB, mg C/l	0,48	0,20
Células Plactónicas, células/ml	1,6.10 ³	6,3.10 ⁴
Cloro total residual, mg Cl ₂ /l	1,60	1,51
Turbiedad, UT	0,20	0,14

Como puede observarse en la Tabla 1, la calidad microbiológica del agua de distribución clorada fue mejor que la del agua de distribución cloraminada, con

no contiene prácticamente COD ni CODB. En el agua tratada, mezcla de mitad de agua ozonada y mitad de agua filtrada en CAG, el CODB se encontró en 0,8, 0,35 y 0,62 mg/l en diferentes períodos. Cuando la totalidad del caudal es filtrado en carbón activado (05.08.91), el CODB medido se aproxima al límite de detección analítica del parámetro (0,14 mg/l de CODB).

Control de subproductos de la desinfección con tratamiento biológico

El estudio de Shukairy *et al.* (1992) sobre el control de los subproductos de la desinfección y de la materia orgánica por el tratamiento biológico, tiene por objeto optimizar el uso de la preozonación asociado a los procesos biológicos para el tratamiento del agua de un río, a fin de producir un agua biológicamente estable, de eliminar una parte importante de la demanda de cloro y de reducir el potencial de formación de subproductos de la desinfección (DBP). Los resultados de la ozonación demostraron la formación de aldehídos (Figura 1): formaldehído, metil glyoxal, glyoxal y acetaldehído. A excepción del formaldehído, los aldehídos aumentaron con el incremento de la dosis de ozono (O_3) hasta estabilizar su concentración cuando la relación ozono/carbono orgánico total (O_3/COT) es de 0,7 mg/mg. El formaldehído continúa aumentando proporcionalmente con la dosis de ozono. Después del tratamiento biológico, la concentración de aldehídos disminuyó por debajo de 1 $\mu\text{g/l}$.

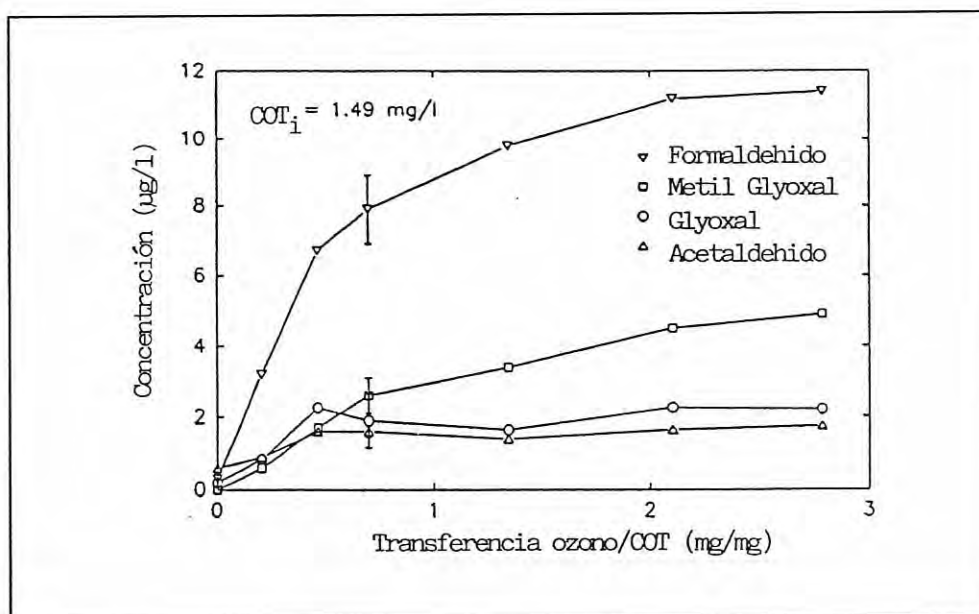


Figura 1. Efectos del ozono sobre la formación de aldehídos. Según Shukairy *et al.* (1992).

El incremento de la dosis de ozono hace aumentar la concentración de carbono orgánico asimilable (COA), así como el carbono orgánico disuelto biodegradable (CODB), tal como se muestra en la Figura 2. El COA alcanza un máximo para una dosis O_3/COT de 2 mg/mg , mientras que el CODB continúa aumentando a medida que lo hace la dosis de ozono, hasta que se alcanza una relación O_3/COT de 3 mg/mg . La demanda de cloro disminuye por efecto de los dos tratamientos: un 75% en el caso del ozono y un 55% para los tratamientos biológicos.

Los autores (Shukairy *et al.*, 1992) obtuvieron resultados similares en lo que concierne al efecto de las diferentes dosis de ozono y de los procesos de tratamiento sobre los precursores de los compuestos orgánicos halógenos totales (TOX), los trihalometanos (THM_3) y los ácidos acéticos halógenos (HAA_5). Los precursores son medidos por el potencial de formación (FP) en las siguientes condiciones experimentales: 12 $\text{mg Cl}_2/\text{l}$, 7 días de contacto, 25°C y pH 6,5-7,2. A una dosis de O_3/COD de 0,4 mg/mg , los TOXFP, los $THMFP$ y los $HAAFP$

disminuyeron en un 28%, 23% y 33% respectivamente (Figura 3). El efecto del ozono sobre la formación de los DBP (formaldehído, acetaldehído, glyoxal y metil glyoxal) se muestra en la Figura 4, donde se aprecia el incremento de los cuatro DBP a medida que aumenta la dosis de ozono. El formaldehído es el que presenta un mayor aumento, alcanzando una concentración de 24 $\mu\text{g/l}$ a una transferencia de dosis de ozono de 1,64 mg/mg COD. Después de aplicado un tratamiento biológico se observa una reducción significativa en los cuatro aldehídos, el formaldehído y el acetaldehído disminuyeron en un 98% y 94% respectivamente a una transferencia de ozono de 1,64 mg/mg COD.

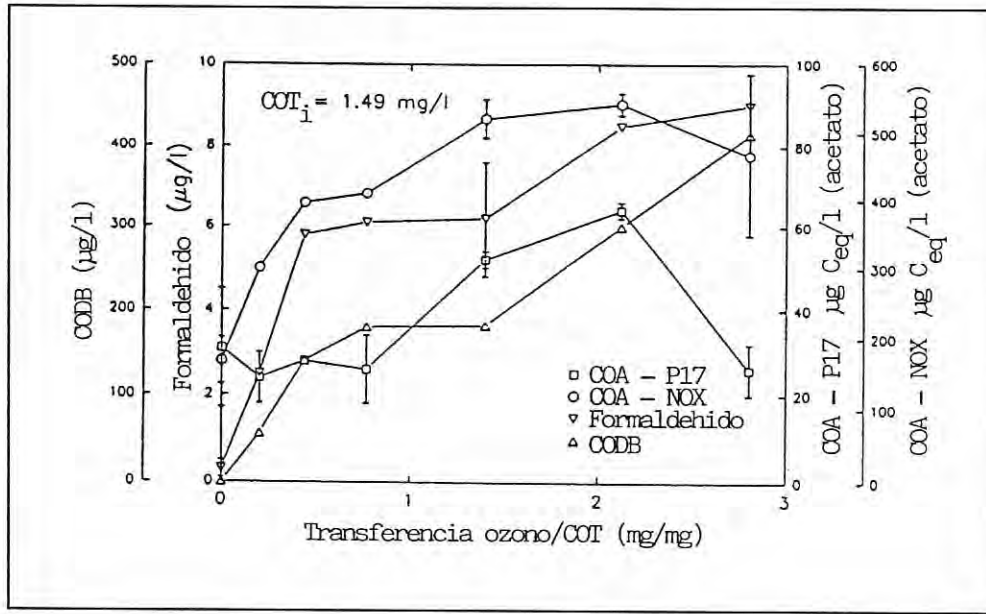


Figura 2. Efectos del ozono sobre la formación de formaldehído, de CODB y de COA. Según Shukairy *et al.* (1992).

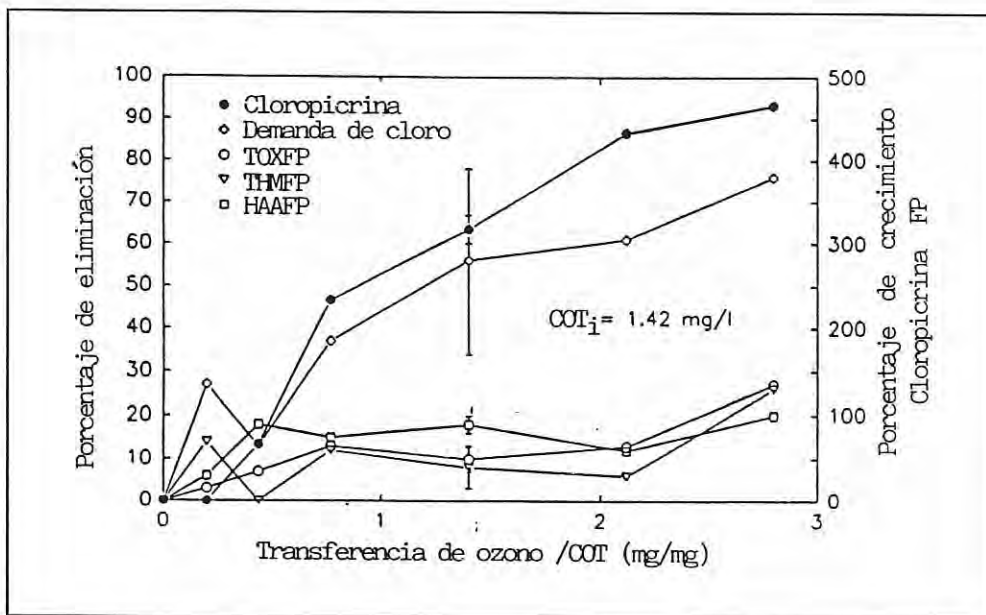


Figura 3. Efectos del ozono sobre el control de los subproductos de la desinfección. Según Shukairy *et al.* (1992).

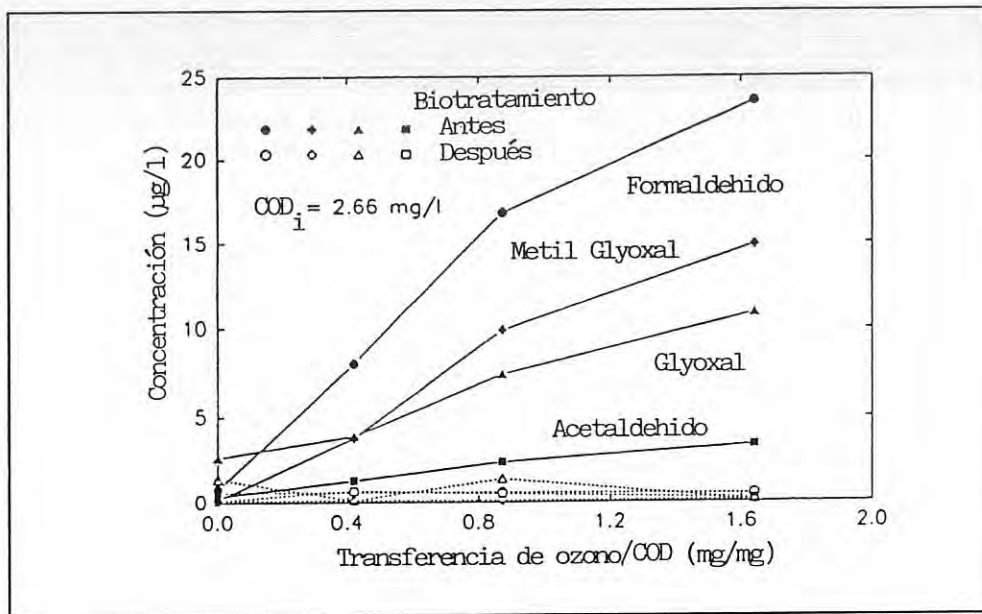


Figura 4. Efectos del ozono y del tratamiento biológico sobre el control de los aldehídos. Según Shukairy *et al.* (1992).

En resumen, la concentración óptima de ozono para eliminar los subproductos de la desinfección en un agua de río estaría entre 0,6 y 1,0 mg/mg (O_3/COT). En conclusión, la ozonación disminuye la demanda de cloro así como los precursores de los compuestos orgánicos halógenos (TOX, THM y HAA). No obstante, la ozonación produce otros subproductos, como los aldehídos y la cloropicrina, y aumenta el COA y el CODB que sirven luego de sustrato a los microorganismos. Los procesos biológicos son eficaces para disminuir los subproductos de desinfección, la demanda de cloro y los precursores de los compuestos orgánicos halogenados (TOX, THM y HAA).

En conclusión, la combinación de ozono y tratamiento biológico puede eliminar muchos precursores de los subproductos de desinfección. Todos los DBP por ozono pueden ser reducidos significativamente por biofiltración implicando una disminución de la demanda de cloro y necesitando menos cloro para mantener un residual en el sistema de distribución.

La concentración de CODB y el crecimiento bacteriano

La medida del CODB como un índice del potencial de crecimiento de bacterias en el agua, estudiada por Volk *et al.* (1992), indica que la técnica de usar bacterias fijas en partículas de arena como una rápida estimación del CODB puede ser considerada como un buen índice del crecimiento de bacterias en diferentes tipos de agua.

Los ensayos se realizaron sobre diferentes tipos de agua (agua de río, agua parcialmente tratada, agua totalmente tratada en el curso de la distribución y agua destilada), a fin de poner en evidencia la relación existente entre la medida de CODB en presencia de bacterias fijas sobre la arena y el máximo crecimiento bacteriano registrado en las mismas muestras después de inoculadas con cepas puras (*Pseudomonas fluorescens* P17, *Pseudomonas fluorescens* + *Spirillum* NOX) o con un inóculo mixto de bacterias naturales del agua.

Los resultados de este estudio ponen en evidencia: 1) una escasa relación entre el CODB y el máximo crecimiento de *Pseudomonas fluorescens* P17, 2) una mejor relación entre el CODB y el máximo crecimiento de P17 para las muestras ensayadas simultáneamente con P17 + NOX, 3) la ausencia de relación entre el CODB y el máximo crecimiento de NOX, 4) una correlación entre el CODB y el COA de 0,769, con una equivalencia de $140 \mu\text{g}$ de COA (eq de acetato)/ mg de CODB cuando el P17 es utilizado sólo y de $90 \mu\text{g}$ de COA eq ac/ mg de CODB

cuando el P17 es utilizado simultáneamente con el NOX, y 5) una relación significativa entre el CODB y el máximo crecimiento (inóculo natural mixto) cuando la enumeración de bacterias se efectúa con microscopio de epifluorescencia.

En conclusión, la medida de CODB como promedio de bacterias fijas, descrito originalmente para evaluar la eficiencia de una línea de tratamiento de potabilización respecto a la eliminación de la materia orgánica biodegradable, permite así predecir el potencial de recrecimiento bacteriano en diferentes tipos de agua.

CONCLUSIONES

No es fácil hacer una comparación entre los estudios realizados debido a la diversidad de parámetros y de técnicas analíticas utilizadas. Basándose en los experimentos realizados por los autores citados, podemos concluir lo siguiente:

1. La proliferación de bacterias ocurre generalmente en las paredes de las tuberías; la contaminación del agua se origina por la multiplicación de las bacterias adheridas y su posterior desprendimiento (Haudidier *et al.*, 1988, referido en Mathieu *et al.*, 1992).
2. Incluso en presencia de un desinfectante residual, es posible observar una acumulación de bacterias en la superficie de las tuberías de distribución, que aumenta con la disminución de la concentración de desinfectante residual (Mathieu *et al.*, 1992).
3. La relación observada entre la densidad bacteriana y el desinfectante residual (cloro o monocloramina) indica que para inactivar totalmente las bacterias en suspensión es conveniente mantener una cloración en continuo con un residual constante superior o igual a 0,5 mg Cl₂/l. Con concentraciones equivalentes de desinfectante residual, la calidad microbiológica del agua de distribución clorada es mejor que la del agua de distribución cloraminada (Mathieu *et al.*, 1992).
4. La estabilidad microbiológica de un agua potable distribuida exige el control de la calidad nutricional del agua, es decir la cantidad de materia orgánica disuelta (COD) y biodegradable (CODB) (Levi, 1990, referido en Mathieu *et al.*, 1992).
5. El seguimiento de los parámetros estudiados por Capellier *et al.*, 1992 (CODB y COD), muestra que éstos son el foco de una vida biológica importante que provoca modificaciones en la calidad del agua distribuida. La presencia de cloro libre no impide éste fenómeno.
6. Los resultados obtenidos en el estudio de Capellier *et al.*, 1992, muestran que se puede alcanzar 80 % de eliminación de CODB sobre un filtro de CAG colonizado.
7. El ozono provoca un aumento de CODB mientras que la filtración sobre CAG lo elimina casi en un 100 % cuando el filtro es nuevo y hasta un 80 % cuando ha pasado un año de funcionamiento (Capellier *et al.*, 1992).
8. La aplicación del ozono tiene ventajas y desventajas, es decir, su acción desinfectante es eficaz a través de una gama muy amplia de temperaturas y pH, es un oxidante poderoso que oxida con rapidez las impurezas orgánicas presentes en el agua. Sin embargo, su acción desinfectante residual no es duradera, ayuda a la formación de aldehídos que aumentan con la dosis de ozono añadido, al igual que el CODB y el COA (Shukairy *et al.*, 1992).
9. La aplicación de procesos conjuntos de ozono y tratamientos biológicos ayuda a la eliminación de precursores de los subproductos de la desinfección. La demanda de cloro es reducida en un 75 % con la aplicación de la ozonación,

mientras que los tratamientos biológicos la reducen en un 55 %. Todos los subproductos causados por la desinfección con ozono pueden ser significativamente reducidos por biofiltración. La demanda de cloro es reducida y por lo tanto menos cloro es necesario para mantener un residual en el sistema de distribución (Shukairy *et al.*, 1992).

10. La oxidación de la materia orgánica con ozono aumenta el substrato disponible y si no es controlado efectivamente contribuirá al crecimiento microbiano en el sistema de distribución y afectará la calidad del agua (Shukairy *et al.*, 1992).
11. Elevadas concentraciones de cloro residual pueden, en ciertas condiciones, inactivar la contaminación bacteriana del agua de distribución por las bacterias en suspensión. Sin embargo la utilización de dosis excesivas de desinfectantes puede acarrear la formación de subproductos organoclorados de toxicidad poco conocida y la aparición de sabores desagradables (Coallier *et al.*, 1989, referido en Volk *et al.*, 1992).
12. Los principales factores que influyen en la reproducción bacteriana son la temperatura, la edad y el tipo de tubería y de planta de tratamiento, el tiempo de residencia y la velocidad del agua, la eficiencia de la desinfección y la presencia de nutrientes (Volk *et al.*, 1992).
13. En el 90% de los casos el CODB representa el potencial de crecimiento bacteriano en el agua de diversos orígenes, cuando éstas son inoculadas con una flora bacteriana mixta y natural del agua (Volk *et al.*, 1992).

BIBLIOGRAFÍA

- Capellier, M., Picoche, C. y Deguin, A. (1992). Devenir du CODB dans les réseaux de distribution. Etude de 2 cas. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 5 (nº especial), pág. 51-67.
- Characklis, W.G. (1988). Bacterial regrowth in distribution systems. *Journal AWWA*, pág. 333.
- Coallier, J., Lafrance, P. y Duchesne, D. (1989). La recroissance bactérienne dans les réseaux de distribution d'eau potable. *Sciences et Techniques de l'Eau*, vol. 22, pag. 63-72.
- Colbourne, J.S., Trew, R.M. y Dennis, P.J. (1988). Treatment of water for aquatic bacterial growth studies. *J. Appl. Bacteriol.*, vol. 65, pág. 79-85.
- Haududuer, K. *et al.* (1988). Biofilm growth in a drinking water network: a preliminary industrial pilot-plant experiment. *Wat. Sci. Techn.*, vol. 20, pág. 109-115.
- Kaplan, L.A. *et al.* (1992). A survey of assimilable organic carbon, biodegradable organic carbon and coliform growth response in US drinking waters. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 5 (nº especial), pág. 207-224.
- Lechevallier, M.W., Cawthon, C.D. y Lee, R.G. (1988). Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies. *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 54, pág. 649-654.
- Levi, Y. (1990). Importance du contrôle du carbone organique dissous biodégradable (CODB) dans la stratégie de maintien de la qualité de l'eau potable au cours de la distribution. *Compte-rendu du 2ème Atelier sur l'eau potable, A.Q.T.E.*, Montréal, 273-282.
- Mathieu, L. *et al.* (1992). Paramètres gouvernant la prolifération bactérienne dans les réseaux de distribution. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 5 (nº especial), pág. 91-112.
- O'Conner, J.T., Hash, L. y Edward, A.B. (1975). Deterioration of water quality distribution systems. *Journal AWWA*, vol. 67, pág. 113-116.
- Shukairy, H.M., Miltner, R.J. y Summers, R.S. (1992). Control of disinfection by-products and biodegradable organic matter through biological treatment. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 5 (nº especial), pág. 1-15.
- Volk, C., Renner, C. y Joret, J.C. (1992). La mesure du CODB: un index du potentiel de reviviscence bactérienne des eaux. *Revue des Sciences de l'Eau*, vol. 5 (nº especial), pág. 189-205.

TÉCNICAS DE EXTRACCIÓN DE RADIO-NUCLEIDOS DE LAS AGUAS DE ABASTECIMIENTO

Alex Marín del Coso

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94

INTRODUCCIÓN

Tras la catástrofe atómica ocurrida en Chernobyl el año 1986, la ciudad de Kiev vio cómo sus aguas de abastecimiento registraban importantes aumentos en los niveles de radioactividad. Dos de sus principales fuentes de agua potable estaban contaminadas y para evitar afectaciones a la población se dispusieron cantidad de medidas logísticas y dispositivos especiales para tratar los afluentes. Este es un caso excepcional de contaminación por radio-nucleidos pero nuestras aguas de abastecimiento no están exentas de estos componentes y cada vez más, se vienen desarrollando técnicas específicas para su eliminación.

El objetivo de este trabajo es la descripción de los diferentes métodos utilizados actualmente para conseguir efluentes con concentraciones de radio-nucleidos aceptables.

Los radio-nucleidos pueden afectar a la población a través de las aguas de abastecimiento, tanto por ingestión directa como por difusión en el ambiente durante tareas tan comunes como la ducha o la limpieza del hogar. La radiación en el cuerpo humano produce la ionización de las células causando defectos en el crecimiento de las mismas y pudiendo desembocar en tumores, cáncer, malformaciones e incluso la muerte. No obstante, de la gran variedad de elementos radioactivos que existen, en nuestro ámbito, sólo son de interés el uranio, el radio y el radón. El resto aparecen en muy bajas concentraciones.

La regulación de estos elementos no cuenta con la unanimidad de la comunidad científica. De hecho, tanto el uranio como el radón fueron excluidos de toda regulación en la norma americana que entró en vigencia en julio de 1976. Posteriormente, se determinó que la concentración media de radón en aguas públicas americanas generaba un riesgo de muerte cifrado en 1 caso por cada 10.000 habitantes. Este constituía el mayor riesgo de entre todos los contaminantes regulados por la SDWA.

Se ha comprobado que el isótopo más peligroso para la salud humana es el Rn-222 por las elevadas concentraciones en las que se encuentra y por su influencia en el cáncer de pulmón. Afortunadamente, las técnicas de extracción de los radio-nucleidos han resultado ser bastante eficaces y desde las más complejas hasta las más tradicionales (filtros de arena) han dado resultados satisfactorios en la extracción. Mención a parte para el tratamiento de los substratos contaminados, que se ha convertido en el gran caballo de batalla en muchos de estos métodos. La problemática que presenta la disposición de estos residuos contaminados es tanto o más importante que la propia descontaminación de las aguas.

OBJETIVOS

El objetivo de este trabajo es describir las técnicas de extracción que se están estudiando o que están ya en uso para cada radio-nucleido en particular.

El enfoque del trabajo responde a una recopilación documental y no al resultado de un experimento concreto. No es su objetivo detallar los aspectos más teóricos de los métodos explicados y sí el dar una visión global de las técnicas que se emplean para la extracción de

los diferentes radio-nucleidos. En particular, se pretende analizar las técnicas aplicables a tres elementos : el radio, el uranio y el radón que son los de mayor peligrosidad y que requieren esquemas de tratamiento específicos. Como aplicación práctica se expone el caso de la catástrofe atómica de Chernobyl y se concluye el informe con las conclusiones.

RADÓN

El radón es un gas soluble en agua que se presenta principalmente en su forma Rn-222. Su presencia en las aguas superficiales es reducida por su acentuado carácter volátil, pero en acuíferos puede llegar a elevadas concentraciones por difusión a través de los poros del suelo. El Rn-222 es el isótopo que más preocupa a las autoridades americanas por su difusión en ambientes familiares durante la ducha o la limpieza del hogar.

Dos ramas de tratamiento destacan sobre las demás. Por un lado aparecen los lechos de carbón activo, con eficiencia decreciente a medida que se va saturando y por otro, las técnicas de aireación.

Los sistemas de CAG (Elanner *et al.*, 1993), requieren los menores gastos de mantenimiento y son los más fáciles de operar, sin embargo, su funcionamiento sólo es posible cuando el agua afluyente tiene baja actividad ya que bajo regímenes de caudal variable y/o contaminado, los efluentes no son capaces de cumplir con las especificaciones de la norma. Es un sistema poco flexible. Con actividades de entrada superiores a 1000-3500 pCi/l el efluente no cumple las especificaciones, que se sitúan en 300 pCi/l. El problema de la rápida saturación asociado a la conflictiva disposición del carbono agotado (no regenerable) pone en tela de juicio a esta técnica. Además, para evitar precipitados de metales, bacterias o materia orgánica en el lecho es necesario un pretratamiento o un contralavado muy frecuente. Este aspecto redunda negativamente en el rendimiento.

Las técnicas de aireación han demostrado ser muy eficaces en la eliminación del radón (Dixon *et al.*, 1991), incluso a elevadas concentraciones, con eficiencias que se situaban fácilmente por encima del 99%. Existe la posibilidad de alcanzar efluentes con actividad menor a 300 pCi/l. Además las variaciones en el afluyente se corrigen fácilmente y sin grandes desviaciones en la calidad del efluente. La aireación también presenta problemas. El principal es la oxidación del hierro cuando se encuentra en concentraciones superiores a 0.3 mg/l. La oxidación es rápida y esto puede producir una acumulación de hierro en los difusores afectando al flujo de aire. Este método requiere una labor de mantenimiento continua o en su defecto un sistema de pretratamiento de las aguas para el hierro.

La necesidad de mantenimiento y la existencia de componentes mecánicos como bombas y manómetros, convierten la aireación en un método más caro que el carbón activo. Las instalaciones deben estar bien ventiladas y a veces incluso se requieren tratamientos específicos para las emisiones. Son sistemas ruidosos.

Bajo el nombre de técnicas de aireación se entienden principalmente tres técnicas diferentes:

1. *Spray jet aeration*. Con muchos problemas y baja efectividad (menos del 75%). No es recomendable para el radón.
2. *Packed tower aeration*. Técnica efectiva y flexible, con bajos costes de mantenimiento y que excepto por cuestiones estéticas es muy competitiva.
3. *Multistaged bubble aeration*. Con ventajas similares al anterior pero que a demás puede disimularse en pequeñas casetas.

RADIO

El radio se encuentra predominantemente en las formas Ra-226 y Ra-228 y se incorpora a las aguas superficiales mediante el contacto con el lecho del río o por disolución de sólidos. Su actuación en detrimento de la salud lo hace poco deseable en las aguas de abastecimiento

y su actividad se limita a 5 pCi/l. En Estados Unidos se han estimado en cerca de 500 las comunidades cuyas fuentes de agua sobrepasan este límite y por ello se han desarrollado multitud de proyectos de experimentación con diferentes técnicas.

Dos experiencias particulares pueden servir para analizar el problema y su aplicación práctica. Son las experiencias realizadas sobre las aguas superficiales de Lemont (Clifford *et al.*, 1988) y de Quail Creek (Mckelvey *et al.*, 1993).

La primera experiencia se desarrolló en 1988 y tuvo como escenario el condado de Lemont. El problema del radio se abordó mediante una resina ácida de intercambio catiónico conocida con el nombre de RSC (Radium selective complexer). Esta resina, que contiene BaSO₄ resulta ser excelente en la extracción pero por no ser regenerable se clasifica como inviable. Se desarrolló a continuación otra resina con BaSO₄ y alúmina que puede considerarse un buen sustituto pero que volvió a presentar el problema de la carestía de gestionar los lechos agotados. Su contenido en radio los hace tan conflictivos que desvirtúa de por sí todo el proceso.

Por todo esto, se optó por la osmosis inversa de baja presión (70 psig frente a los valores estándar de 125-400 psig) cuyo coste es inferior a la osmosis convencional y cuya efectividad es del 90% en la eliminación de la dureza del agua y del 91% en el radio.

Las experiencias en Quail Creek, fueron encaminadas también al desarrollo de tecnologías de intercambio iónico. En este caso se busca también que los iones de radio substituyan a los de sodio. De entre todas las resinas se demostró que las de mayor longevidad y rentabilidad económica en la regeneración eran las denominadas SAC (Strong acid cation), incluso teniendo en cuenta que se infrutilizaba su capacidad de extracción de radio por causa de interferencias con otras especies. El proyecto de Quail Creek incorporó al análisis puramente científico otro de viabilidad económica, resultando ambos satisfactorios para el caso particular de estas aguas.

Independiente de estas dos experiencias hay una tercera vía de investigación que se ha revelado sorprendentemente eficaz. La utilización de filtros de arena convencionales (Valentine *et al.*, 1987) puede resultar económicamente viable si se realiza una descolmatación periódica con ácidos diluidos.

URANIO

El uranio es un elemento natural radioactivo que se encuentra tanto en aguas de superficie como subterráneas y en menores cantidades en aguas de mar. Las concentraciones que podemos encontrar son de 3-500 µg/l aunque se puede llegar a rangos de mg/l. Aunque la ocurrencia de pozos de abastecimiento con cantidades elevadas de uranio nunca ha sido de gran importancia, su eventual aparición en cantidades de 100 µg/l o superiores indujo a las autoridades americanas a tomar el tema más en serio. En este sentido cabe destacar que es el único radio-nucleido expresamente regulado en una normativa de aguas europea. La directiva 80/68/CEE clasifica al uranio dentro de una lista de sustancias perjudiciales para las aguas subterráneas.

El uranio es un elemento muy reactivo que forma complejos muy fácilmente, variando sus afinidades en función del pH. Esta "afición" del uranio a enlazarse (el ión uranilo sobretudo) le hace ser un elemento fácil de eliminar. Se ha estudiado su comportamiento en laboratorio y plantas piloto, pero hasta 1988 no se han dispuesto plantas específicas para su eliminación porque, como se detalla a continuación, las técnicas tradicionales son altamente efectivas.

1. Métodos convencionales de coagulación-floculación (Sorg, 1988).

Se han ensayado varios jar-tests con coagulantes tradicionales (hierro y aluminio), y variando las dosis y el pH se comprueba que los resultados pueden ser del 90% de extracción siempre que respetemos la franja de pH 6-10. Si se franquea esta franja los rendimientos caen significativamente. Utilizando cal también se obtienen buenos resultados siempre que el pH esté próximo a 10,6, y éstos mejoran si añadimos algo de magnesio (en forma de $MgCO_3$ por ejemplo).

2. Intercambio iónico (Sorg, 1988).

Estas técnicas funcionan especialmente bien cuando se usan resinas de intercambio aniónico. Con resinas catiónicas los resultados no son rentables. Las resinas que mejores resultados dan son las de calcio y sodio y su regeneración permite múltiples usos. Se puede llegar hasta valores de 5-10 $\mu g/l$ para grandes volúmenes. Una técnica similar es la de las columnas de alúmina activada o carbón activado (Sorg, 1988), que dan rendimientos del 99% pero cuya colmatabilidad vuelve a presentar problemas como en el radón. Los volúmenes tratables son pues pequeños, y esto va en detrimento de la economía.

3. La osmosis inversa (Sorg, 1988).

La osmosis inversa muestra una efectividad altísima, de valores superiores al 99%, pero hoy en día es un terreno poco conocido porque le afecta mucho el pH, siendo óptima la extracción a pH neutro.

La Tabla 1 resume las tecnologías disponibles para la eliminación de los diferentes radio-nucleidos y el rendimiento que puede alcanzarse en los diferentes procesos de tratamiento.

Tabla 1. Tecnologías de extracción de radionucleidos y sus características.

Tecnología	Radio-nucleido	Rendimiento	Comentarios
Coagulación-filtración	Ra	< 25%	Elevado pH y aporte de Mg
	U	95%	Elevado pH (+10) y alúmina
	Rn	18-98%	Sólo en laboratorio
Tratamiento con cal y sosa	Ra	--	No aplicable.
	Ra	80-95%	La mejor opción para grandes plantas.
	Ra	43-92%	En plantas a escala
	U	85-90%	pH 10,6-11,5
	U	99%	Alto pH y mucho Mg
Intercambio iónico	Rn	--	No aplicable
	Ra	95%	Óptimo plantas pequeñas
	U	99%	Intercambio aniónico
Adsorción	Rn	--	No aplicable
	Ra	90%	Experimental
	Ra	85-90%	Con arena, experimental
	U	--	No aplicable
Aireación	Rn	62-99%	Adsorción con CAG
	Ra	18%	
	Ra	20-23%	
	U	--	No aplicable
	Rn	20-96%	Depende del proceso
Osmosis inversa	Ra	87-98%	Experiencias piloto
	U	95%	
	Rn	--	No aplicable.

ABASTECIMIENTO EN KIEV

En abril de 1986 se produce un fallo en la central nuclear de Chernobyl, a 100 Km de Kiev, capital de Ucrania. Las dimensiones del suceso pusieron en peligro las principales fuentes de abastecimiento de Kiev, a saber, el río Dnieper, el río Desna y los pozos subterráneos. Los índices de radioactividad subieron en el río Dnieper hasta niveles de $10e-8$ Ci/l, cuando su nivel normal era de $10e-11$ Ci/l. Las reservas subterráneas también se vieron afectadas. De poco habían servido las medidas tomadas para evitar la expansión de la contaminación y se hizo necesario desarrollar varios planes de emergencia dirigidos a garantizar un abastecimiento de calidad. Se desarrollaron tres planes, a cual más exigente, para aplicarlos en función de la gravedad de la contaminación. No obstante, tan solo se llevó a cabo el primero, que comprendía la perforación de pozos artesianos no contaminados y la toma de agua del río Desna.

Sí fueron necesarias modificaciones en la tecnología de tratamiento de aguas. En las estaciones que tomaban agua del Dnieper. El proceso que se siguió fue: Toma de agua, bombeo, mezcla rápida, estancia en reactores físico-químicos, decantación, filtración rápida, ozonación y reserva en depósitos de agua limpia. Se usaba cloro y sulfato de aluminio como reactivos. El filtro de arena en los filtros rápidos fue reemplazado por carbón activado y calada, un absorbente natural.

De hecho, estudios realizados en la propia planta del Dnieper mostraron que el carbón activo es el material más efectivo para eliminar Iodo-131 y Ruterio-106, y la calada era particularmente efectiva con el Cesio-137 y el estroncio-90. No obstante, la vida de estos absorbentes era escasamente de 3 meses hasta adquirir el mismo grado de radioactividad que el agua. A demás filtros rápidos con arena de cuarzo ayudaban a reducir la radioactividad captando sólidos en suspensión.

Las conclusiones que se extraen de esta experiencia no son nada halagüeñas y enfatizan principalmente en la necesidad de prevención. Hacen referencia a la poca efectividad de los métodos anteriores cuando la contaminación es elevada y a la conflictividad de los fangos resultantes así como al efecto positivo de la propia regulación natural que mediante mecanismos de difusión contribuye a reducir los límites de radioactividad.

CONCLUSIONES

De acuerdo con el objetivo principal del trabajo, he examinado de forma cualitativa las opciones existentes hoy en día para eliminar radio-nucleidos del agua.

La primera conclusión evidente es que los elementos radioactivos no presentan una complicación especial cara a su tratamiento (excepto en casos excepcionales como el de Chernobyl), y las técnicas más comunes como el CAG, intercambio iónico, aireación, tratamientos físico-químicos corrientes, e incluso la simple filtración con arena pueden dar resultados óptimos si son aplicadas correctamente, tal como se indica en la Tabla 1. Este hecho ha garantizado unos niveles de calidad de las aguas aceptables aún en aquellos momentos en los que no había legislación clara al respecto.

En segundo lugar, es importante señalar que la preocupación por algunos isótopos, y en particular por el radón, no data de mucho tiempo, y por ello la investigación está aún en marcha. De hecho ya se ha hablado de la polémica existente sobre qué es necesario legislar.

En tercer lugar, es necesario analizar el problema de los subproductos que se generan. Cuando se trabaja con CAG o resinas, éstas se van colmatando de iones radioactivos, que se adhieren o intercambian con el lecho llegando a agotarlo hasta el punto de inutilizarlo. En este momento, los substratos se convierten en un residuo radioactivo que requiere un tratamiento especial. Tratamiento que no es ni barato ni fácil, por lo cual muchos piensan que no es un camino a seguir. De hecho, existe la prohibición de emplear el CAG cuando hay uranio y/o radio en elevadas concentraciones. A demás de su tratamiento, los lechos agotados emiten

rayos gamma, lo cual es una dificultad añadida frente a la aireación que no presenta este problema.

En cuarto lugar, es conveniente señalar la gran proyección que tienen las técnicas de osmosis inversa y su adecuación a la extracción de radio y uranio con elevadísimos rendimientos. Finalmente se expone lo que dice la normativa española y europea en referencia a este tipo de contaminantes.

No se recogen referencias específicas a contaminantes radioactivos más que en el Real Decreto 1138/1990 donde se dan los valores máximos de radiación en las aguas de abastecimiento sin hacer referencia explícita a ningún elemento en particular, y en la directiva 80/68/CEE donde se contempla como sustancia perjudicial para las aguas subterráneas el Uranio y todas aquellas sustancias con carácter mutagénico, cancerígeno o teratogénico.

BIBLIOGRAFÍA

- Aielta, E.M. *et al.* (1987). Radionuclides in drinking water: An overview. Journal AWWA. April 1987. Pags 144-151.
- Clifford, D. *et al.* (1988). Evaluating various adsorbents and membranes for removing radium from groundwater. Journal AWWA. July 1988. Pags 94-105.
- Dixon, K.L. *et al.* (1991). Evaluating aeration technology for radon removal. Journal AWWA. April 1991. Pags 141-148.
- Elanner, N. *et al.* (1993). Using POE techniques to remove radon. Journal AWWA. June 1993. Pags 75-86.
- Lowry, J.D. and Lowry, S.B. (1988). Radionuclides in drinking water. Journal AWWA. June 1988. Pags 50-65.
- Lowry, J.D. *et al.* (1987). Point-of-Entry Removal of radon from drinking water. Journal AWWA. April 1987. Pags 162-169.
- Mckelvey, G.A. *et al.* (1993). Ion exchange: A cost effective alternative for reducing radium. Journal AWWA. June 1993. Pags 61-66.
- Sorg, T.J. (1988). Methods for reducing uranium from drinking water. Journal AWWA. July 1988. Pags 105-111.
- Tsarik, N. (1993). Supplying water and treating sewage in Kiev after the Chernobyl Accident. Journal AWWA. June 1993. Pags 42-45.
- Valentine, R.L. *et al.* (1987). Radium removal using sorption to filter sand. Journal AWWA. April 1987. Pags 170-176.

AGUA POTABLE Y SALUD: EVALUACIÓN DE RIESGOS

Rafael Marzo Rodrigo

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94

INTRODUCCIÓN

Un abastecimiento de agua no sólo ha de suministrar agua potable, sino que ha de suministrar agua potable segura. Los agentes microbiológicos patógenos y toxigénicos del agua potable han sido siempre conocidos como causantes de enfermedades y de muertes de los consumidores. Las estrategias comunes para controlar los riesgos de la salud provocados por los microbios en el agua potable han sido exitosas y están documentadas históricamente por el increíble descenso de las epidemias y endemias de enfermedades microbianas como la fiebre tifoidea y el cólera.

Cada vez hay una mayor variedad de microbios que dan lugar a enfermedades que comportan una variedad de efectos en la salud. La gran magnitud de enfermedades microbiológicas del agua sugiere nuevas estrategias necesarias para reducir los riesgos microbianos en la salud. Aumentar o modificar los tratamientos actuales convencionales, especialmente la desinfección, es útil para reducir tales riesgos. Sin embargo, aumentar o modificar los tratamientos no es sólo costoso, sino que también crea riesgos adicionales para la salud. Los desinfectantes y sus derivados son conocidos como tóxicos, y en consecuencia, aumentar su uso implica aumentar la exposición de los consumidores a los riesgos de tales agentes químicos.

Los riesgos totales asociados a los productos químicos de la desinfección deben ser medidos y sopesados en contraste con los riesgos de los agentes microbiológicos. Hay que definir y ejecutar un plan de actuación para llegar a un punto intermedio que origine riesgos menores y más aceptables.

OBJETIVOS

El principal objetivo es analizar el riesgo que supone para la salud humana la ingestión de agua potable de una red de abastecimiento. Para ello será necesario:

1. Evaluar los riesgos provenientes de microbios en el agua potable.
2. Evaluar los riesgos provocados por los desinfectantes y derivados utilizados en la desinfección del agua.
3. Comparar ambos riesgos para intentar llegar a una situación equilibrada, ya que disminuir uno de los riesgos supone aumentar el otro y viceversa.

EVALUACIÓN DE RIESGOS MICROBIANOS

Los riesgos microbianos en el agua potable proceden de un amplio rango de microorganismos del agua, como bacterias, virus y protozoos. Estos microorganismos varían grandemente en tamaño, naturaleza de su superficie, forma de vivir y características de multiplicación. Son ubicuos en la mayoría de superficies con foco acuífero, como lagos, riachuelos y estanques; y proceden de la deposición de materia fecal humana y animal. Los riesgos sanitarios asociados con estos patógenos han sido perfectamente establecidos,

variando desde enfermedades bóricas y de bacterias gastroentéricas hasta infecciones como hepatitis A y giardiasis. Los efectos en la salud más comunes son agudos, inmediatos y usualmente aparentes.

La asociación entre microbios del agua y enfermedad se basa generalmente en la información obtenida a partir de brotes de enfermedad producidos por el agua. Este método ha llevado al control efectivo de varias enfermedades. Pero gran número de microorganismos potencialmente patogénicos del agua son desconocidos y continúan aumentando.

Los estudios deben identificar y clasificar cada microbio, principalmente los que son causa de enfermedades agudas o crónicas transmitidas por el agua. Falta una base de datos nacional para documentar la frecuencia y distribución de agentes patógenos en el agua potable suministrada, incluyendo origen, etapas de crecimiento, variabilidad en espacio y tiempo, y el tratamiento específico a aplicar.

La inmunofluorescencia y otros métodos microscópicos, usados ahora para protozoos y algunas bacterias, no indican la virulencia del microorganismo. No hay métodos de detección seguros para muchos patógenos. Además algunos patógenos están a concentraciones tan bajas que no pueden ser detectados, y son causantes de posibles riesgos en la salud. Todas estas limitaciones en los análisis quizás se acabarán con los innovadores métodos de detección que están siendo desarrollados a partir de ácidos nucleicos.

Así pues, no podemos valorar las distribuciones de frecuencias en espacio y tiempo de tales agentes patógenos. Además la mayoría de métodos requieren días para suministrar los resultados, por lo que no se puede detectar y responder con rapidez a los cambios de calidad microbiana de los suministros de agua potable. Por lo que cuando se han detectado los microbios, el agua ya ha sido consumida. Además pueden ocurrir cambios apreciables en la calidad microbiana del agua durante el tratamiento y distribución de la misma. Por ejemplo, pueden crecer microbios después de ser tratada el agua y antes de ser consumida.

También debe valorarse la posibilidad de asociación o unión entre diferentes microorganismos, pues constituyen unidades que pueden ser más difíciles de detectar y desinfectar, que si estuviesen por separado. La presencia de partículas en el agua también ofrece protección a los patógenos.

Hay que determinar el mecanismo por el cual los patógenos consiguen superar las defensas del huésped y causar infecciones y enfermedades. La protección del huésped ante los microbios se basa en la integridad de sus defensas naturales. En muchos países el número de individuos viejos o con Sida está creciendo, y esto hace más favorable la infección por microbios del agua potable. Estas poblaciones son susceptibles de: 1) sufrir infección o intoxicación con dosis menores de microbios, 2) ser afectados por microorganismos que normalmente no causan infecciones y 3) sufrir enfermedades más graves.

Los análisis de riesgo microbiano requieren varias piezas de información: dosis infectiva o tóxica, grado de afectación (infección, enfermedad o muerte), frecuencia en el agua, probabilidad de infección en el huésped y diseminación del agente. Es necesario el estudio de la virulencia y potencial tóxico del microbio, así como la susceptibilidad del huésped para reducir el riesgo de infección.

EVALUACIÓN DE RIESGOS QUÍMICOS

Los procesos de desinfección, más comúnmente la cloración, han sido utilizados satisfactoriamente para combatir a los microorganismos del agua desde 1900. La adición de cloro al suministro de agua es económica, conveniente y efectiva en eliminar la transmisión de enfermedades bacterianas provenientes del agua potable. Aunque el amplio uso del cloro ha reducido significativamente el riesgo de enfermedad por microorganismos en el agua, los productos químicos de la desinfección también presentan riesgos para la salud pública. Los principales desinfectantes-oxidantes usados en el tratamiento de agua potable son el cloro

(ácido hipocloroso e ión hipoclorito), las cloraminas (usualmente una mezcla de mono y dicloraminas), el ozono y el dióxido de cloro.

El uso del cloro como desinfectante incluye el riesgo a largo plazo de cáncer. El riesgo de cáncer procede de los derivados del cloro (cloroformo, trihalometanos y otros compuestos organoclorados), que se forman al reaccionar el cloro con la materia orgánica que contiene el agua. Ensayos en animales de laboratorio han sugerido que la ingestión de trihalometanos está asociada con la incidencia creciente de tumores de riñón en ratas y tumores de hígado en ratones. Otros derivados de procesos de cloración (dicloroacético, ácido tricloroacético, haloacetanitrilos, clorofenoles) han sido también indicados como causa del carácter cancerígeno, mutagenicidad y otras propiedades tóxicas.

En general, los estudios han encontrado que los riesgos de estos cánceres son 1.1-2 veces mayores que para aquellos que utilizan agua no clorada. Efectos adicionales en la salud, como incrementos en el colesterol del suero de ciertas poblaciones, han sido también asociados con agua potable que contenía residuos de cloro. Se está poniendo más atención a los sustitutos del tratamiento con cloro.

Las cloraminas son una alternativa a la desinfección con ión hipoclorito y ácido hipocloroso, que aunque tienen una capacidad desinfectante menor que éstos, son mucho más estables en el agua de abastecimiento. Además reaccionan menos con la materia orgánica que pueda tener el agua, por lo que se reduce el riesgo de formación de compuestos organoclorados.

El ozono es inestable en el agua, por lo que es improbable que la ozonación sea usada como la desinfección final del proceso, como último paso en el tratamiento antes de que el agua sea distribuida a los consumidores. Sin embargo, la ozonación provee una eficacia de desinfección excelente, produce pocos subproductos clorados y sirve a otros tratamientos con el fin de controlar sabores y olores.

El dióxido de cloro no es usado muy extensivamente por los efectos potencialmente tóxicos del clorito y el clorato, los dos principales subproductos del ClO_2 . Una reevaluación de sus efectos o el desarrollo de nuevas tecnologías para el control de estos subproductos puede hacer aún posible que el dióxido de cloro sea ampliamente usado como desinfectante del agua.

La evaluación exacta de riesgos es la base para proteger a los humanos de los químicos encontrados en el agua potable. Normalmente, no hay alternativas adecuadas para el uso de animales de laboratorio para evaluar directamente la toxicidad química. Para obtener respuestas tóxicas en un número relativamente pequeño de animales dentro de períodos de tiempo razonables, los experimentos de toxicidad usan altas dosis, mucho más altas que las encontradas en el agua potable.

Hay que hacer dos tipos de extrapolaciones de estos experimentos para predecir los riesgos en la salud humana: 1) predecir la curva dosis-respuesta de los animales de laboratorio para dosis bajas a partir de la de dosis altas y 2) predecir la curva dosis-respuesta en humanos a partir de la de animales, teniendo en cuenta que las diferencias fisiológicas y bioquímicas entre esos animales y los humanos pueden llevar a comportamientos dosis-respuesta totalmente diferentes.

Estos modelos no disciernen los mecanismos operativos que en animales y humanos producen aumento de efectos tóxicos, por lo que tienen un valor limitado. Se están desarrollando modelos alternativos basados biológicamente, que pueden ser usados para dosis bajas y extrapolaciones de especies.

COMPARACIÓN DE RIESGOS MICROBIANOS Y QUÍMICOS

La misión de la Salud Pública es reducir y, si es posible, eliminar riesgos de enfermedad y muerte prematura. El riesgo cero es una meta quijotesca porque las intervenciones apuntan a que reducir un riesgo actualmente aumenta otro diferente. Cabe preguntarse si pueden ser reducidos los riesgos microbiológicos sin introducir riesgos nuevos como los provocados por agentes químicos y derivados. Los riesgos microbiológicos del agua y los de los procesos de desinfección utilizados para combatirlos ocasionan el desafío tecnológico de minimizar el riesgo cancerígeno procedente de los agentes desinfectantes sin comprometer su efectividad.

Se necesitan investigaciones para comparar los dos riesgos en términos de efectos sobre la salud pública, coste económico para la sociedad y consecuencias para la calidad de vida en su totalidad. Las decisiones críticas sobre ambos riesgos parecen ser diferentes en severidad, certeza y tiempo de efectos en la salud, y en la distribución de los efectos entre diferentes grupos de la sociedad.

Severidad de los Efectos sobre la Salud

Para comparar los riesgos, los efectos sobre la salud deben ser expresados en la misma unidad de medida. Quizás la medida más simple es el número de vidas perdidas, y más informativo aún sería el número de años de vida perdidos. La decisión sería dar recursos para que los mejores años de vida fuesen salvados. El inconveniente de esta medida es que no tiene en cuenta la inutilidad y morbilidad.

Otra medida sería la de la calidad ajustada de los años de vida perdidos (QALY). Por ejemplo un año de vida en el cual un ciudadano tiene una diarrea crónica no equivaldría a un año de salud normal. Tampoco es lo mismo un año de diarreas y uno de cáncer. Se trataría de aplicar unos pesos o ajustes de calidad para igualar estados variantes de salud e inutilidad. Se obtendrían a partir de pacientes y médicos; y teniendo en cuenta que mucha gente tiene un innato temor al cáncer mientras que para otros la inmediatez y agudo sufrimiento de la enfermedades microbianas puede ser peor.

Otro tipo de medida comparativa es traducir cada riesgo en días de inutilidad, la cual es muy útil pues los efectos del agua potable sobre la salud incluyen frecuentes episodios de morbilidad.

Finalmente se puede traducir todo riesgo en la salud a dólares y entonces medir la carga económica impuesta a la sociedad por cada uno de los riesgos en estudio. En este tipo de análisis se trata de cuantificar los costes de tratamiento médico por enfermedad y mortalidad de cada riesgo, así como la valoración de las ganancias previsibles o la productividad perdida por los riesgos. Alternativamente, se puede obtener de los ciudadanos cuánto dinero estarían dispuestos a pagar para reducir los diferentes riesgos sobre la salud.

Efectos Seguros e Inciertos

El riesgo de enfermedades microbiológicas es cierto, seguro. Está bien documentado con evidencias que el agua potable contaminada causa disentería y diarreas. Por el contrario, los riesgos carcinogénicos y otros efectos de los subproductos desinfectantes son altamente inciertos. Las actitudes de los ciudadanos hacia la incertidumbre difieren: no todos perciben incertidumbre de la misma manera ni quieren aceptar la misma cantidad de incertidumbre.

Efectos Inmediatos frente a Retardados

Mientras que los efectos entéricos (diarrea) de las enfermedades microbiológicas son usualmente inmediatos, los posibles carcinogénicos y otros efectos crónicos pueden no aparecer hasta muchos años después de que los desinfectantes han sido puestos en el suministro; hay un período latente entre la exposición y la enfermedad.

Para comparar sucesos que ocurren en diferentes períodos de tiempo se usa un factor de descuento, que iguala sucesos futuros con aquellos que suceden en el presente. En teoría, la gente prefiere aumentos de bienestar ahora a bienestar ganado en el futuro. También los recursos consumidos ahora tienen más valor que el mismo grupo de recursos consumido en el futuro, porque pueden ser invertidos en producir ganancias en el tiempo intermedio. El factor de descuento reflejaría cuántos ciudadanos quieren pagar por disminuir su riesgo de efectos adversos en la salud en el futuro.

Consideraciones Éticas

No sólo los riesgos microbiológicos y químicos del agua potable ocurren en diferentes períodos de tiempo, sino que también pueden afectar a diferentes grupos de la sociedad. Las enfermedades microbiológicas atacan más agresivamente a los grupos más vulnerables de la población: niños, ancianos y personas con salud delicada.

Los efectos sobre la salud de los agentes desinfectantes empiezan, al igual que los principales carcinógenos, a afectar a gente de mediana edad y las enfermedades a menudo atacan tarde en la vida. Además, estos efectos pueden ser menos discriminantes en quienes son atacados, ya que por ejemplo la susceptibilidad varía entre grupos de población.

A parte de las diferencias de edad en la vulnerabilidad de los grupos objeto de los riesgos, los problemas sociodemográficos pueden ser bien complicados. Pequeñas comunidades rurales o con recursos limitados pueden no tener medios para sustituir una tecnología de desinfección alternativa a la cloración. Si fuesen impuestas restricciones en la cantidad de cloración permitida en el agua de suministro, muchas comunidades tendrían que bajar los niveles de cloro sin poder proveerse aún de un sustituto adecuado, con lo cual se aumentaría la vulnerabilidad de los residentes a las enfermedades microbiológicas.

Al tener los riesgos microbianos y químicos diferentes implicaciones de distribución, los ciudadanos pueden tener diferentes sentimientos sobre lo que es una solución equitativa. Por ejemplo, puede ser más difícil para unos padres estar cerca y mirar a sus hijos como sufren los dolorosos efectos de las enfermedades entéricas causadas por aguas contaminadas que lo que sería asumir un riesgo de cáncer que puede o no ocurrir varias décadas más tarde.

Estos cuatro problemas analizados son ciertamente los más importantes de cara a tratar los riesgos y usar medidas consistentes de comparación. Hay que confeccionar un esquema de decisión analítica, para ello son necesarias investigaciones para comparar y sopesar esos riesgos. Estos estudios (toxicológicos, estudios científicos de agentes microbianos y químicos, estudios de ciencia social) pueden incluir: 1) medidas alternativas para comparar los diversos riesgos y 2) mediciones intensivas para obtener de los ciudadanos el estado de varias enfermedades y los riesgos en la salud inmediatos frente a los retardados, así como sus actitudes hacia la incertidumbre.

CONCLUSIONES

En el agua existen ciertos microorganismos que producen una serie de enfermedades microbiológicas a las personas que beben ese agua. Estas enfermedades son seguras, inmediatas, de tipo diarreico y afectan a las poblaciones más vulnerables.

Los tratamientos de desinfección, mediante la adición al agua de productos químicos oxidantes, reducen significativamente el riesgo de enfermedades microbiológicas. Pero estos desinfectantes y sus derivados suponen también un riesgo de enfermedades. Estas enfermedades son inciertas, a largo plazo, de tipo cancerígeno y afectan a poblaciones de edades medianas y grandes.

En estos momentos, el intentar reducir uno de los riesgos implica aumentar el otro, y viceversa : una combinación de riesgos microbiológicos y químicos es inevitable. Los riesgos

microbiológicos y químicos tienen diferentes implicaciones en la salud en cuanto a severidad, incertidumbre, tiempo de los efectos y distribución en la población.

A la hora de tomar decisiones, que implicarán unos determinados riesgos de cada tipo, hay que tener en cuenta que los ciudadanos difieren sobre lo que es una solución equitativa. En general, la gente prefiere aumentos de bienestar en el presente que en el futuro.

Es necesaria mucha investigación en profundidad para determinar claramente tanto los riesgos microbianos como los de los desinfectantes químicos. Así como para desarrollar plenamente tratamientos de desinfección alternativos a la cloración.

REFERENCIAS

- Sobsey, M.D., Dufour, A.P., Gerba, C.P., LeChevallier, M.W., and Payment, P. (1993). Using a conceptual framework for assessing risks to health from microbes in drinking water, *AWWA Journal*, March 1993, pages 44-48.
- Glaze, W.H., Andelman, J.B., Bull, R.J., Conolly, R.B., Hertz, C.D., Hood, R.D., and Pegram, R.A. (1993). Determining health risks associated with disinfectants and disinfection by-products: research needs, *AWWA Journal*, March 1993, pages 53-56.
- Bull, R.J., Conolly, R.B., De Marini, D.M., MacPhail, R.C., Ohanian, E.V., and Swenberg, J.A. (1993). Incorporating biologically based models into assessments of risk from chemical contaminants, *AWWA Journal*, March 1993, pages 49-52.
- Putnam, S.W., and Graham, J.D. (1993). Chemicals versus microbials in drinking water: a decision sciences perspective, *AWWA Journal*, March 1993, pages 57-61.

CONTROL DE LES ENFERMETATS TRANSMESSES PER L'AIGUA

Sofia Pons Rodríguez

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94.

INTRODUCCIÓ

L'aigua que s'usa per proveir a les poblacions prové de fonts superficials (rius, llacs, embassaments) i fonts subterrànies (pous, brolladors). Aquestes aigües no són pures sinó que estan contaminades per aigües residuals o residus sòlids. Degut a aquesta contaminació creixent de les aigües, tot i les normes sanitàries existents, existeix la possibilitat de transmissivitat de germens a través de l'aigua, permetent la propagació d'enfermetats infeccioses entre la gent de la població proveïda.

A més de la presència de germens en l'aigua degut a la seva contaminació, hi ha altres factors negatius que cal destacar:

1. La seva capacitat de ser transmesos a través de l'aigua.
2. La resistència d'aquests germens a l'acció dels agents físics i químics, que els permet:
 - Sobreviure de dies a mesos en els corrents d'aigua tot i els processos de autodepuració.
 - Passar les barreres de tractament de les estacions potabilitzadores.
 - Molts d'aquests germens afecten seriosament, podent arribar a provocar la mort a persones amb el sistema immunitari deficient, en particular a persones amb la SIDA.

Tot això posa de manifest la importància de controlar i estudiar aquest fenomen.

Als Estats Units es realitza des de 1920 una recopil·lació de dades sobre brots d'enfermetats d'origen aquós. Des de 1971, l'agència de protecció ambiental (USEPA) i els centres de salut (CDC) conjuntament, estudien aquests fenòmens. El darrer sumari de vigilància de brots d'enfermetats d'origen aquós als USA, de que disposem, correspon als anys 1989 i 1990.

OBJECTIUS

L'objectiu principal d'aquest estudi és posar de manifest la necessitat de portar a terme un control de les enfermetats transmeses per l'aigua.

Per aconseguir això s'analitza la següent informació:

1. Sumari de vigilància corresponent al període 1989-1990. Aquest sumari es va redactar un cop estudiats tots els brots de que es disposava informació.
2. Estudi d'un brot endèmic de Giardiasis a la ciutat de Portland.
3. Reflexar la incidència en la població de les enfermetats d'origen aquós.
4. Identificar les deficiències en els sistemes d'aigua i els agents etiològics associats amb els brots.
5. Introducció en les infeccions per Giardia, definint l'enfermetat associada, presentant la seva incidència als Estats Units i altres consideracions de tipus preventiu.

REVISIÓ BIBLIOGRÀFICA

Infeccions per Giàrdia

Abans de parlar dels brots d'enfermetats transmeses per l'aigua, és important conèixer alguns aspectes referents a l'agent etiològic responsable. La giàrdia *Làmbia* és un protozoo paràsit. És el paràsit intestinal més freqüent i el més vegades responsable de la "diarrea dels viatgers". Té una distribució universal, però predomina en aquells països i àrees geogràfiques on les condicions higièniques són reduïdes. Les zones més afectades són la antiga Unió Soviètica, sudoest i sud d'Àsia, Índia, Corea, Mèxic, oest de Sudamèrica i també alguns estats nordamericans.

La transmissió de l'enfermetat té lloc per quists (ous) a través de la via fecal-oral. També s'han trobat ous en torrents de muntanya, en fonts i en aigua clorada de ciutats. La xifra de quists que provoca infecció és molt variable (de 10 a 1 milió). També és molt variable la gravetat de la infecció, depenent aquesta de diferents factors de l'hoste.

Després d'un període d'incubació llarg, d'uns 15 dies, l'hoste pateix diarrea i comencen les manifestacions clíniques, que són molt variables segons el pacient. Aquests símptomes poden ser: anorèxia, nàusees, vòmits i eructes d'olor sulfurós. També pot donar-se febre moderada amb certa alteració de l'estat general. En una infecció crònica de Giardasi pot detectarse urticària i intolerància a la lactosa, inclús després de la curació. La curació pot ser espontànea o no.

La prevalència de l'enfermetat és tres vegades superior en els nens que en els adults. Mentre l'enfermetat en forma aguda pot durar de 2 a 5 dies en adults, en els nens durarà varies setmanes. La Giardasi crònica pot durar mesos o anys (Farreras i Rozman). Aquesta enfermetat afecta més a nens, perquè no tenen oportunitat de desenvolupar anticossos per una exposició prèvia; i a la gent més gran degut a la seva reduïda capacitat de respondre a l'extrés (Glicker i Edwards, 1991). També té una elevada incidència en persones amb el sistema immunitari deficient, on trobem les persones afectades de la SIDA.

Les categories de risc establertes en els estudis realitzats per la USEPA (Glicker i Edwards, 1991) són:

1. Guardaries, on la transmissió per via fecal-oral és molt freqüent.
2. Consumidors d'aigua no tractada, principalment en usos recreatius.
3. Viatgers estrangers. Normalment venen del tercer món on l'aigua de consum no és tractada i en els cassos que si sigui tractada es considera mal tractada per lo que també pot ser portadora d'ous de Giàrdia.
4. Refugiats.
5. Persones en contacte amb gent infectada. A qui la transmissió serà persona a persona.
6. Desconeguts i no cooperants.

Enfermetats d'Origen Aquós als USA. 1989-1990.

El seguiment exhaustiu que es fa als Estats Units d'Amèrica dels brots d'enfermetats d'origen aquós ha permès desglossar diferents aspectes dels brots: localització, agent etiològic causant i deficiència del sistema d'aigua. Abans d'analitzar aquestes dades cal definir i aclarir certs aspectes considerats en l'estudi (Herwaldt *et al.*, 1991). Són:

1. Els sistemes d'aigua s'han classificat en no comunitaris, comunitaris, i individuals. Un sistema d'aigua és no comunitari quan proporciona aigua a institucions, indústries, camps, parcs, hotels, o estacions de servei. Un sistema d'aigua és comunitari quan proporciona aigua a poblacions. El sistema d'aigua anomenat individual correspon a aquells sistemes d'aigua usats per una o varies residències o per viatjans en zones no poblades.

2. Les deficiències dels sistemes d'aigua s'han classificat en aigua superficial no tractada, aigua subterrànea no tractada, tractament deficient (ex: aturada temporal de la desinfecció, no filtrar, o filtrar malament), Sistema de distribució d'aigua potable deficient (ex: males connexions, sifons, contaminacions durant la construcció o reparació) i deficiència desconeguda.
3. Les dades del sumari no han d'interpretarse com a la veritable incidència d'enfermetats d'origen aquós. Cal tenir en compte alhora de valorar aquestes dades que sols es disposa d'informació d'una fracció dels cassos totals, perquè informar a les autoritats pertinents no és obligatori als USA, sinó que és un acte voluntari.

Procedim ja a l'anàlisi de les dades disponibles. En el període 1989-1990 (ambdós anys inclosos) van detectar-se 26 brots d'enfermetats transmeses per l'aigua potable en 16 estats dels USA. Dels 26 brots coneguts, 12 van succeir al 1989 i 14 al 1990. Els 26 brots van afectar a 4288 persones. La mitjana de gent afectada és de 54 persones per brot. En la Taula 1 es resumeixen la localització per estats, la localització cronològica, la gent afectada i les característiques del sistema de subministrament d'aigua potable implicat en el brot.

Dels 26 brots coneguts, 10 (38%) es localitzen en tres estats: Pennsylvania (4 brots), Missouri (3 brots), i New York (3 brots). Tot i que a Pennsylvania localitzem la majoria dels brots, la incidència és relativament petita ja que el més llarg d'aquests brots sols va afectar a 63 persones. Els agents etiològics responsables d'aquests 26 brots van ser: Giàrdia Làmbia, Escheridía Coli, Cianobactèria (CLB), Hepatitis A, Agent de malalties gastrointestinals (AGI), i l'agent Norwalk-like.

La incidència de brots per als diferents sistemes d'aigua és: 1) Els sistemes no comunitaris d'aigua han tingut associats el 46% dels 26 brots i el 58% dels 4288 cassos, i 2) en sistemes d'aigua comunitaris s'han donat el 42% dels brots i el 39% dels cassos.

Analitzem a continuació les dades referents a la font d'aigua usada en cada una de les zones on es va detectar brot:

13 (50%) dels 26 brots van associar-se a aigua de pous. D'aquests, 5 (38%) corresponien a aigua no tractada; sis (46%) corresponien a aigua tractada però mal desinfectada. Deficiències en el sistema de distribució d'aigua van ser les responsables de 2 (15%) d'aquests 13 brots.

Un 12% dels brots (3 dels 26 totals) es van associar a aigua provinent de brolladors: en dos cassos l'aigua era susceptible de ser contaminada i en l'altre cas restant no es va tractar l'aigua del brollador que es va usar per augmentar el subministrament normal d'aigua de la zona.

En els 10 brots restants (38%) la font d'aigua usada era superficial. Deficiències en el tractament en 6 zones van ser les responsables del brot. 5 dels sistemes d'aigua usaven com a únic tractament la cloració; 1 usava cloració i filtració; en dos cassos no es tractava l'aigua i en els dos restants no es va poder determinar la deficiència del tractament.

En la Figura 1 queden resumides les distribucions en percentatges dels brots segons diferents aspectes. La Giàrdia Làmbia va considerar-se l'agent etiològic de 7 brots que van afectar a un total de 697 persones. Aquests 7 brots es distribueixen geogràficament en 4 estats: 3 brots a New York, 2 a Colorado, 1 a Vermont i 1 a Alaska. Quatre dels 7 brots van associar-se amb sistemes d'aigua comunitari i tres amb sistemes d'aigua no comunitaris. Sis brots van associar-se a deficiències en el tractament. L'altre brot va associar-se a l'ús de l'aigua de riu no tractada, durant un període de temps en què la font usual d'aigua estava gelada.

La Giàrdia Làmbia va ser l'agent etiològic identificat més vegades durant aquest període 1989-1990. En els 12 anys previs a aquest període també va donar-se aquesta majoria de

presentació de la Giàrdia Làmbia, i també van associar-se a aigües no filtrades, aigües superficials clorades inadequadament i aigües superficials contaminades per aigües subterrànies.

Taula 1. Brots als USA al 1989-1990, associats a aigua potable.

Estat	Any	Mes	A. Etiol.	No. cas	Sistema	Defecte	Font
Alaska	1990	Març	Giàrdia	18	N	1	Riu
Alabama	1989	Set.	AGI	700	C	2	Broll
Arkansas	1990	Jul.	AGI	75	I	2	Pou
Arizona	1989	Abr.	Norwalk	900	N	3	Pou
California	1990	Feb.	AGI	12	N	3	Broll
Colorado	1989	Feb.	Giàrdia	19	C	3	Riu
Colorado	1990	Ago.	Giàrdia	123	C	3	Broll
Idaho	1989	Ago.	AGI	31	I	1	Llac
Illinois	1990	Jul.	CLB	21	C	4	Llac
Maine	1989	Abr.	AGI	54	N	3	Pou
Minnesot	1990	Feb.	AGI	76	N	2	Pou
Minnesot	1990	Ago.	AGI	150	N	4	Pou
Missouri	1989	Des.	E. coli	243	C	4	Pou
Missouri	1990	Maig	AGI	109	C	3	Llac
Missouri	1990	Jul.	AGI	52	N	3	Pou
New Jers	1989	Jul.	AGI	8	N	3	Pou
New York	1989	Abr.	Giàrdia	308	C	3	Dipos.
New York	1989	Juny	Giàrdia	152	N	3	Dipos.
New York	1989	Jul.	Giàrdia	53	C	3	Llac
Pennsylv	1989	Jul.	AGI	50	N	2	Pou
Pennsylv	1990	Maig	Hepat. A	22	I	2	Pou
Pennsylv	1990	Nov.	Hepat. A	3	C	3	Pou
Pennsylv	1990	Des.	AGI	63	C	5	Llac
Tennessee	1990	Maig	AGI	1000	N	3	Pou
Vermont	1989	Juny	AGI	22	C	2	Pou
Vermont	1990	Març	Giàrdia	24	N	3	Llac

N = Sistema no comunitari; C = Sistema comunitari; I = Sistema individual
 1 = Aigua superficial no tractada; 2 = Aigua subterrànea no tractada; 3 = Tractament deficient; 4 = Sistema de distribució deficient; 5 = Deficiència desconeguda

Risc de Giardiasi d'una Font d'Aigua Superficial no Filtrada

La majoria dels brots epidèmics de Giardiasis succeïts als Estats Units d'Amèrica han estat considerats cassos de Giàrdia d'origen aquós, és a dir, causades per ingestió d'ous de

Giàrdia continguda en l'aigua d'abastament. Aquesta associació entre l'enfermetat i l'aigua es reforça, per a molts, en aquells indrets on l'aigua sols es desinfecta i no es filtra. Per tal de comprovar aquesta hipòtesi es va analitzar 1 tipus d'aquest sistema (sols desinfecció i no filtració): El sistema de proveïment d'aigua de la ciutat de Portland (Oregon). L'aigua usada prové d'una font superficial localitzada a la conca del Bull Run, una conca boscana protegida. L'aigua és desinfectada amb cloramines. Es va elegir aquest sistema d'aigua perquè en ell es tenien documentats brots endèmics de Giàrdia des de 1982 i d'un brot epidèmic de 1954 (50 000 cassos a finals de 1954 que van associar a la Giàrdia).

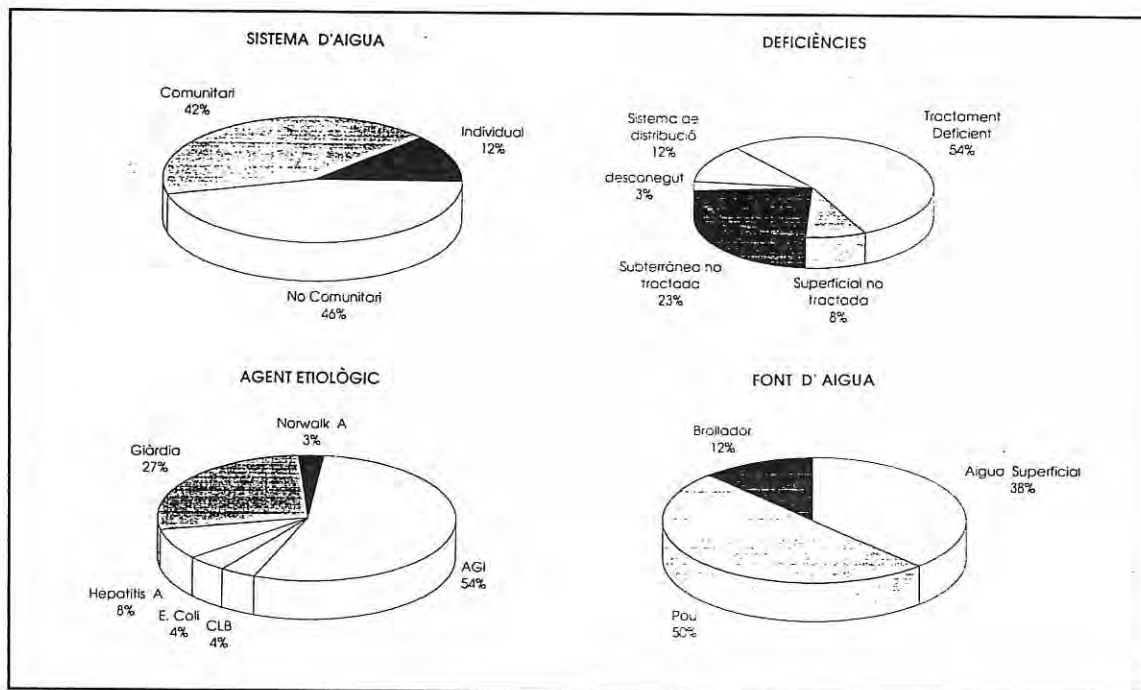


Figura 1. Característiques dels brots d'enfermetats d'origen aquós. USA. 1989-1990.

El procediment va ser el següent: comparar les dades de brots del comtat de Portland (Multnomah) amb les dades del comtat Benton, localitzat a 75 milles al sud de Portland i a on l'aigua d'abastament era sotmesa, en el seu tractament, a filtració. Les dades analitzades eren les pertanyents als anys 1985-1986, i van ser separades per edats i en categories de risc. Els resultats obtinguts es resumeixen en la Taula 2 i en la Figura 2.

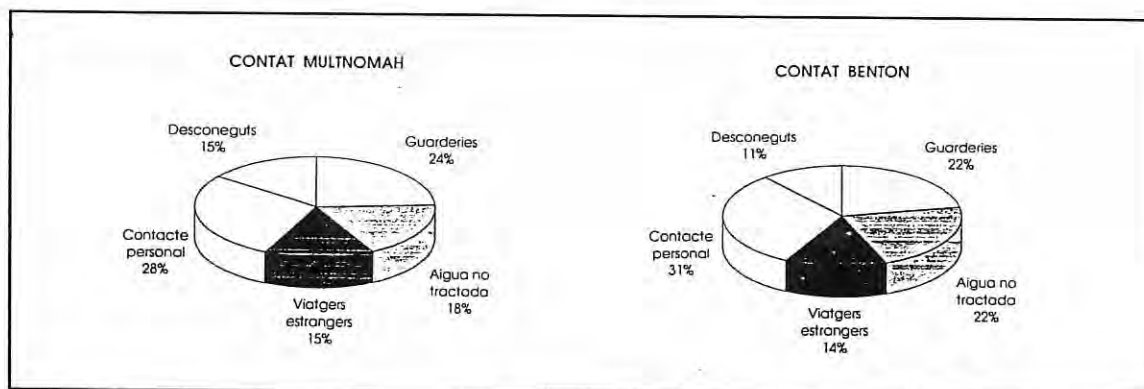


Figura 2. Cassos de Giardiasi, segons les categories de risc, per als comtats de Benton i de Multnomah.

Taula 2. Incidència de Giardasi aquosa, per grups d'edat, 1985-86.

Edat	Multnomah			Benton		
	Població	Cassos	%	Població	Cassos	%
0-9	78 340	111	70,8	8 952	18	100,5
10-19	65 142	20	15,4	12 094	1	4,1
20-29	91 142	60	32,9	18 254	13	35,6
30-39	115 225	85	36,9	9 467	21	110,9
40-49	60 348	27	22,4	6 778	6	44,3
50-59	46 643	7	7,5	4 569	1	10,9
60-69	49 350	8	8,1	4 267	3	35,2
> 70	> 57 810	> 7	6,0	> 4 219	> 1	11,8
Total	564 000	325		68 600	64	

La Giardasi d'origen aquós afecta preferencialment a nens, perquè no tenen oportunitat de desenvolupar anticossos per una exposició prèvia; i a la gent més gran degut a la seva reduïda capacitat de respondre a l'extrés. Però en aquests dos contats analitzats no es dona aquesta tendència sinó que trobem una elevada incidència en nens i adults i una baixa incidència en gent gran. Aquesta coincidència entre els dos contats i el fet que la incidència de Giardasi al contat Benton (aigua filtrada) fós superior que la del contat Multnomah (aigua desinfectada però no filtrada) va fer que els autors (Glicker i Edwards, 1991) establissin que no hi ha cap base per considerar que aigua no filtrada contribueix a desenvolupar endèmies de Giardasi.

Model de Risc d'Infecció per Giàrdia

El risc de tenir germens en l'aigua, la seva distribució en l'aigua i la sensibilitat de la població enfront aquests germens ha estat un tema força estudiat als USA. Hi ha diferents models que poden usar-se i que estant més o menys acceptats però no s'analitzaran en aquest estudi. Aquí es presenta el model usat en l'estudi del sistema de distribució d'aigua de Portland (Farreras i Rozman). Per fer aquests models es van realitzar experiments dosi-resposta de Giàrdia, que consistien en exposar a voluntaris, a través de l'aigua potable, a dosi conegudes de Giàrdia. Els resultats d'aquests experiments permetrien establir la probabilitat de contraure la infecció per una exposició simple a una dosi d'ous de Giàrdia. Es van fer les següents hipòtesis:

1. La distribució dels ous de Giàrdia en l'aigua és aleatòria.
2. Es considera que tots els ous són infecciosos.
3. En el mostreig que es realitzi per establir la concentració d'ous en l'aigua es considerarà un 100% d'eficiència en la recuperació d'ous, això vol dir que tota mostra té com a mínim un ou, encara que no se n'hagi identificat cap en l'anàlisi de la mostra.

Es va obtenir que la probabilitat d'infecció per una exposició simple a una dosi infectiva de Giàrdia (P) és:

$$P = 1 - \exp(-r N)$$

on: N = no. d'ous en 2 litres d'aigua
r = constant, 0,02

Amb aquest model, donada la concentració d'ous, sempre tenim un risc d'infecció de part de la població. Veiem-ho amb un exemple: Per a una concentració de $3 \cdot 10$ ous/litre, el paràmetre N val $6 \cdot 10$ ous/2 litres. Llavors $P = 1,2 \cdot 10$. Aquest model va aplicar-se al sistema de distribució d'aigua de Portland per tal de comparar els resultats amb les dades documentades al contat, sobre Giardasi d'origen aquós (Glicker i Edwards, 1991).

Per determinar la concentració d'ous de Giàrdia en l'aigua, 7 laboratoris van realitzar anàlisi. Es va obtenir una concentració de 0,53-6,60 ous/100 litres (per als càlculs va usar-se 5,3 ous/100 litres, considerada conservativa).

Es va calcular el nombre d'afectats segons el model de risc anterior i es van comparar els resultats amb el nombre d'afectats reals. Es van obtenir diferències molt grans que no van ser considerades com raons que invalidaven el model sinó que es van ser atribuïdes al fet que hi havia molts afectats reals no documentats (per no diagnòstic, per lleus, asimptomàtics...) que si eren comptabilitzats per el model.

RESULTATS I DISCUSIÓ

1. L'agent etiològic causant de més brots d'enfermetats d'origen aquós va ser, als USA i entre els anys 1977-1990, la Giàrdia. Els sistemes d'aigua responsables de la transmissió d'ous de Giàrdia, en major número de vegades, són els anomenats no comunitaris, és a dir, els que serveixen aigua a institucions, indústries, parcs, camps, hotels i estacions de servei. Aquestes transmissions han estat possibles, en la majoria de cassos, a deficiències en el tractament de l'aigua. Aquests resultats posen de manifest la necessitat de fer un seguiment del procés de tractament i la necessitat de tenir personal especialitzat en les plantes de tractament.
2. En la bibliografia revisada s'estableix que la no filtració de l'aigua no significa major probabilitat de transmissió d'ous de Giàrdia. Aquesta afirmació es fa després de comparar dos contats: un, on no es filtra l'aigua i l'altre, on sí es filtra.

Considero que la comparació feta és poc fiable degut a que tot i fer un estudi exhaustiu del sistema d'abastament d'aigua al contat de Portland no es fa per el del contat Benton on els brots de Giàrdia coneguts superen en percentatges als coneguts al contat de Portland (Multnomah). S'hauria d'haver estudiat el sistema d'aigua del contat Benton perquè tot i filtrar l'aigua pot existir una altre deficiència (tractament deficient, sistema de distribució defectuós,..) que permeti la transmissió d'ous de Giàrdia. Si després d'estudiar-ho s'hagués arribat a la conclusió de que els nivells de Giardasi no són deguts a cap altre defecte del sistema, la comparació seria vàlida.

Ara bé, si existeix un altre defecte en el sistema que permet el pas d'ous de giàrdia, la comparació entre ambdós contats deixa de ser vàlida, perquè la filtració no seria la directa responsable de permetre la transmissió d'ous. No estaríem comparant la desinfecció amb la filtració com a dos opcions de barrera(impediment de pas) d'ous de Giàrdia. Els dos contats a comparar haurien de tenir les mateixes condicions inicials (mateix risc de contaminació d'ous de Giàrdia en la font) ja que els nivells d'ous de Giàrdia a la sortida de la planta de tractament serà funció de la concentració de l'afluent de la planta.

3. Modelar el risc d'infecció per Giàrdia és una tasca interessant que permetrà establir quins nivells de tractament cal dur a terme per tal de tenir un risc mínim en la població. Ara bé aquests models hauran de tenir en compte, el tractament fet en l'aigua, ja que segurament aquest tractament influenciarà positivament en el risc d'infecció. Aquest tractament previ, és el que jo considero que també ha pogut influenciar a augmentar les diferències entre els cassos predits pel model i els cassos donats a la realitat.

REFERÈNCIES BIBLIOGRÀFIQUES

- Herwaldt, B.L., Craun, G.F., Stokes, S.L. i Juranek, D.D. (1991). Outbreaks of waterborne disease in the United States: 1989-1990. *Journal AWWA*, vol. 83, no.11.
- Glicker, J.L. i Edwards, R.A. (1991). Giardiasis risk from an unfiltered, protected surface water source. *Journal AWWA*, vol. 83, no. 11.
- Farreras i Rozman. *Medicina Interna*. Volum 2. Edicions Doyma.

MÉTODOS DE POTABILIZACIÓN DE AGUA DE MAR

Alvaro Urbano Martín

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94

INTRODUCCIÓN

La idea de que el agua es un recurso finito y el hecho de que cada vez es más difícil encontrar un buen emplazamiento económico para construir obras de regulación, han hecho que en los últimos años se haya invertido cada vez más en nuevas técnicas para la obtención de agua potable. Entre ellas podemos destacar la idea de reutilizar las aguas o la de tratar aguas como la de mar o las salmueras.

El principal objetivo de este estudio es presentar algunos de los métodos más utilizados para obtener agua potable del agua de mar. Estos métodos se pueden generalizar bastante bien a cualquier otro tipo de agua que tenga un alto contenido en sales. Dentro de ellos, el más utilizado (el 70% de las plantas de desalinización del Mundo lo aplican) es el método de destilación. Sin embargo, la rápida evolución de la tecnología de las membranas a partir de la década de los 70, ha provocado que nuevos métodos como la ósmosis inversa o la electrodiálisis empiecen a ser más competitivos que él en este campo.

MÉTODOS BASADOS EN LA DESTILACIÓN

Dentro de los métodos basados en la destilación, el que más futuro tiene sin duda alguna es el de compresión de vapor. Esto es debido a que no necesita grandes inversiones, su consumo específico de energía es bajo y su capacidad de producción unitaria es cada vez más importante (por ejemplo la empresa SIDEM produce en Annaba/Algeria 5000 m³/día de agua potable mediante este método). El principio de funcionamiento es la siguiente: el agua a desalar se calienta hasta ebullición en una cámara térmicamente aislada, el vapor producido es aspirado por un compresor que eleva su presión. Al elevar su presión, manteniendo su volumen se consigue que su temperatura también se eleve. Este vapor, mucho más caliente ahora, se introduce en una tubería que circula por la cámara de la que acabamos de hablar y al entrar el agua de mar en contacto con ella, se evapora (ver Figura 1).

Como podemos ver en la Figura 1, los principales componentes de una unidad de desalinización mediante el método de destilación por compresión de vapor son: el evaporador, el circuito de agua de mar, el circuito de agua destilada, el circuito de salmuera y el circuito de incondensables (ventilación). La necesidad de tener buenos coeficientes de intercambio térmico hace que la mayoría de ellos estén contruidos con materiales metálicos. Dentro de estos materiales tenemos aquellos tales que su óxido les protege (por ejemplo el titanio) pero también tenemos algunos en los que el óxido es una materia soluble y permeable que puede dejar indefenso al material metálico que recubren. Lo ideal sería poder utilizar en toda la instalación el primer tipo pero esto encarecería mucho la planta y por lo tanto no se hace. Lo que se hace es llegar a una situación de compromiso haciendo coexistir distintos tipos de materiales metálicos. Esto complica aún más el problema de la corrosión de las distintas partes de la planta debido a que el hecho de tener dos materiales metálicos en contacto mediante un electrolito como es el agua de mar, genera entre ellos una diferencia de potencial que es el motor de toda corrosión electroquímica.

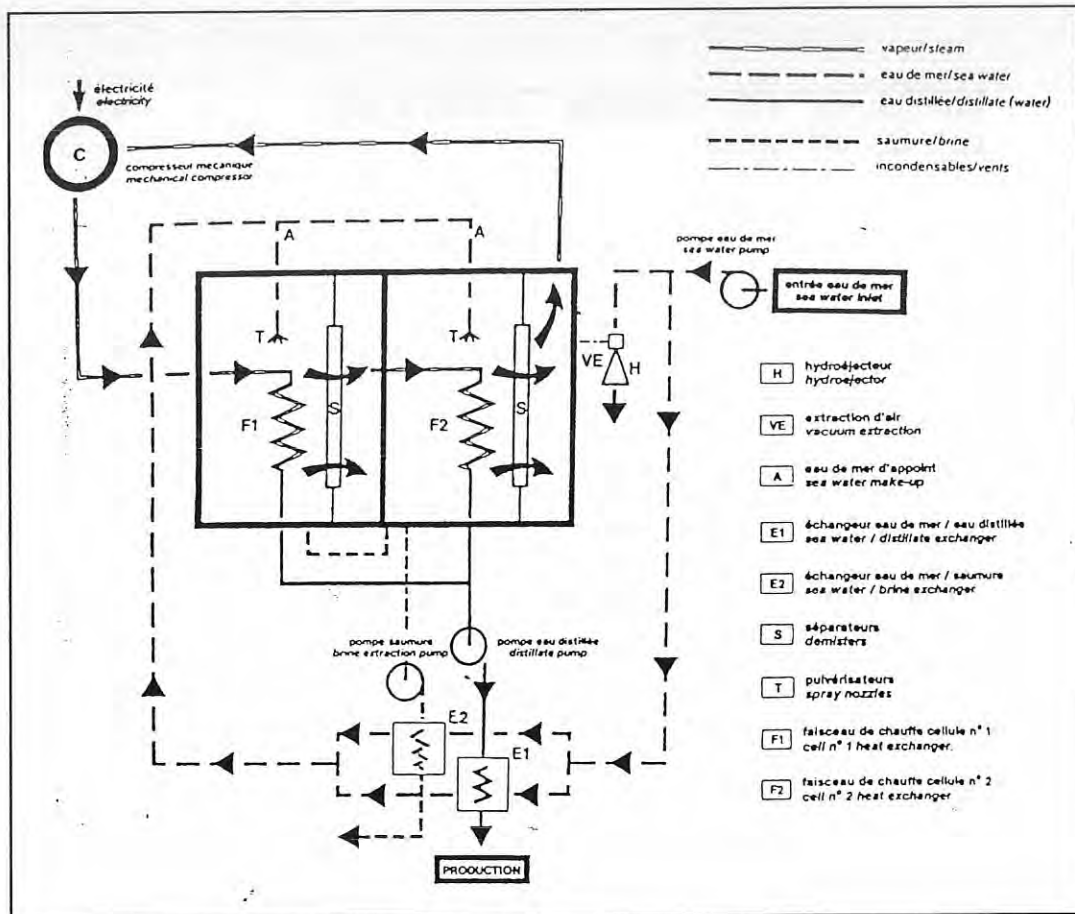


Figura 1. Esquema de una planta de desalinización mediante el método de compresión de vapor, tomado de Lefrancier (1993).

Para evitar este problema lo que se suele emplear es o bien el método del ánodo de sacrificio consistente en asegurarnos en que uno de los materiales tenga un potencial inferior al de todos los demás o bien el método de protección superficial mediante pinturas. La solución tomada para el evaporador es utilizar una aleación de latón y aluminio. El único inconveniente de este material es que es muy sensible a la presencia de materia en suspensión en el agua y a las altas velocidades, por ello en caso de utilizarlo, se han de instalar a la entrada del evaporador un reductor de velocidades y un filtro. En caso de que halla indicios de que en el agua podemos tener H_2S o NH_3 , la única solución resistente en el evaporador será utilizar el titanio. En el resto de partes de la planta, el material más utilizado es el acero inoxidable, principalmente el de tipo 306L (acero austenítico a 17% de cromo, 12% de níquel y 2.5% de molibdeno). En algunas partes de la planta como son los colectores, subterráneos, de agua de mar o los tubos por los que circulan los incondensables, se han utilizado materiales plásticos termoendurecibles teniendo mucha precaución de que las condiciones de temperatura sean adecuadas (no deben nunca sobrepasar los $60^{\circ}C$).

Para finalizar con las plantas de desalinización mediante el método de compresión de vapor, diremos que el producto que de ellas sale ha de ser tratado y cuidado para que llegue, sin producir ningún efecto corrosivo, a las zonas de distribución y consumo. El agua que sale de estas plantas está desprovista de gases disueltos (en particular oxígeno), poco mineralizada (los únicos iones presentes son cloruros y sodios) y con un pH bastante bajo (del orden de 6.5). Este pH tan bajo es muy sensible a los cambios del medio: tan sólo entrando el agua en contacto con la atmósfera o un material a base de cemento, saliéndose de los límites de un agua potable. Otro gran problema de este agua es su almacenamiento a la salida de la planta, al estar desprovista de oxígeno disuelto y generalmente a temperaturas cálidas (del orden de $40^{\circ}C$), el crecimiento de bacterias y las consiguientes fermentaciones

pueden crear en este agua productos indeseables de olores y sabores muy desagradables. Conviene, por lo tanto, tratar el agua a la salida de la planta de desalinización. Los tratamientos a realizar son:

1. Una aeración que se realiza generalmente dejando caer el agua desde una cierta altura antes de llevarla a la planta de tratamiento.
2. Una mineralización a base de añadir iones bicarbonatos y iones calcio.
3. Una desinfección realizada añadiendo al agua una solución de cloro ya sea en forma gaseosa o líquida. Sin embargo lo más normal es hacerlo añadiendo una solución de cloro preparada por electrólisis de agua de mar. Este método es muy interesante puesto que no necesita más que energía eléctrica, generalmente disponible en la planta. Se obtiene una solución de alrededor 1 g/l de cloro.

MÉTODOS BASADOS EN LA UTILIZACIÓN DE MEMBRANAS

Una vez examinado el método de desalinización por compresión de vapor, pasemos a estudiar los métodos basados en la utilización de membranas. Entre todos ellos los más conocidos son el método de ósmosis inversa, el método de electrodiálisis y el de electrodiálisis inversa.

Método de ósmosis inversa

Este método basa su funcionamiento en el proceso de ósmosis. Para entender como actúa la membrana, recordaremos los conceptos de la ósmosis. Suponiendo que tenemos, en un recipiente, dos aguas con diferentes concentraciones de sales a uno y otro lado de una membrana, el agua circulará a través de la membrana de la zona menos cargada a la zona más cargada aumentando el nivel del agua en esta última hasta que la presión de agua sobre la membrana en esta zona lo impida. Este aumento de presión se denomina presión osmótica. La ósmosis inversa consiste en aplicarle al agua cargada en sales, una presión mayor a la osmótica para hacer pasar al otro lado de la membrana el agua pura (ver Figura 2).

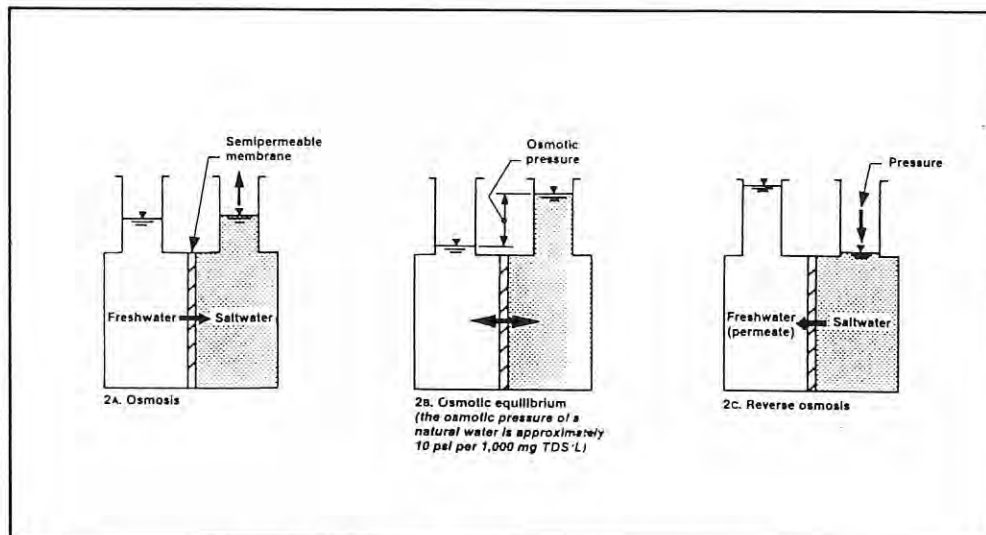


Figura 2. Principios de la ósmosis y de la ósmosis inversa, tomado del AWWA Water Desalting and Reuse Committee (1989).

En este proceso hay que cuidar mucho la calidad del agua que vamos a tratar, de lo contrario podríamos dañar la membrana. Una válvula delante de ella permite ir retirando el agua concentrada en sales. Las membranas utilizadas en este campo son las llamadas membranas CA que son una variante de las primeras membranas de celulosa que se utilizaron

en los años 60. Se pueden utilizar, también, otro tipo de membranas fabricadas con un compuesto de poliamidas. Estas últimas se utilizan cada vez más debido a que las primeras exigen que el agua se clore antes de pasar por la membrana aumentando el coste. Además, los márgenes de temperatura y pH de trabajo de las membranas de compuestos son mucho más amplios que los de las de celulosa lo que facilita mucho su limpieza con productos químicos. Sin embargo las membranas de compuestos toleran muy mal la presencia de cloro en el agua por lo que, actualmente, la investigación sobre nuevos compuestos capaces de soportar el cloro acapara gran parte de las inversiones para el estudio de membranas.

Las configuraciones utilizadas para la instalación de estas membranas son muy diversas: 1) *hollow fiber* (fibra hueca), 2) *Spiral wound* (espiral enrollada) y 3) tubular. Las dos primeras están representadas en las Figuras 3 y 4.

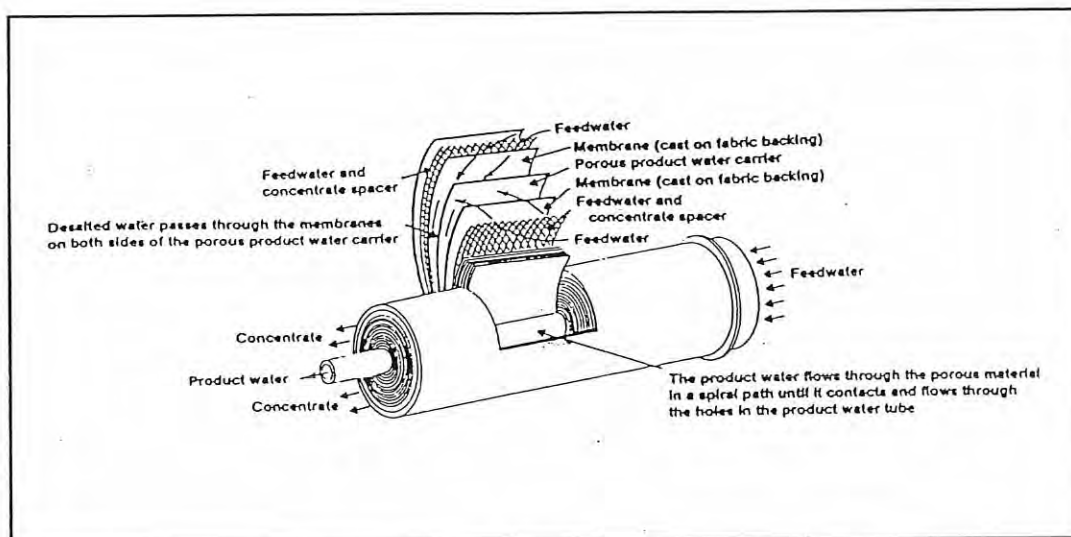


Figura 3. Membrana instalada en espiral, tomado del *AWWA Water Desalting and Reuse Committee* (1989).

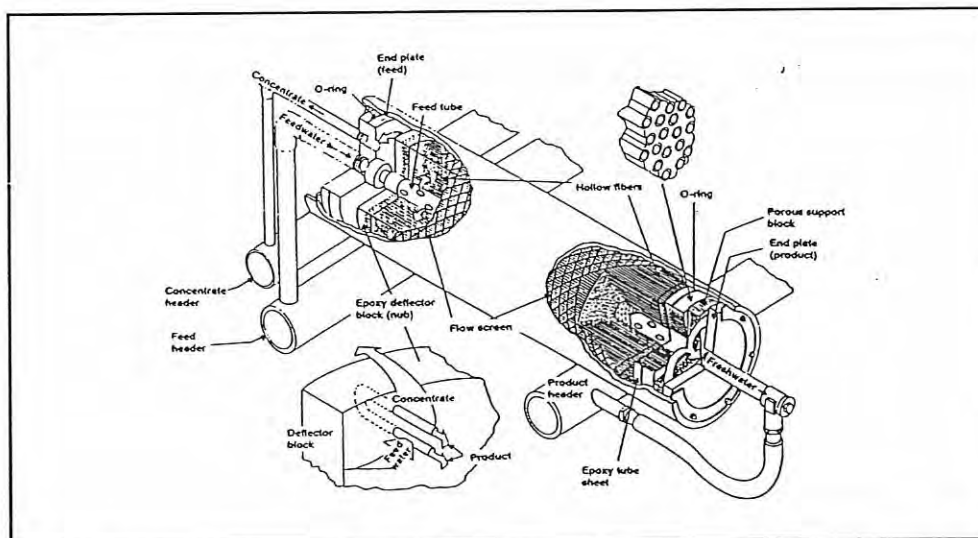


Figura 4. Membrana instalada en forma de fibra hueca, tomado del *AWWA Water Desalting and Reuse Committee* (1989).

Métodos de electrodiálisis

Los métodos de electrodiálisis y electrodiálisis inversa, consisten en introducir en un recipiente dos electrodos, un juego de varias membranas que permiten sólo el paso de aniones, otro que sólo permite el paso de cationes y el líquido cargado de sales. Se hace pasar una corriente por los electrodos, atrayendo cada uno de ellos los iones correspondientes. Los dos tipos de membranas están alternadas lo que permite dejar unas zonas sin iones y otras totalmente cargadas. De esta forma se recupera de las zonas sin iones el agua desmineralizada.

La electrodiálisis inversa se diferencia de la electrodiálisis en que el sentido de la corriente cambia de dos a cuatro veces por hora. De esta forma los departamentos que retienen el agua pura se van alternando, con lo que la superficie de las membranas no se daña tanto (ver Figura 4). En el caso de la electrodiálisis o la electrodiálisis inversa, la configuración de las membranas utilizada es en forma de prensa de placas y cuadros (plate-and-frame) como puede verse en la Figura 5.

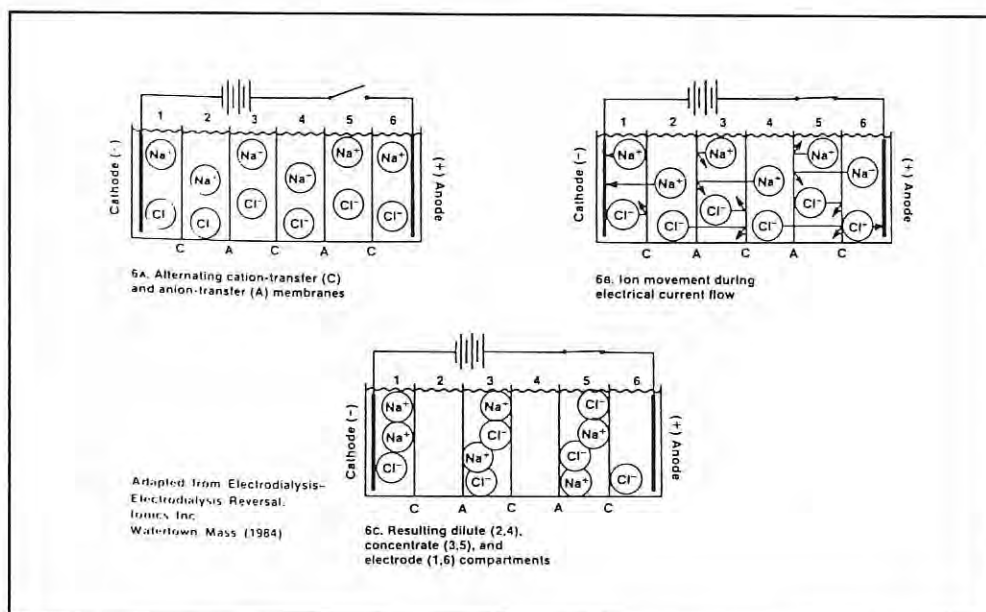


Figura 5. Conceptos de electrodiálisis y electrodiálisis inversa, tomados del *AWWA Water Desalting and Reuse Committee* (1989).

PRE-TRATAMIENTO Y POS-TRATAMIENTO DEL AGUA

Las plantas de desalinización mediante la utilización de membranas, requieren que el agua con la que trabajan se vea sometida a tratamientos antes y después de pasar por ellas.

El pretratamiento tiene por objetivo proteger la membrana y aumentar los rendimientos. Este depende del tipo de membrana y puede ir desde una simple filtración hasta un proceso convencional de coagulación, floculación, sedimentación y filtración. La calidad del agua de entrada es determinante para el buen funcionamiento de la planta. Cuestiones económicas hacen que el mayor rendimiento de cada una de las membranas se obtenga para unos ciertos márgenes de concentración de materia disuelta. Por ejemplo la utilización de la ósmosis inversa es idónea para concentraciones entre 35 g/l y 45 g/l y la de la electrodiálisis normal o inversa para valores inferiores a 10 g/l. Concentraciones diferentes de las indicadas nos harían gastar mucho en energía o presión. También es muy importante para el perfecto funcionamiento de la membrana la eliminación en el agua de mar del hierro y el manganeso. Podríamos tener muchos problemas si éstos llegaran a precipitar sobre la membrana. Otro gran problema son los microorganismos y la materia orgánica; su presencia en el agua origen

podría ensuciar mucho la membrana: Además, las membranas de origen celulósico pueden llegar a ser degradadas por un cierto tipo de bacterias. Por último diremos que existen unos márgenes de pH y temperatura para el buen funcionamiento de cada uno de los tipos de membrana. Por ejemplo en el caso de trabajar con membranas de celulosa el pH debe estar entre 4 y 6.5; sin embargo si trabajamos con membranas de compuestos, el pH puede moverse entre 4 y 10.

El postratamiento consiste principalmente en realizar un ajuste del pH para controlar la alta corrosividad de las aguas y un tratamiento de desinfección para eliminar los microorganismos que hubieran pasado la membrana. También es conveniente aplicar algún proceso que nos elimine gases como el dióxido de carbono o el sulfuro de hidrógeno de este agua.

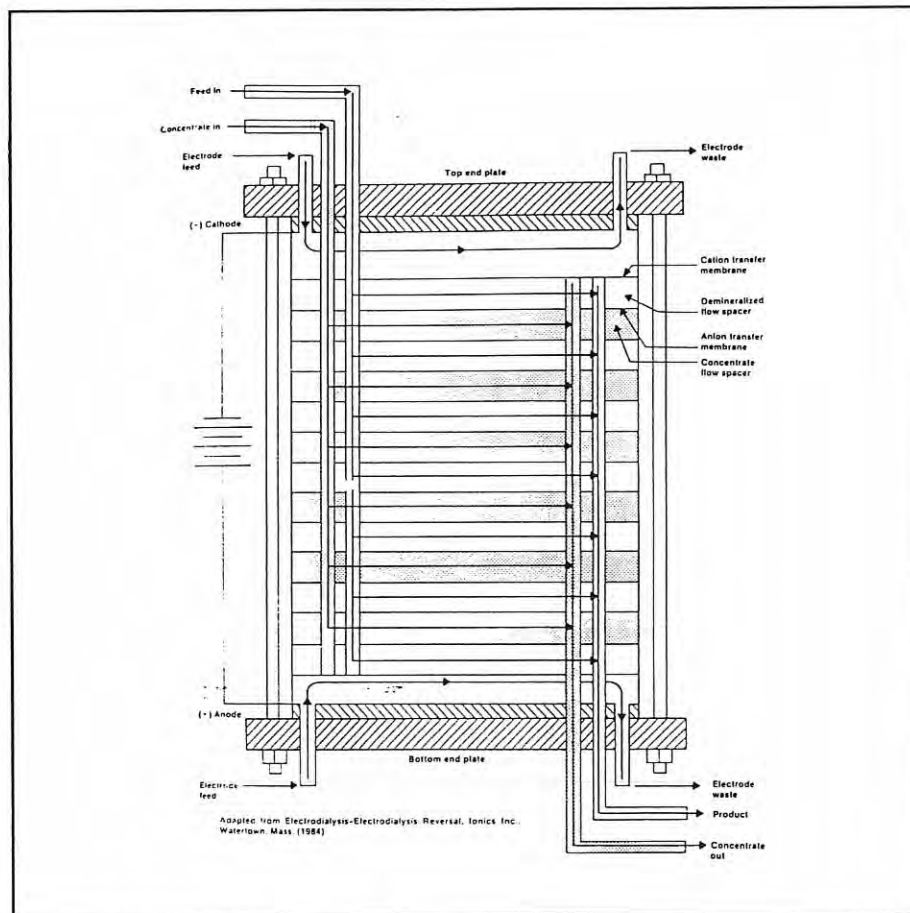


Figura 6. Diagrama de membrana instalada en forma de prensa de placas, tomados del *AWWA Water Desalting and Reuse Committee* (1989).

COMPARACIÓN DE LOS MÉTODOS DE DESALINIZACIÓN

Como podemos ver en la Figura 6, la evolución de estos métodos desde los años cincuenta ha sido notable:

1. El número de plantas de desalinización utilizando la destilación ha aumentado ligeramente entre 1950 y 1990, con un máximo en la década de los setenta que corresponde (ver Figura 7) con la época en la que es más barato obtener agua potable con este procedimiento. Después de estos años su uso ha vuelto a descender debido a la competencia que suponen las membranas.

2. El número de plantas que utilizan el método de electrodiálisis ha tenido poco éxito en los Estados Unidos pero sin embargo podemos ver como es en los últimos años cuando su crecimiento ha sido el más importante. Esto es debido a que es una metodología que exige un tipo de membrana muy específica y no es hasta hace pocos años que se ha conseguido un modelo con una buena eficiencia.
3. El crecimiento del número de plantas de desalinización basadas en la ósmosis inversa, desde los años 70 en que se empieza a trabajar en serio con las membranas, ha sido espectacular. El motivo es que la investigación en este campo ha hecho grandes progresos y como podemos ver en la Figura 7 el coste de desalinizar el agua de mar mediante ósmosis inversa (RO) no ha parado de descender desde los años setenta. Las membranas cada vez son de mejor calidad, cada vez aguantan mejor las condiciones ambientales y cada vez son más baratas.

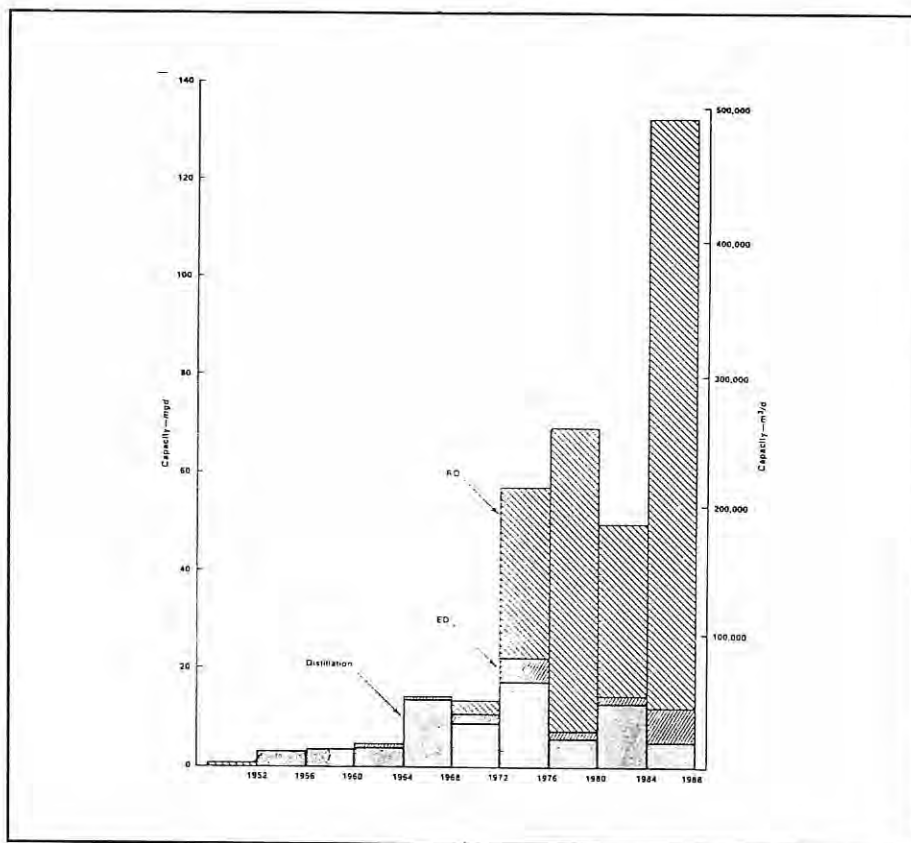


Figura 7. Evolución de los distintos métodos de desalinización (Buros, 1989).

CONCLUSIONES

1. Obtener agua potable del agua de mar no es fácil y para ello se debe utilizar tecnología cara como lo demuestra la Figura 7: el coste de un metro cúbico de agua potable mediante cualquiera de los dos grandes métodos presentados es del orden de cuatro veces lo que cuesta obtenerlo de agua convencional.
2. La evolución de la técnica de las membranas evidencia que, sin duda alguna, en los próximos años será ella la encargada de proporcionar agua potable a todas aquellas poblaciones que están instalando plantas de desalinización de agua de mar.

3. Desde los años setenta el coste de obtención de agua potable mediante ósmosis inversa no ha parado de descender y cada vez las membranas son más baratas. Esto hace pensar que posiblemente en algunos años la diferencia entre obtener agua potable del agua de mar y obtenerla convencionalmente no será tan grande como ahora.

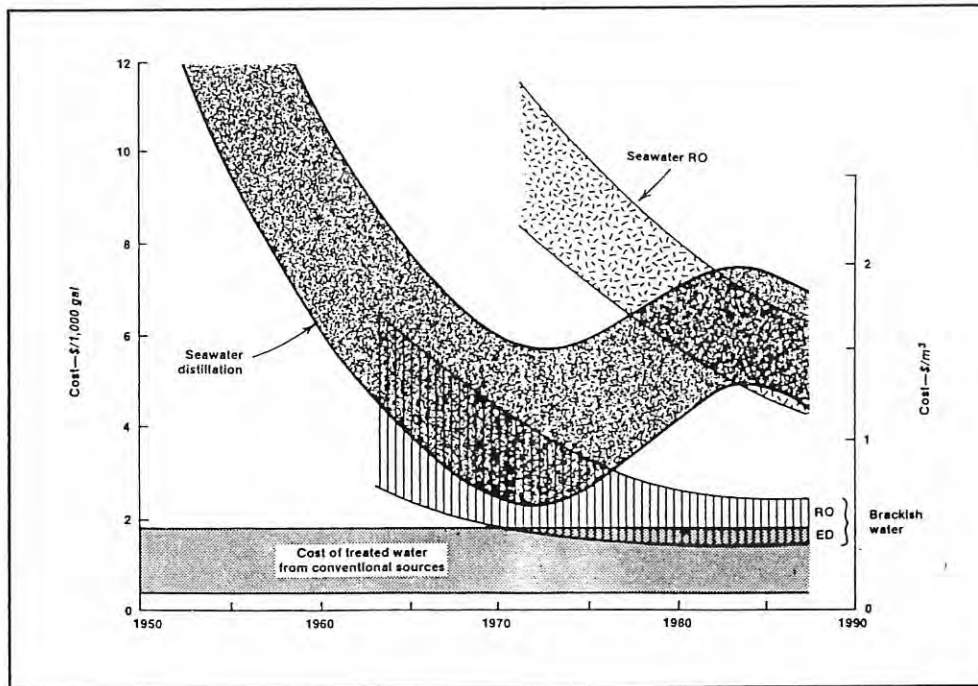


Figura 8. Comparación económica de diferentes métodos de desalinización (Buros, 1989).

REFERENCIAS

- AWWA Water Desalting and Reuse Committee (1989). Committee Report: Membrane Desalting Technologies. *Journal AWWA*, vol. 81, no. 11, pág. 30-37.
- Buros, O.K. (1989). Desalting Practices in the United States. *Journal AWWA*, vol. 81, no. 11, pág. 38-42.
- Dykes, G.M. and Conlon, W.J. (1989). Use of Membrane Technology in Florida. *Journal AWWA*, vol 81, no. 11, pág. 43-65.
- Lefrancier, Y. (1993). Le traitement de dessalement de l'eau de mer, problèmes de dégradation et de corrosion liés a cette technologie. *T.S.M.-L'EAU*, vol. 93, no. 1, pág. 5-11.
- Leroy, P. (1993). Traitement des eaux issues des installations de dessalement, recommandations permettant de réduire les risques de corrosion. *T.S.M.-L'EAU*, vol 93, no. 1, pág. 13-19.

LAS MEMBRANES AL TRACTAMENT D'AIGUA POTABLE

David Vergés Guri

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94.

RESUMEN

La tecnología de membrana es un proceso que no ha estado ampliamente usado en el tratamiento de agua potable, excepto en sus aplicaciones de ósmosis inversa. A causa de las normas cada vez más restrictivas sobre la turbidez y la concentración de sustancias en el agua, esta tecnología se está estudiando para la aplicación de las técnicas de ultrafiltración, microfiltración y nanofiltración. Las membranas se pueden usar de manera directa para extraer sólidos del agua, pero también con otros procesos físicos, químicos o biológicos para separar fases, organismos y poner en contacto dos fases diferentes.

La tecnología de membrana es un proceso que no ha sido muy usado en el tratamiento de agua potable, excepto en sus aplicaciones de ósmosis inversa. A causa de la normativa cada día más restrictiva en materia de turbidez y sustancias disueltas esta tecnología se está estudiando para la aplicación de las técnicas de ultrafiltración, microfiltración y nanofiltración. Las membranas se pueden usar de manera directa para extraer sólidos del agua pero también con otros procesos físicos, químicos o biológicos para separar fases, organismos y poner en contacto dos fases diferentes.

INTRODUCCIÓ

Les normes cada vegada més restrictives sobre la concentració de substàncies perilloses (metalls, organoclorats, precursors del trihalometà), i també sobre altres paràmetres com el gust i el color de l'aigua han estimulat l'interès per l'ús dels tractaments amb membrana com la osmosi inversa, la ultrafiltració (UF) i la microfiltració (MF). Al tractament d'aigua municipal, les membranes s'han usat per desalinitzar, extreure la matèria orgànica en suspensió, ablaniment, i separació de partícules de líquids i gasos en general.

Les membranes són capaces de treure molts materials de l'aigua, des d'aquells que es tracten per filtració amb sorres o absorció amb carbó actiu fins als ions. Les característiques de rebuig o capacitat de separar d'una membrana es mesuren habitualment amb la mida nominal del porus o el límit del pes molecular de la membrana (MWCO). Si la membrana té un baix MWCO vol dir que serà capaç de separar contaminants amb un pes molecular molt petit de l'aigua. Les membranes de MF es descriuen per la mida del porus i pot remoure partícules de 1 micra (10^{-6} m) de l'aigua. Les de UF separen partícules d'un nanòmetre (10^{-9} m). Aquestes i les membranes de NF (que són semblants a les de ultrafiltració, encara que filtren partícules més petites encara i arriben a aconseguir la osmosi inversa) es caracteritzen pel seu MWCO, que és el màxim pes molecular que pot tenir una partícula per passar per la membrana. Aquesta és una mesura bastant inexacta ja que el que una molècula es filtri dependrà també de la polaritat i la forma de la molècula. A aquestes escales la filtració no és un procés tan senzill com a escales més grans, encara que els principis segueixen éssent els mateixos.

Els processos de NF, UF i MF es basen en la diferent velocitat a la qual els ions, molècules o partícules es difonen a través de la membrana. Hi ha altres processos de membrana com la electrodialisi, la pervaporació o la destil·lació amb membrana que usen respectivament un potencial elèctric, una concentració, o un gradient de temperatura com a força impulsora. Aquests mètodes no els tractarem en aquest treball, ja que la tendència actual és de desenvolupar les aplicacions més directes.

OBJECTIU

L'objectiu d'aquest treball és donar a conèixer les avantatges i problemes que dona aquesta tecnologia en expansió, les seves aplicacions i les seves perspectives de futur.

APLICACIONS DE LA TECNOLOGIA DE MEMBRANA

Les membranes estan dissenyades per a tractar aigua a pressió estàndard (30 kp/cm²), aigua a baixa pressió (18 kp/cm²), i aigua de mar a més pressió (60 i 70 kp/cm²). Algunes membranes es poden usar per a tot el rang d'aplicacions, i d'altres són específiques per a un d'aquests tres tipus d'aigua. A Florida, on aquests tractaments s'estan experimentant molt en plantes pilot, la tecnologia amb baixa pressió s'usa en aigües amb menys de 3500 mg de sòlids totals dissolts a l'aigua per litre (TDS/l). Quan aquest paràmetre és de 3500 a 7000 mg s'usa la pressió normal i quan és superior a 7000 s'utilitza la osmosi inversa.

La NF es considera una categoria apart de membrana, i s'usa per a treure duresa de l'aigua. Les membranes UF s'han usat a Florida per a tractar els components orgànics de l'aigua, i són un procés efectiu per a treure precursors del trihalometà, color, i el carbó orgànic total.

Els fabricants estan treballant per a millorar la capacitat de producció dels sistemes de membrana per a diferents característiques de l'aigua. Les membranes es seleccionen en funció de les seves característiques, pressions d'operació, volum d'aigua filtrada i rebutjada, i dels objectius que busquem. Els experiments en plantes pilot proporcionen una informació molt valuosa.

Les membranes també tenen característiques que les fan molt competitives, especialment a plantes noves: no es necessita gaire sòl, i el cost de la mà d'obra també és reduït. No es formen llots, encara que podem tenir preocupacions sobre què fer amb el concentrat. Els sistemes són modulars, o sigui que són fàcilment ampliables. Tot això fa que els processos NF i UF estiguin entre les millors tecnologies de cara al futur.

CARACTERÍSTIQUES DE LES MEMBRANES

La filtració a aquestes escales de micròmetres no deixa de ser un procés físic, però al filtrar partícules tan petites hi ha efectes que no es donen quan filtrem, per exemple, a sorres. Són, entre altres, l'acció de la tensió superficial i la possible colmatació de la membrana. A escales més petites també cal considerar les propietats químiques i elèctriques de les substàncies. A la Figura 1 veiem una escala de tamanys de diferents compostos i elements, publicat per l'Institut de Recerques de Stanford, que ens dona una idea de la mida de porus que necessitarem per a filtrar-los.

Les membranes sintètiques s'han fet amb polímers orgànics, carbó porós, ceràmica, i altres materials. Les membranes de polímers orgànics, com acetat de cel·lulosa, poliamida, policarbonats, són les més comuns i donen una alta flexibilitat pel que fa a les característiques de rebuig i disseny. El mateix polímer es pot usar i variant la preparació es poden obtenir membranes de diferent porositat. Els polímers produïts comercialment es poden agrupar en paquets de fibres buides, piles de plats plans, o figures en espirals. Les membranes ceràmiques només es troben amb formes tubulars i el seu cost es superior en principi. De tota manera aquestes tenen més resistència mecànica i més resistència a la cloració, als pH extrems i a la temperatura. També hi ha membranes de materials molt sofisticats que no són cel·lulòsics: poliolefines, PVDF (polivinildifluoretilè) i teflon. Aquests materials tenen una gran resistència als productes químics més variats, i també una gran resistència mecànica. Això fa que sigui possible fer les membranes amb porus més petits.

Les membranes normalment són un punt important al procés de tractament d'aigua, i al cas més senzill elles són gairabé tot el procés. Normalment hi ha una bomba al principi de

la instal·lació, per a donar pressió, i dues vàlvules, una abans de les membranes i l'altra després. Aquestes vàlvules són molt importants, sobretot la de sortida perquè ens permet regular la pressió a la que treballen les membranes. A més pressió més aigua podem filtrar, però aquesta serà de menys qualitat. Cal anar en compte al operar aquestes instal·lacions. El millor és fer assaïtjos i proves amb l'aigua a tractar per conèixer millor els paràmetres ideals de funcionament.

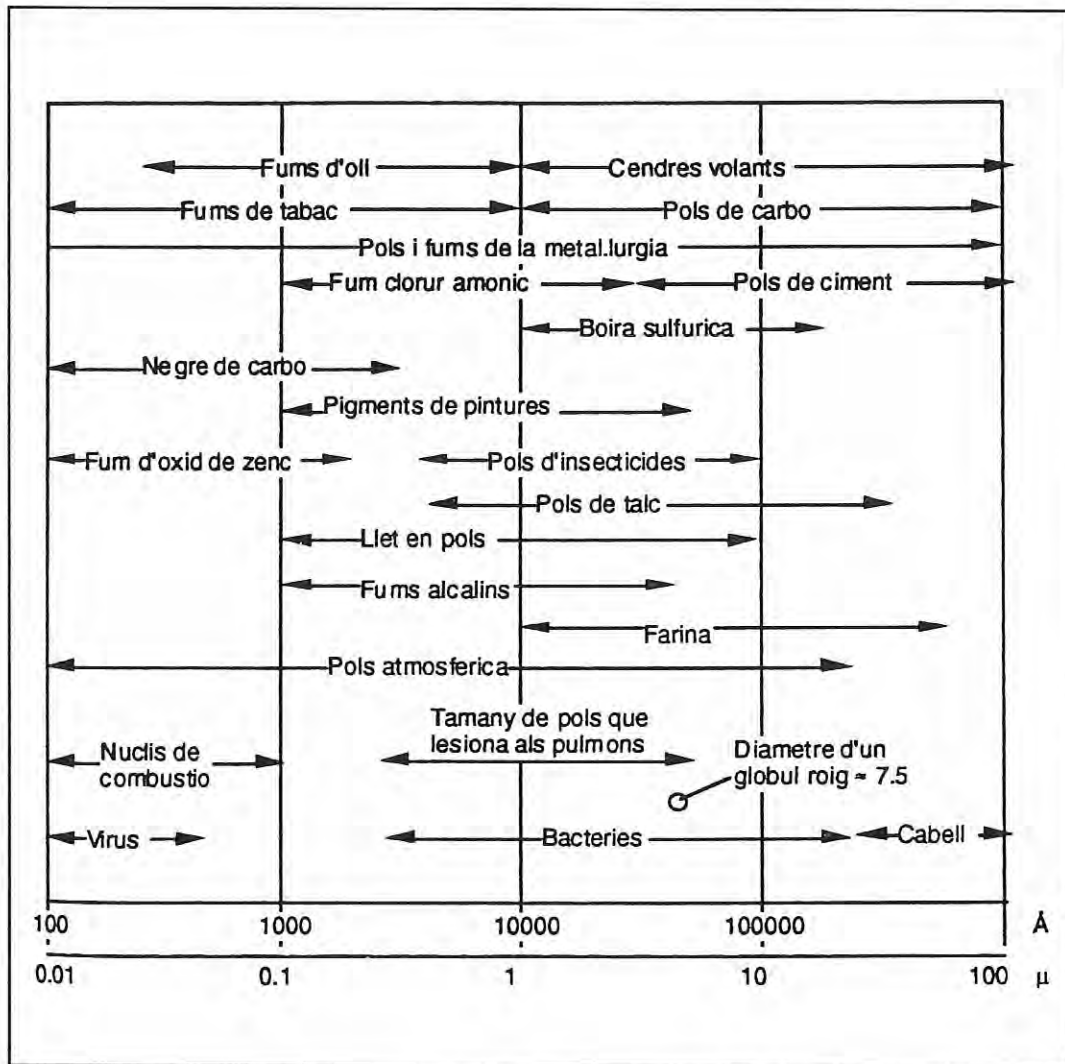


Figura 1. Escala de mides de diferents productes (Institut de Recerques de Stanford).

En aplicacions de tractament d'aigües, el sistema de membrana està configurat de manera que l'aigua a tractar entri en contacte amb un costat de la membrana, i l'aigua filtrada es reculli a l'altra banda. Freqüentment, l'aigua que no ha passat la membrana es recicla portant-la al mòdul d'entrada d'aigua un altre cop. L'aigua filtrada es treu ràpidament. El flux a la part concentrada de la membrana és tangencial a la membrana, per a minimitzar l'acumulació de partícules a la membrana. El sistema tradicional de filtrat era el de flux normal, en que la membrana s'interposava al corrent del líquid, però ara s'usa sempre el filtrat tangencial.

COLMATACIÓ I BRUTÍCIA DE LES MEMBRANES

Un obstacle important per a la incorporació de membranes als processos de tractament d'aigües és el problema de la disminució del fluxe per problemes de contaminació a l'aigua a tractar. La reducció de la permeabilitat de les membranes és deguda a la composició, mida dels porus i tractaments de la membrana, a més de les característiques físiques i químiques de l'aigua. S'ha proposat una sèrie de mecanismes mitjançant els quals aquests materials contaminants que conté l'aigua es poden transportar lluny de la membrana, però això és depenent sempre del diàmetre de la partícula contaminant. Si aquestes partícules no es poden transportar lluny es produirà una acumulació a la superfície de la membrana. Això pot reduir la permeabilitat i en conseqüència el flux a través de la membrana. Això s'anomena polarització per concentració i es pot evitar fàcilment de vegades amb perturbacions hidrodinàmiques com invertir el fluxe. Així i tot, es pot distingir entre pèrdues irreversibles de la permeabilitat, que reben el nom de brutícia de la membrana, i reversibles, que sencillament s'anomenen colmatació.

Els materials que entren pels porus de la membrana poden quedar fortament atrapats a la superfície de les membranes, i poden reduir el nombre i diàmetre dels porus. En aquests casos es pot observar una disminució de fluxe progressiva, a llarg terme. Aquesta brutícia està relacionada amb la polarització per concentració existent, i amb la mida de les partícules a l'aigua a tractar.

Una vegada les partícules arriben a la membrana, la seva mida determinarà si entren pels porus de la membrana, o bé bloquejaran l'entrada. Si deixem de banda el transport, arribem a la conclusió que les partícules grans permeten més permeabilitat que les petites. De la mateixa manera, si la capa sobre la membrana està composta de partícules amb càrrega negativa, serà més permeable que si aquestes no tenen càrrega.

No hi ha gaire mecanismes que tendeixin a portar les partícules que no poden filtrar-se lluny de la membrana. El fluxe a les membranes sol ser laminar i en aquest cas, el transport cap endarrera es pot produir per difusió browniana, migració lateral deguda a forces inercials, i difusió induïda per esforços de tall. Segons alguns estudis, el transport endarrera de les partícules menors de 0,3 μ m és principalment per difusió browniana, i els altres mecanismes són per a partícules més grans.

La permeabilitat típica en membranes de UF és de 10 cm/s. La permeabilitat a través d'una amb mida de porus de 0,2 μ m és de l'ordre de 0,3 cm/s. Se suposa que una partícula de més de 10 μ m no ha de contribuir a la brutícia de la membrana en UF. A la microfiltració, aquesta mida és aproximadament de 45 μ m.

Una avantatge de les membranes tubulars és que el fluxe és turbulent i això afavoreix el que es netegi la superfície de la membrana. De tota manera, altres estudis han apuntat que l'avantatge sobre membranes en forma de fibres amb règim laminar no és gaire important. Els fabricants de membranes tubulars han trobat que la mida de partícules que no provoca brutícia és aproximadament de 4 μ m a la UF i de 13 μ m a la MF. Així doncs, el principal avantatge de la geometria tubular és que pot tractar aigües amb partícules relativament grans sense que s'embussi el canal de la membrana, i no el que pugui transportar el material rebutjat cap endarrera millor que les fibres. Això pot ser molt important si l'aigua conté algues, partícules de carbó activat, o bé acaba de passar per un procés de coagulació-floculació abans de passar a ser filtrada per membrana.

La majoria de la brutícia de les membranes és el resultat de l'adsorció de matèria orgànica a la matriu porosa de la membrana. Fins i tot quan l'adsorció és difícil, les partícules orgàniques dissoltes solen produir una pèrdua significant i irreversible a la permeabilitat de la membrana (durant els primers 5 minuts o fins i tot 12 hores de servei d'una nova membrana de UF). La naturalesa de les interaccions membrana-matèria orgànica seran doncs molt importants per a l'eficàcia de les membranes.

La concentració i el tipus de matèria orgànica present a l'aigua influirà en les característiques del tractament, i aquesta matèria pot ser molt canviant d'una font a una altra o d'un moment a un altre. En un estudi, la matèria orgànica que pot donar brutícia s'ha classificat en quatre tipus: polisacàrids, polihidroxiaromàtics, proteïnes i aminosucres. Cada tipus de molècula tindrà diferents efectes. Les molècules retingudes interactuaran amb la membrana i entre elles fins a formar regions amb més resistència al fluxe a la superfície de la membrana. Quan diferents tipus de macromolècules es troben juntes el seu efecte pot ser diferent a quan estan per separat.

El material de la membrana, la mida dels porus, i la distribució de mides dels porus afectaran les característiques de retenció i brutícia en un sistema UF. Els materials de la membrana poden ser hidrofílics o bé hidrofòbics. Per a membranes amb la mateixa mida de porus, les de materials hidrofílics recuperen millor la seva permeabilitat després de rentar-les a contracorrent. Això pot ser degut a que les membranes hidrofíliques adsorbeixen menys matèria orgànica.

La polarització per concentració als processos de NF pot portar a la precipitació de materials inorgànics a la membrana. Les plantes de membranes estan dissenyades per a recuperar el màxim d'aigua filtrada. Així s'obtenen dues avantatges: menys cost per unitat de volum filtrat i menys volum d'aigua bruta. De tota manera, això vol dir que a aquesta aigua hi ha més concentració de soluts, i així, l'aigua que podem recuperar estarà limitada per la concentració de productes a l'aigua a tractar. La sobresaturació portarà a la formació de precipitats, que disminuiran la permeabilitat. Aquesta mena de brutícia s'anomena formació d'escames. Molècules inorgàniques que poden produir això són carbonats, sulfats, fosfats o sals de fluor. Les sals més comuns són les de calci.

La majoria de plantes experimenten aquesta brutícia en algun moment de la seva vida a causa de un canvi sobtat a la qualitat de l'aigua o bé per fallades a la operació. Quan això passa, s'ha d'aturar el procés i s'ha de netejar la membrana. Hi ha molts agents netejadors. Per evitar tot això els components de les sals que precipiten es poden treure en un pretractament o bé es poden afegir productes que inhibeixin la precipitació. Aquests inhibidors sovint actuen introduint irregularitats a les superfícies de la precipitació que curiosament eviten que el precipitat augmenti. La superfície porosa de la membrana potser afavoreix l'inici de la precipitació, però actualment hi ha poques dades sobre la interacció entre els inhibidors i la superfície de les membranes.

Els microorganismes poden provocar tant colmatació com brutícia. La deposició i creixement de protistes pot formar una capa que disminueixi la permeabilitat de la membrana. Les bacteries, a més, poden retenir materials col·loïdals disminuint encara més el fluxe. Les molècules solubles que desprenen els microorganismes es poden adsorbir a la membrana. Això es pot evitar mantenint una mica de clor lliure residual. De tota manera, hi ha algunes membranes polimèriques que tenen poca resistència al clor.

A més de la brutícia, també la compactació de la membrana pot causar una reducció del fluxe, al llarg del temps. Això és més problemàtic a les membranes de NF, ja que funcionen a més pressió que la resta. Per a donar una idea de la importància de tots aquests temes, el Membrane Technology Research Committee de l'AWWA hi dedica gran part del seu reportatge sobre els processos de membrana.

PRETRACTAMENTS I NETEJA

La brutícia d'una membrana és causada al menys per dues interaccions diferents: adsorció a la membrana i formació d'una capa o "gel" a la superfície. El primer d'aquests dos processos és bastant irreversible, i per evitar-lo de vegades es fan pretractaments a les membranes. Es tracta d'usar una substància que s'adsorbeixi amb força a la membrana, que no permeti que s'hi adsorbeixi res més, i que afecti molt poc a la permeabilitat.

D'altra banda, el pretractament de l'aigua pot millorar el rendiment de la membrana. Freqüentment es fan aquests pretractaments amb àcids abans dels processos de membranes a alta pressió, com la osmosi inversa.

Alguns estudis també han arribat a la conclusió que amb una neteja periòdica usant àcid etilè-diaminic-tetra-acètic, es podia arribar a valors del fluxe molt constants. També es pot usar àcid cítric, citrat de sodi, i sulfonat de sodi per a la neteja. A mesura que la concentració d'agents causants de brutícia augmenta, també serà necessària una neteja més freqüent de la membrana. Si aquesta concentració és molt alta, serà recomanable fer un pretractament (per exemple, coagulació) a l'aigua. Si la matèria orgànica interactua amb força amb la membrana, un rentat a contracorrent no serà suficient per a recuperar la permeabilitat i serà necessari introduir agents netejadors durant el rentat. Aquests agents netejadors estan en diferents categories: àcids, bases, agents oxiditzants, detergents i enzims. Aquests productes actuen de maneres diferents: els agents oxidants i els enzims reaccionen i descomposen els materials a la membrana i els detergents els tornen a posar en suspensió.

EXPERIMENTACIÓ

Ara que ja coneixem el funcionament de les membranes comentarem alguns resultats obtinguts experimentalment, ja que diversos investigadors han presentat experiments i resultats sobre diferents tipus de membrana i aigües a tractar. Cal tenir en compte que les aplicacions que no són òsmosi inversa són molt experimentals i es discuteix la seva viabilitat econòmica.

Les membranes planes es van desenvolupar durant els anys 70 i consisteixen en una làmina ultrafina (mitja micra) i densa sobre una làmina porosa d'un altre polímer. La capa ultrafina separa el cabal productiu, que passa la barrera, i el cabal rebutjat. La capa porosa porta el cabal productiu lluny de la membrana. La darrera innovació en membranes és la membrana de nanofiltració per a ablanir aigües dures. Aquestes membranes són capaces de rebutjar el NaCl des d'un 45 fins a un 92 percent i en el cas de calci o magnesi pot arribar a 98%. També rebutgen d'una manera adequada les molècules orgàniques amb un pes molecular de 200 o més (Lo Tan & Sudak, 1992). Així, aquestes membranes també són útils per a treure color a l'aigua. Tots aquests resultats s'han obtingut amb pressions baixes, de 5 a 10 kp/cm² i amb un fluxe de 0,8 m/m²·dia. Les membranes NF s'estan usant a gran escala a Florida per a ablanir aigua i tractar aigua amb color.

La primera membrana dissenyada per a treure duresa de l'aigua sense ser d'òsmosi inversa va aparèixer el 1977. Era de diacetat de cel·lulosa i presentava un rubuig envers els ions monovalents del 50%. Un moment important per a la comercialització de la membrana va ser el 1984, durant un estudi usant membranes UF. L'objectiu principal de l'estudi era de demostrar l'efectivitat de les membranes per a reduir el carbó orgànic total. Una de les membranes amb que es va treballar va ser molt efectiva, i es va a començar a fer marketing del nou producte amb el nom de membrana de nanofiltració. Aquesta membrana (N-50, Film Tec Corp), tenia un MWCO de 500, mentre que les d'òsmosi inversa el tenen de 100. A una pressió de només 3,5 kp/cm² el sulfat de magnesi era rebutjat en un 90%. A partir de llavors les membranes de nanofiltració es van diferenciar de les de ultrafiltració en que aquestes últimes no podien separar ions.

S'ha fet diferents estudis per veure com responen les membranes per treure productes orgànics sintètics (SOCs) en una font d'aigua potable usant la nanofiltració. Històricament, un dels principals objectius del tractament d'aigües va ser el control de microorganismes patògens. De tota manera, actualment, els problemes crònics de salut relacionats amb la presència de SOC's són una preocupació important per a les administracions. S'ha demostrat que els processos de membrana treuen precursors del trihalometà (THM) d'aigües amb alts continguts orgànics i redueixen la formació de THM durant els processos de tractament a nivells d'acord amb les normes més exigents. Hi ha un interessant estudi de Duranceau, Taylor i Mulford on estudien el rebuig d'una sèrie de compostos orgànics sintètics usant una

membrana de nanofiltració operada a baixa pressió (de 3,5 a 15 kp/cm²). S'arriba a la conclusió que aquestes membranes són útils per a fabricar aigua potable.

EXPERIÈNCIA OPERACIONAL

Hi ha una experiència considerable amb la producció d'aigua potable amb òsmosi inversa (4000 plantes al món al 1989). De tota manera, hi ha menys de 30 plantes de UF i MF que donin aigua potable a algun municipi o que estiguin construïdes com a plantes pilot. Als Estats Units hi ha un nombre creixent de estudis en plantes pilot però no hi ha cap planta en funcionament.

Un problema de la òsmosi inversa és que hi ha ions inorgànics que es concentren a un costat de la membrana i poden acabar precipitant. Això no passa a altres processos de membranes, ja que no arriben a retenir els ions, excepte en les membranes de NF, que es poden usar per a ablanir les aigües dures.

La Norma de Tractament d'Aigües Superficials (SWTR), als Estats Units, exigeix que la turbidesa de l'aigua sigui inferior a 0,5 ut el 95% del temps. Diversos investigadors han demostrat que amb UF fàcilment es pot arribar de 25 ut a 0,04 ut en aigua superficial no tractada. A més, aquestes membranes UF són una barrera per a virus, bacteris, Giardia, i altres microorganismes.

Les administracions també estan preocupades amb els productes no desitjats de la desinfecció. S'ha demostrat que els processos de membrana treuen precursors dels trihalometans (THM), encara que per tenir suficient fiabilitat cal usar NF o osmosi inversa.

De tota manera, la filtració amb membrana s'ha usat amb èxit a les indústries, per a millorar la qualitat de l'aigua que s'aboca i recuperar matèries que poden ser d'interès. Com a exemple, la ultrafiltració s'usa extensivament a la indústria farmacèutica per a reciclar olis, que s'usen per a netejar partícules molt fines dels contenidors. Tradicionalment, aquests olis es cremaven o es reciclaven a un alt cost, i ara les membranes permeten refinar aquest oli sense problemes de colmatació o de cap mena. També s'usa la ultrafiltració a les indústries làcties, per recuperar proteïnes del sèrum lactic i a les cosmètiques, per a reciclar aire, aigua i acetones.

PROCESSOS DE MEMBRANA AMB CONTACTE DE DIFERENTS FASES

En aquest tipus de processos, els contaminants se separen de l'aigua per extracció en una altra fase, com per exemple, l'aire. Aquestes tècniques han demostrat ser molt útils per a separar compostos orgànics volàtils (VOCs), de l'aigua. Alguns d'aquests productes químics són possibles cancerígens. En aquest procés, l'aigua contaminada es bombeja per l'interior de unes fibres fetes d'una membrana permeable a l'aire però hidròfoba. Per l'exterior de les fibres circula aire a pressió a contracorrent. La transferència de VOCs a l'aigua es fa com a resposta a un gradient de concentració, segons l'equilibri de la llei de Henry. Per què funcioni tot això cal que hi hagi una gran àrea de contacte entre les dues fases, i això s'aconseguia tradicionalment a les torres d'aireació. Al sistema de membrana, aquesta àrea la proporcionen els porus plens d'aire que cobreixen casi la meitat de la superfície de la membrana hidrofòbica. La forma de la membrana, de petit diàmetre, dóna una àrea específica molt gran i constant pel contacte d'aire i aigua. Això porta a un alt percentatge de transferència de compostos volàtils de l'aigua a l'aire.

Aquest sistema té dues avantatges sobre les tradicionals torres d'aireació. Primer, ja que l'àrea de transferència no depèn del cabal d'aire o aigua, es pot usar un baix cabal d'aire. Així, tractar aquest aire no serà cap problema, ja que a més a més està molt sec i, si les normatives ho exigeixen, podem tractar l'aire amb partícules de carbó activat. Segon, l'aire i l'aigua estan separats per una membrana semipermeable. Així doncs, els seus cabals respectius es poden controlar independentment i es poden optimitzar per a cada tasca específica.

Encara s'ha de fer molta feina per a optimitzar els processos de membrana amb contacte de diferents fases. En particular s'ha de dissenyar mòduls que consumeixin molta menys potència. Igual que a les altres membranes, la brutícia és un altre problema en aquests processos. Els sòlids suspesos poden tancar els extrems de les fibres o la superfície, el ferro o el manganès poden oxidar-se i precipitar. També pot precipitar el carbonat càlcic, i les bacteries poden créixer a la superfície de la membrana. S'ha de trobar mecanismes per a evitar la brutícia. També cal desenvolupar membranes que siguin resistents a agents oxidants com l'ozó, i que filtrin contaminants específics.

CONCLUSIONS

Durant la dècada dels 70 i fins avui s'han anat desenvolupant materials, més barats i més resistents, que estan abaratint els processos i ara la tecnologia de membrana ja és una alternativa a estudiar per a abastar d'aigua potable poblacions que tinguin fonts de bastant mala qualitat. Cal tenir en compte que l'osmosi inversa ja s'utilitza bastant per a dessalinitzar aigua, i aquests processos no poden fer això, però en altres aspectes tenen un rendiment semblant, i a un cost energètic molt més petit que l'osmosi.

Els tractaments per membrana són molt atractius ja que no afegixen cap substància estranya a l'aigua, i energèticament són molt eficients. A més presenten moltes avantatges: les plantes ocupen poc espai, no hi ha fangs, i l'aigua tractada necessita poc clor ja que la membrana és un filtre per a bacteris i virus. Les instal·lacions tenen una gran versatilitat i la qualitat de l'aigua és excel·lent.

De tota manera encara manca entendre bé els processos que control·len el rebuig i la colmatació de les membranes, per a accelerar l'aplicació de la tecnologia de membrana al tractament d'aigua. Les resistències al flux que deriven de l'adsorció als porus i la superfície de la membrana, la formació d'una capa de gel, i la concentració-polarització s'han de relacionar amb la membrana i les característiques de l'aigua i també amb les condicions d'operació.

Cal una millor comprensió dels fenòmens de colmatació i brutícia abans que la UF i la MF s'usin a gran escala. La investigació hauria de dirigir-se a caracteritzar químicament els materials que afecten les membranes i descrivint la cinètica del procés. Les membranes de fibres buides, feixos espirals i tubulars són les més usades al tractament d'aigua potable. També s'ha de definir millor les avantatges de cada sistema en funció de l'aigua a tractar, així com els costos d'operació i manteniment.

BIBLIOGRAFIA

- AWWA Membrane Technology Research Committee (1992). Committee Report: Membrane Processes in Potable Water Treatment. *Journal AWWA*, vol. 84.
- Conlon, W.J. i McClellan, S.A. (1989). Membrane Softening: A Treatment Process Comes of Age. *Journal AWWA*, vol. 81.
- Duranceau, S.J., Taylor, J.S. i Mulford, L.A. (1992). SOC Removal in a Membrane Softening Process. *Journal AWWA*, vol. 84.
- Dykes, G.M. i Conlon, W.J. (1989). Use of Membrane Technology in Florida. *Journal AWWA*, vol. 81, no. 11.
- Tan, L. i Sudak, R.G. (1992). Removing Color From a Groundwater Source. *Journal AWWA*, vol. 84.
- Wiesner, M.R. i Chellam, S. (1992). Mass Transport Considerations for Pressure-Driven Membrane Processes. *Journal AWWA*, vol. 84.

FILTROS LENTOS DE ARENA: SITUACIÓN ACTUAL

Cristina Virgili Bernadó

Curso de Aguas de Abastecimiento, 1993-94.

INTRODUCCIÓN

Los filtros lentos de arena son un elemento esencial de las plantas de tratamiento de aguas en varias ciudades europeas, como por ejemplo Londres y Amsterdam, así como en muchos países en desarrollo y también en pequeños sistemas por todo el mundo. Cuando se dispone en abundancia de aguas superficiales, pero no de aguas subterráneas, el filtrado lento con arena es con frecuencia la forma de tratamiento para obtención de agua potable más sencilla, económica y segura. En un filtro lento de arena el agua atraviesa lentamente un lecho poroso de arena. Al pasar el agua, su calidad física y biológica mejora considerablemente mediante una combinación de procesos biológicos, bioquímicos y físicos.

OBJETIVOS

El objetivo del presente texto no es dar a conocer qué es un filtro lento de arena sino más bien analizar en qué circunstancias es conveniente utilizarlo y en cuales no. Se trata de ver su funcionamiento y utilidad en el tratamiento del agua potable, sus aspectos ventajosos. Y sobretodo se da especial importancia a la gran utilidad de los filtros lentos de arena para las comunidades pequeñas. Para ilustrar este último aspecto me referiré a dos estudios que se hicieron en Estados Unidos, uno en Oregón y el otro en Northern Idaho. También se analizan los principales problemas o limitaciones del método y posibles soluciones de los mismos.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Las características fundamentales de los filtros lentos de arena además de su ritmo lento de filtración son la ausencia de pretratamiento químico del agua, la limpieza del lecho del filtro por rascado de la superficie y eliminación de la arena (no hay lavado a contracorriente), mezclas uniformes de arena en toda la profundidad del lecho, el tamaño efectivo del medio de arena es pequeño, durabilidad del filtro entre limpiezas relativamente larga y, sobretodo, la acumulación de bacterias del agua de suministro y otros materiales en la superficie y en los centímetros cercanos a ella.

Dado que la arena empleada es algo más pequeña que la de los filtros rápidos, el filtro actúa en su superficie como un tamiz. Sobre la superficie se crea una película microbiológica filtrante, que consiste en materia orgánica e inorgánica retenida y en una gran variedad de microorganismos biológicamente activos que destruyen la materia orgánica. La gran ventaja que esta película biológica proporciona es que no solo se elimina la materia en suspensión sino también materia orgánica disuelta. Es precisamente en esta capa donde se da la mayor parte de la eliminación de los sólidos.

La gran eficacia del filtrado lento con arena lo hace útil para caudales de agua con elevado contenido en coliformes fecales, como se puede ver en la Tabla 1. Por ejemplo, muchas plantas de filtrado lento de arena en el norte de los Estados Unidos se planifican para que puedan tratar con éxito aguas subterráneas infectadas de *Giardia lamblia* (Visscher, 1990).

Otra ventaja significativa de la eficacia de este método es la considerable reducción del cloro para desinfectar el agua.

Tabla 1. Rendimientos típicos del tratamiento de un filtro de arena convencional (Collins y cols., 1991; Leland and Damewood, 1990).

Parámetro	Rendimiento
Color	30-100 % de reducción
Turbiedad	< 1.0 UNT
Coliformes	Reduce 1-3 log
Virus entéricos	Reduce 2-4 log
Quistes de <i>Giardia</i>	Reduce 2-4 log
Carbono orgánico total	< 15-25 %
Carbono orgánico disuelto biodegradable	< 50 %
Precusores de trihalometanos	< 25%

Pero, no es sólo gracias a su eficacia sino que su sencillez y economía hacen a los filtros lentos de arena medios apropiados para el tratamiento de aguas en el suministro público en los países en vías de desarrollo y en sistemas de suministro de aguas de pequeño tamaño en otras zonas del mundo, incluidos los Estados Unidos.

Pequeños Sistemas de Abastecimiento

En los Estados Unidos, la base que ha hecho crecer el interés por los filtros lentos de arena es el hecho que los pequeños sistemas de aguas se encuentran con grandes problemas para cumplir los requisitos de la Regla de Tratamiento de Aguas de este país, como veremos más adelante. La reforma de la ley de Agua Potable de Estados Unidos en 1986 ha tenido un efecto significativo. En resumen podemos decir que ha llevado a controles más estrictos y a que se controlen un mayor número de contaminantes, lo que lleva a nuevas técnicas de muestreo y a nuevas exigencias de tratamiento, entre las que está la filtración de las aguas de fuente superficial (Leland and Damewood, 1990).

Los pequeños sistemas encuentran particulares dificultades con estas exigencias, especialmente con aquellas relacionadas con las técnicas de tratamiento. Frecuentemente carecen de una adecuada base financiera para instalar el tratamiento del agua. A menudo carecen de expertos que desarrollen proyectos complejos y aunque los construyan con éxito hay falta de pericia en los operarios.

En Oregón, las típicas plantas pequeñas de filtración de agua utilizan procesos de filtración convencional. Son plantas compactas de coagulación, floculación, sedimentación y filtros rápidos de arena. Estas plantas han probado que son efectivas para el suministro de agua si se operan y mantienen adecuadamente, lo que desafortunadamente es difícil para muchas comunidades pequeñas. Los operadores suelen tener otros trabajos en la comunidad que les impiden estar el tiempo adecuado en la planta, o son voluntarios con pequeño o ningún entrenamiento en tratamiento del agua. Además, debido a la baja paga y turnos largos es difícil mantener una operación especializada.

Cuando en Estados Unidos las comunidades pequeñas se plantearon el tener su propio suministro de agua y cumplir correctamente con las normas de calidad, la tecnología de filtración lenta con arena fue de particular interés por numerosas razones. En primer lugar porque no era una técnica nueva, su operación y factores de diseño estaban bien comprendidos. Lo que sí era un conocimiento nuevo sobre filtración lenta con arena era su efectividad, tanto en el laboratorio como en el campo, para eliminar *Giardia* del agua de suministro. Además, si nos centramos en Oregón, la mayoría de suministros que todavía no tenían filtración eran pequeños, con lo que no se necesitaría una gran superficie de suelo.

La simplicidad de operación y la capacidad de los filtros lentos de arena para funcionar con poca atención hace esta tecnología especialmente apropiada para las pequeñas comunidades. Además, el diseño no requiere expertos en técnica compleja y lo pueden realizar las pequeñas firmas de ingenieros civiles empleadas por los sistemas de aguas pequeños. Aún y así, hay barreras al desarrollo de técnicas nuevas o alternativas de tratamiento. Además de la falta de expertos en el tema de tratamiento del agua está la tendencia conservativa, es decir favorecer las tecnologías que ya han probado su buen funcionamiento. Los ingenieros de las pequeñas firmas generalmente empleadas en las comunidades pequeñas no quieren arriesgarse y tomar la delantera de nuevas tecnologías, especialmente cuando hay que cumplir unas normativas de calidad.

Estudios Piloto

Para familiarizarse con esta técnica y tener más datos se estudió durante casi un año una planta piloto que se instaló en Alsea, Oregón (Leland and Damewood, 1990). Gracias a este estudio, cuando más adelante la pequeña ciudad de Westfir, Oregón, quiso instalar su tratamiento del suministro de agua se planteó el emplear un filtro lento de arena. Para ver si era factible estudiaron un filtro piloto que instalaron en el emplazamiento de la planta a construir. Aparte de aportar información este período permitió coger experiencia a los futuros operarios de la planta. Los datos de este estudio demostraron que el poner un filtro lento sería muy eficaz y la mejor solución para este caso.

Pero además, resultaron muchas aplicaciones del proyecto de Westfir. Entre ellas recomendaciones para los estudios piloto y sus aparatos, procedimientos y sistemas de vigilancia; el mismo hecho de tener la comparación entre una planta piloto y la posterior a escala real; y el desarrollo de guías con características de diseño para plantas a escala real. Se pueden obtener estándares de pilotos, así como estrategias de vigilancia, en (Leland and Damewood, 1990).

Las guías con recomendaciones prácticas colaboran en que sea muy sencillo el proyectar un filtro lento de arena y han demostrado ser muy útiles para un diseño correcto de los mismos. Existen varias listas de criterios típicos pero todas son más o menos concordantes. Entre ellas destacan los criterios de diseño de Ten State Standards (TSS), el manual del International Research Center (IRC) y los criterios de la Organización Mundial de la Salud (OMS). En la Tabla 2 se muestran algunos de estos datos.

El hecho que estas guías son muy útiles para un diseño correcto se comprobó perfectamente en los estudios de Northern Idaho (Tanner and Ongerth, 1990), pues todos los fallos de funcionamiento detectados tenían causa directa en los factores de diseño que no habían seguido las referencias de los estándares aceptados. Por ejemplo, el tener un sólo filtro provocó tiempos en que el agua no era tratada. El no tener una estructura de control de la salida del agua filtrada llevó a períodos en que, debido a restricciones en la fuente de agua a tratar, el nivel del agua cayó por debajo de la superficie del lecho de arena ocasionando problemas de taponamiento por burbujas de aire. El no lavar bien la arena original que tenga alto contenido en arcilla o finos puede llevar durante una primera temporada de funcionamiento del filtro a mayor turbiedad del efluente que de la propia agua a tratar. También, el usar arena con un alto coeficiente de uniformidad y consecuentemente baja porosidad del lecho hizo que los filtros necesitaran ser lavados con mucha frecuencia. O, el hecho que después de haber tormenta los filtros se obturarán por la alta turbiedad del agua debido a que los filtros no tenían un dren en la caja del filtro por encima del lecho de arena.

La observación de plantas con filtros lentos de arena ha mostrado que la mayoría de dichos sistemas proporcionan resultados satisfactorios, aunque también se sabe que presentan problemas. Se ha demostrado muchas veces que no sólo un buen diseño sino también las medidas de mantenimiento adecuadas son requisitos previos esenciales para un funcionamiento correcto (Leland and Damewood, 1990; Tanner and Ongerth, 1990). Las inspecciones rutinarias ayudarán a asegurar que los filtros se mantienen y son operados de manera aceptable.

Tabla 2. Criterios de diseño de un filtro lento de arena.

Criterio	Ten State Standards	Manual IRC
Período de diseño	----	10-15 años
Período de operación	----	24 h/d
Ritmo de filtración	0,08-0,24 m/h	0,1-0,2 m/h
Número de filtros	2 como mínimo	2 como mínimo
Profundidad del lecho filtrante	≥ 80 cm	Inicial: 80-90 cm Mínimo: 50-60 cm
Especificaciones de la arena		
Tamaño efectivo	0,30-0,45 mm	0,15-0,30 mm
Coeficiente de uniformidad	≤ 2,5	<3-5, preferible <3

Otras recomendaciones incluyen un vertedero del efluente (para mantener una profundidad mínima de agua sobre el lecho), una válvula de control del efluente y un dren del sobrenadante.

Los filtros lentos de arena no son un método nuevo, pero como ya hemos dicho actualmente hay un renovado interés por ellos. Esto es debido a dos factores diferentes pero relacionados entre sí. El primero ya lo hemos visto un poco, se trata de su sencillez para ser que es un método eficaz y económico. La filtración lenta con arena no requiere conocimientos de la química de coagulación y es muy atractiva para las pequeñas instalaciones que tratan agua superficial de alta calidad. El segundo factor se debe a que aparecieron numerosos brotes de giardiasis en comunidades que usaban agua sin filtrar o pobremente filtrada.

Eliminación de *Giardia*

Debido a este interés se sigue investigando para demostrar la eficacia de los filtros lentos de arena para eliminar la *Giardia*. En esta línea está el estudio que llevaron a cabo en Northern Idaho (Tanner and Ongerth, 1990), donde durante un año siguieron el funcionamiento de varias plantas de filtros lentos de arena. En Northern Idaho se concentraron sobretodo en dos aspectos. Por un lado el ver cómo afecta el diseño de la planta y su operación sobre el rendimiento, y por otro lado evaluaron la capacidad para la eliminación de los quistes de *Giardia*.

Los datos que allí se recogieron de los análisis de quistes de *Giardia* y conteo de partículas indicaron que cada uno de los filtros estudiado proveía de alguna, pero no completa, protección contra la transmisión de *Giardia* (Tanner and Ongerth, 1990). De todos modos, no siempre pudieron evaluar la capacidad de eliminación de estos quistes pues a veces la concentración de los mismos estaba en el límite de detección. En general, los resultados de dicho trabajo señalan una eliminación de quistes de *Giardia* algo más baja que los resultados de otras investigaciones previas. Es importante indicar que no estudiaron filtros piloto especialmente preparados sino plantas reales en funcionamiento, con sus propios defectos de diseño.

Limitaciones Prácticas

Hemos visto ya la gran utilidad de la filtración lenta con arena pero, desafortunadamente, varios temas pueden limitarla como una opción viable de tratamiento para muchas comunidades pequeñas. Los tres inconvenientes principales serían: 1) una aceptabilidad limitada de aguas para purificar, 2) una capacidad limitada para eliminar materiales precursores orgánicos y 3) unos períodos de limpieza y de maduración largos.

Modificaciones exitosas que prestan atención a estos inconvenientes sin comprometer la simplicidad del proceso de tratamiento son los filtros de desbaste, los *filter mats*, preozonación, modificaciones de la superficie del filtro y rastrillado de la capa biológica (Collins y cols., 1991). Debe tenerse en cuenta que se basan en evaluaciones a escala piloto,

si bien los resultados de filtración lenta con arena se han extrapolado exitosamente a operaciones en escala real.

La mayor limitación de la filtración lenta con arena convencional son las severas restricciones impuestas en la durabilidad del filtro cuando el nivel de turbiedad o el contenido de algas del afluente excede unos niveles relativamente bajos. Para prevenir obstrucciones prematuras y penetración de la turbiedad la mayoría de diseños limitan el proceso a aguas afluentes de baja turbiedad. No sólo la turbiedad sino que la cuantificación del contenido de algas también es esencial para juzgar la admisibilidad del agua. La floración de algas reduce la durabilidad de un filtro hasta tan poco como 1/6 de lo normal.

Los filtros de desbaste son un pretratamiento muy simple que han conseguido reducciones significativas en la turbiedad, en el nivel de bacterias coliformes totales y fecales, en el color aparente y en el contenido de algas.

También se puede aplicar una capa de una tela sintética no tejida a la superficie de la arena (*filter mats*). El objetivo principal es de concentrar el proceso de eliminación de la materia en suspensión dentro de esta esterilla. Al tener una mayor porosidad y área específica, estas telas ofrecen un medio filtrante considerablemente más eficiente que la arena. Con los beneficios de una durabilidad del filtro más larga y un sistema de limpieza del filtro más simple (quitar la tela y limpiarla).

Los filtros lentos de arena convencionales han conseguido éxitos limitados en la eliminación de materiales precursores orgánicos, con reducciones de potencial de formación de trihalometanos (THMFP) de menos de 15-25%. También, debido a que son relativamente ineficaces eliminando el carbono orgánico disuelto (COD) se recomienda como niveles superiores de color del agua a purificar entre 10 uc ó 30 uc. Los diferentes métodos que se han explorado para mejorar la eliminación de materia orgánica de los filtros lentos de arena son la preozonación y la modificación de la superficie del lecho filtrante.

La ozonación previa convierte los compuestos presentes en el agua en compuestos más biodegradables y de bajo peso molecular. Con ello lleva a reducciones del 50% de material precursor orgánico. Además tendrá el efecto beneficioso de controlar el crecimiento de algas sin oxidar la película biológica. En la misma línea se realizan estudios en la Universidad de New Hampshire (Collins y cols., 1991) con preozonación y adición de benzoato sódico. La adición de benzoato sódico se utiliza para promover el crecimiento de las poblaciones bacterianas del filtro.

Por otro lado, la eliminación de precursores orgánicos en filtros lentos de arena en que se modificó su superficie sustituyendo una capa superficial de unos 8 cm de arena por resinas aniónicas y por CAG frecuentemente excedió el 90% y el 75% respectivamente. Estos valores son mucho más elevados que las reducciones del 10-20% descritas para las instalaciones municipales de filtros lentos de arena.

Explotación y Mantenimiento

La economía de los lechos filtrantes moderadamente grandes limita la viabilidad de la filtración lenta con arena para muchas comunidades pequeñas. De acuerdo con esto, hay mucho interés en evaluar la influencia de ritmos de carga del filtro más elevados en el resultado del tratamiento de los filtros lentos de arena.

Los principales problemas que puede presentar el incrementar el ritmo de carga son las posibles reducciones a la eficacia de la eliminación y los inconvenientes económicos de períodos más cortos de funcionamiento. Algunas observaciones sugieren que la eficacia en la eliminación de los filtros de arena convencionales es más una función de la madurez del lecho filtrante y de la profundidad del lecho que no función del ritmo de carga hidráulica. Hasta un cierto punto, una reducción en la eficacia del tratamiento provocada por ritmos de flujo más elevados puede ser mitigada incrementando la profundidad de arena. No obstante, se observa una relación inversa entre la durabilidad del filtro y el ritmo de filtración medio por

condiciones de calidad de agua similares; doblar el ritmo de filtración disminuye a la mitad la durabilidad.

Debido a que los procesos de limpieza del filtro y manipulación de la arena representan una parte significativa de los costes del proceso, la reducción de la durabilidad del filtro puede contrarrestar muchas de las ventajas de la filtración lenta con arena. Por tanto, es necesario desarrollar técnicas más eficientes de limpieza del filtro antes de que ritmos más elevados puedan ser viables económicamente. Métodos alternativos de limpieza del filtro incluyen la utilización de *filter mats*, ya mencionados anteriormente, y el rastrillado del filtro.

Los *filter mats* pueden utilizarse para disminuir el tiempo necesario para limpiar la arena al concentrar el material obstructor del filtro en la pieza de tejido; así, sólo el tejido necesita ser retirado y limpiado. Pero, todavía no se ha establecido un método adecuado para manipular áreas grandes de tejido. El rastrillado del filtro es el único método que ha sido evaluado exitosamente a escala real.

La técnica clásica de rascado se considera que requiere mucha mano de obra y frecuentemente un período de maduración después de la limpieza. La operación de rascado del filtro requiere aproximadamente cinco horas de trabajo para 93 m² de superficie, y la renovación de la arena requiere 50 horas de trabajo para 93 m². Los períodos de maduración varían de seis horas a dos semanas.

En la técnica del rastrillado se drena el agua sobrenadante hasta una altura de unos 30 cm por encima de la arena. Se rastrilla la arena con un tractor y simultáneamente se mantienen abiertos los sumideros de la superficie. Mientras el rastrillo se arrastra por la arena se liberan los depósitos coloidales en la capa de los 30 cm superiores de arena y son captados por la corriente de agua en movimiento que se mantiene en la superficie. Cuando el agua sobrenadante baja por debajo de unos 8 cm se paran las operaciones hasta que se ha rellenado de nuevo unos 30 cm por flujo inverso, momento en el cual se reanuda el rastrillado. Así se repite hasta que se ha rastrillado toda la superficie. La durabilidad del filtro generalmente es de 4 a 8 semanas antes de que sea necesario rastrillar otra vez. El lecho completo de arena se retira y limpia a fondo una vez cada 8-10 años. Este método necesita significativamente menos tiempo y mano de obra que el rascado clásico. Además, los filtros rastrillados pueden volver a ponerse en marcha en un período de horas en vez de días o semanas gracias a la capacidad de mantener una población bacteriana elevada después de la limpieza. El rastrillado también puede ser utilizado ventajosamente para madurar rápidamente filtros lentos de arena después de limpiarlos cuando la fuente de agua es de calidad excepcional (Collins y cols., 1991).

Como muestra la Tabla 3 estas modificaciones pueden agruparse para corregir una variedad de limitaciones. Además una modificación puede servir para corregir más de un problema. Por ejemplo, los *filter mats* aumentan la admisibilidad del afluente y minimizan los períodos de limpieza. El rastrillado puede reducir el tiempo de limpieza y de maduración y mejorar la eliminación de precursores orgánicos mediante el aumento de la densidad de la población bacteriana del medio filtrante.

De todos modos, se necesita más investigación sobre estas modificaciones pues la mayoría inducen a un aumento en el ritmo de pérdida de carga y disminuyen considerablemente la duración del filtro entre limpiezas. Además se necesita evaluar diferentes combinaciones de diseño y materiales para una variedad de aguas a tratar, puesto que estas mejoras sólo se han evaluado en estudios piloto para casos concretos.

Tabla 3. Modificaciones del filtro lento de arena para aumentar su rendimiento.

Objetivo	Modificación
Incrementar la aceptabilidad de aguas	Filtros de desbaste <i>Filter mats</i>
Mejorar la eliminación de precursores orgánicos	Preozonación Modificaciones de la superficie Aumentar la población bacteriana
Minimizar el tiempo de limpieza y de maduración	<i>Filter mats</i> Rastrillado de la superficie

CONCLUSIONES

En ciertas circunstancias la filtración lenta con arena puede ser no sólo el método de tratamiento de aguas más económico y sencillo sino que también puede ser el más eficaz.

La información que aporta este estudio permite extraer las siguientes conclusiones:

1. Evaluar el rendimiento del tratamiento es un proceso relativo, puesto que el rendimiento depende de la calidad del agua a tratar así como de las características del diseño y la operación.
2. Los filtros piloto son esenciales para ayudar en el diseño. El filtro piloto ayudará al ingeniero a dimensionar el filtro, verificar si la arena propuesta es satisfactoria y ayudar a estimar la frecuencia de lavado.
3. Si se siguen las recomendaciones prácticas de los estándares conocidos, los filtros lentos de arena deben ser capaces de operar de tal modo que provean de un tratamiento consistente y un razonable grado de eliminación de quistes de *Giardia*.
4. Son necesarios más estudios para definir la capacidad de eliminación de los quistes de *Giardia*, y la relación entre la eliminación de quistes y de partículas del mismo tamaño en plantas a escala real.
5. Es importante comprender que los filtros lentos de arena no son inmunes a problemas de rendimiento y operación. Las deficiencias operacionales y de mantenimiento observadas en las plantas hacen evidente la necesidad de educar a los operadores y de una mayor vigilancia por parte del personal regulador.
6. Existe la necesidad de mejorar esta técnica para que se puedan tratar aguas que no sean de alta calidad.

REFERENCIAS

- Collins, M.R., Eighmy, T.T., and Malley, J.P. (1991). Evaluating Modifications to Slow Sand Filters. *Jour. AWWA*, vol. ????, pág. ????.
- Leland, D.E. and Damewood, M. (1990). Slow Sand Filtration in Small Systems in Oregon. *Jour. AWWA*, vol. ????, pág. ????.
- Tanner, S.A. and Ongerth, J.E. (1990). Evaluating the Performance of Slow Sand Filters in Northern Idaho. *Jour. AWWA*, vol. ????, pág. ????.
- Visscher, J.T. (1990). Slow Sand Filtration: Design, Operation, and Maintenance. *Jour. AWWA*, vol. ????, pág. ????.

