

APLICACIONES DE LOS MODELOS DE CALIDAD EN LA SIMULACIÓN DE LAS REDES DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA POTABLE

Rosario Vidal¹, Fernando Martínez², Manuel Ayza³

¹ Unitat Predepartamental de Tecnologia. Universitat Jaume I. Castelló.

² Departamento de Ingeniería Hidráulica y M.A., Univ. Politécnica de Valencia

³ Aguas de Valencia, S.A.

RESUMEN: Ante la evidencia de que la calidad del agua potable se deteriora durante su recorrido a través de la red de distribución, es conveniente analizar su seguimiento mediante la utilización de sistemas de simulación y monitorización.

En el presente artículo se revisan las causas de tal deterioro y se hace repaso a los métodos de cálculo, tanto estáticos como dinámicos, empleados por los modelos de calidad propuestos en los últimos años en la bibliografía, y que en el momento actual incorporan ya muchos programas de análisis de redes. A lo largo de la exposición se analizarán los aspectos relativos al cálculo de procedencias de diversas fuentes, mezclas de aguas de diferentes calidades, tiempos de retención del agua en la red, y propagación de sustancias contaminantes, tanto reactivas como no reactivas.

Finalmente, se presenta el caso de la ciudad de Valencia, donde se está desarrollando un proyecto de telegestión de la cloración en la red de distribución. Para definir con exactitud los puntos de ubicación de los analizadores en continuo, así como para localizar las futuras estaciones de tratamiento "satélites" en la siguiente fase del proyecto, se ha hecho uso del programa EPANET al objeto de simular el comportamiento hidráulico de la red y la evolución de calidad del agua en la misma.

INTRODUCTION

La modelización de la calidad constituye uno de los temas de mayor auge en el campo de la hidráulica urbana durante los últimos años. La preocupación por la calidad del agua potable mientras permanece en la red de distribución, una vez ha abandonado la planta de tratamiento, surgió en E.E.U.U. en la década de los ochenta por el endurecimiento que estableció la EPA (Environmental Protection Agency) sobre los requisitos de calidad que debía tener el agua al llegar a los puntos de consumo. En España los estudios sobre modelos de calidad han empezado a introducirse en los últimos años, habiendo comenzado ya a definirse planes de medida y control en las redes más importantes de nuestro país, como Madrid (Segura, 1993), Alicante y Valencia (Aguas de Valencia, 1994).

El control de la calidad del agua y el análisis del comportamiento hidráulico de las redes han constituido durante mucho tiempo dos campos de estudio independientes en relación con el suministro de agua potable a las poblaciones. Por una parte, en las plantas de tratamiento se pretende asegurar que el agua cumpla con los requisitos de calidad establecidos, tomando como referencia usualmente el punto de salida de la planta o el de entrada a la red; en la actualidad el proceso de tratamiento del agua en las plantas está sometido a un estricto control, pudiendo predecirse la

influencia que cada fase de tratamiento va a tener en la calidad final del agua. Por otra parte, los modelos hidráulicos se han utilizado, tanto en la fase de proyecto como en la de operación de la red, para garantizar fundamentalmente que el agua llegue a los puntos de consumo en las condiciones de presión y caudal requeridas, sin preocuparse por la calidad del agua en el momento de ser consumida.

Sin embargo, a lo largo de la historia se han registrado diversos incidentes que evidencian que la calidad del agua potable puede verse muy afectada durante su recorrido desde la planta de tratamiento hasta el punto de consumo. Durante el tiempo que el agua permanece en la red, las sustancias más reactivas contenidas en la misma, como por ejemplo el cloro utilizado como desinfectante, reaccionan o se combinan con otras sustancias presentes en el seno del agua o adheridas a las paredes de las tuberías. En el caso de los desinfectantes, su concentración disminuye a través de la red favoreciendo el crecimiento bacteriológico, con el consiguiente riesgo sanitario si no se garantiza una concentración mínima.

El deterioro de la calidad del agua también puede producirse por la existencia de fugas en la red o cuando, como consecuencia de reparaciones en tramos

de tuberías o de la instalación de tuberías nuevas, no se toman las debidas precauciones en cuanto al aislamiento, limpieza y desinfección antes de su entrada en servicio (Geldreich, 1991). Incluso el propio material de las tuberías puede afectar a la calidad del agua. Así por ejemplo:

- Los tubérculos que se forman en las tuberías metálicas debido a la corrosión constituyen un importante foco para el desarrollo bacteriológico, al no permitir la penetración del cloro en las concentraciones que habitualmente se utilizan (Le Chevallier, 1991).
- El agua estancada en tuberías de plomo o en tuberías con accesorios que contienen aleaciones de plomo, como algunos elementos de grifería, puede alcanzar una elevada concentración de plomo (Lee et al. 1989).
- Las tuberías de ciertos materiales plásticos son permeables a compuestos orgánicos cuando están localizadas en suelos contaminados por estas sustancias, como puede suceder en las inmediaciones de una gasolinera (Selleck y Marinas, 1991).

El objetivo de los modelos de calidad es determinar la evolución de los parámetros de calidad del agua desde la planta de tratamiento hasta el grifo del consumidor, donde finalmente debería verificarse que se cumplen las normas establecidas. En España, los parámetros de calidad que deben cumplir las aguas potables vienen determinados por la *Reglamentación Técnico-Sanitaria para el Abastecimiento y Control de la Calidad de las Aguas Potables de Consumo Público*, R.D. 1138/1990 de 14 de Septiembre (B.O.E. de 20 Septiembre de 1990), acorde con las directrices comunitarias. A nivel internacional, la EPA determina las pautas a seguir en el control de la calidad del agua potable a través de la *Safe Drinking Water Act*

Las implicaciones de los modelos de calidad van más allá de la simple determinación de las concentraciones de las sustancias a controlar, para entrar a fondo en temas que tradicionalmente habían sido exclusivamente hidráulicos, como el diseño y operación de las redes de distribución. El diseño hidráulico de una red suele realizarse para el consumo punta, buscando asegurar unas condiciones de suministro aceptables ante cualquier situación. El resultado de este proceder es el sobredimensionamiento de la red y, como consecuencia, la presencia de tramos con velocidades muy bajas que conducen a largos tiempos de permanencia del agua en la red, provocando el deterioro de la calidad del agua (Cohen & Van der Drift, 1991). Desde el punto de vista de la calidad, la hipótesis de análisis más desfavorable corresponde a la de bajos consumos, período durante el cual debe procurarse que los tiempos de permanencia del agua en la red resulten lo más cortos posible.

Los modelos de calidad permiten determinar, en todos los puntos de la red y en cualquier instante del período de simulación, la *concentración o el valor de un*

determinado parámetro de calidad, el porcentaje de procedencia del agua desde cada una de las fuentes de suministro, el tiempo de retención del agua en la red

antes de ser consumida, y el trayecto seguido en la red desde su inyección. El cálculo puede referirse tanto a parámetros o sustancias conservativas, es decir aquellas que no cambian o no reaccionan mientras permanecen en la red, como a sustancias no conservativas cuando sí reaccionan.

Dentro de los parámetros conservativos, cabe destacar la frecuente utilización de los modelos de calidad para determinar la concentración de flúor, cuando éste se añade al agua como trazador o por cuestiones sanitarias. Más singular es la utilización que hacen Sinai et al. (1987) de los modelos de calidad para conseguir que la mezcla de aguas de diferente salinidad en el interior de una red de riego fuera apta para los cultivos, o la aplicación llevada a cabo por Cohen (1991) para controlar la turbidez del agua en la red de Amsterdam. Sin lugar a dudas, el cálculo más referenciado en la bibliografía es la determinación de la evolución, tanto espacial como temporal, de la concentración de cloro en la red, el cual se comporta como una sustancia no conservativa. Recientemente, Clark et al. (1993) han aplicado los modelos de calidad a la determinación de la evolución en la red de la concentración de trihalometanos (**THM**), que es un subproducto cancerígeno resultante de la desinfección del agua con cloro.

En los siguientes apartados presentaremos una visión global de la aplicación de los modelos de calidad en la simulación de redes de distribución de agua potable. En primer lugar nos introduciremos en la formulación del problema y los distintos métodos de cálculo, y seguidamente haremos una referencia a los programas de ordenador que incorporan modelos de calidad, en especial **EPANET**.

Ahora bien, al margen de las peculiaridades que presenta cada modelo de cálculo y de las facilidades que hoy en día ofrecen las herramientas informáticas para su aplicación, hay que advertir que uno de los principales problemas con que se enfrentará el usuario al tratar de confeccionar un modelo de calidad, va a ser la toma de medidas y la calibración del modelo. Las medidas son necesarias para determinar en la práctica la velocidad con que ocurren los cambios, y los factores que influyen en el proceso, que son muchos y variados, sobretudo en el caso de sustancias reactivas (material de las tuberías, pH, temperatura, concentraciones de otras sustancias, etc). La máxima de "medir es conocer" resulta mucho más aplicable, si cabe, a este caso, cuando se trata de modelizar el comportamiento de las sustancias contaminantes en las redes de distribución de agua potable.

Aunque no vamos a hablar en este artículo directamente del problema de la medición de la calidad del agua, concluiremos el mismo presentando el procedimiento seguido por la Compañía de Aguas de Sidney para la calibración de un modelo de calidad y la aplicación concreta de un modelo de este tipo para determinar la ubicación óptima de una serie

serie de analizadores en continuo a instalar en la red de distribución de agua de la ciudad de Valencia. El objetivo último que se persigue en ambos casos es poder monitorizar la red en lo que a calidades se refiere, de modo que combinando los datos de telemetría con los modelos de calidad se pueda llegar a determinar en todo momento la evolución de los parámetros de calidad a lo largo de la red, desde las plantas de tratamiento hasta las válvulas de registro de cada uno de los abonados, donde finalmente deberán verificarse las normas técnico-sanitarias establecidas por la legislación vigente.

MÉTODOS DE CÁLCULO

Los modelos de calidad que se vienen aplicando en el análisis de las redes de distribución de agua, pueden clasificarse, en función del tratamiento dispensado a la variable tiempo, en modelos estáticos y modelos dinámicos. En los *modelos estáticos* se supone que los caudales demandados e inyectados a la red permanecen constantes, y se admite que no varían las condiciones de operación de la red, definidas por el estado de las válvulas y equipos de bombeo, y por los niveles en los depósitos. En los *modelos dinámicos*, en cambio, se permite la variación temporal de los caudales demandados e inyectados, y también de las condiciones de operación de la red.

Los modelos de calidad se componen básicamente de dos partes: la modelización hidráulica y la modelización de la calidad del agua propiamente dicha. Los *modelos hidráulicos* determinan los caudales y las presiones en la red bajo unas determinadas condiciones iniciales y de contorno y *los modelos de calidad* determinan la variación temporal y espacial de un determinado parámetro de calidad del agua. Estas dos modelizaciones pueden realizarse conjuntamente, o bien, se puede desarrollar primero la modelización hidráulica y utilizar posteriormente los resultados hidráulicos para llevar a cabo la modelización de la calidad del agua.

Los modelos hidráulicos vienen utilizándose desde hace más de treinta años. Estos modelos permiten determinar los caudales y las presiones en todos los nudos de la red, tanto en condiciones estáticas como dinámicas. El análisis de la variación temporal de las magnitudes hidráulicas puede llevarse a cabo mediante modelos dinámicos propiamente dichos o *modelos rígidos*, que efectúan una integración en el tiempo de las ecuaciones del flujo considerando la inercia del fluido, o pueden simularse con los denominados *modelos casi-estáticos o en período extendido*, que dividen el período de estudio en intervalos de demanda constante y efectúan una sucesión de cálculos estáticos para cada intervalo, los cuales quedan enlazados a través de las ecuaciones dinámicas que rigen el llenado/vaciado de los depósitos. Análogamente a como sucede con los modelos hidráulicos, los modelos de calidad se dividen también en *estáticos y dinámicos*, si bien en este caso los modelos estáticos tienen aplicación únicamente en el supuesto de un estado

mantenido y prolongado de las condiciones de funcionamiento de la red y para sustancias conservativas, no pudiendo aplicarse a breves períodos de tiempo.

En los apartados siguientes tendremos oportunidad de conocer más a fondo las bases fundamentales de los diferentes métodos expuestos en relación con los objetivos de cálculo deseados, y las hipótesis establecidas en cada uno. Recientemente se está investigando la inclusión de la calidad del agua en los modelos de optimización, los cuales examinan un amplio abanico de variables de operación o diseño en busca de la mejor solución que satisface una función objetivo y unas determinadas restricciones, todas ellas referentes a la calidad del agua. (Ostfeld y Shamir, 1993).

Modelos Estáticos

Los modelos estáticos de calidad del agua se aplican al estudio del transporte de *contaminantes conservativos* en las redes de distribución de agua potable, determinando sus rutas, procedencias y tiempos de permanencia en la misma bajo condiciones estáticas de operación (cargas hidráulicas constantes y posiciones invariables de los elementos de regulación). Las ecuaciones que utilizan los diferentes autores son similares y básicamente las variaciones se encuentran en los métodos de resolución. Clark (1991) y Rossman et al. (1993) han clasificado los diferentes métodos en las siguientes categorías:

- *Métodos iterativos*. Utilizados por Chun y Selznick (1985), Murphy (1985), Wood y Ormsbee (1989), se basan en la construcción de un sistema de ecuaciones que liga el valor de todas las variables nodales entre sí, y para cuya resolución proponen la utilización de métodos iterativos ante la falta de dispersión de las matrices resultantes.
- *Métodos directos o "sparse"*. Propuestos por Males et al. (1985) y Boulos et al. (1992), son similares a los anteriores en su planteamiento, pero buscan obtener una conformación adecuada del sistema de ecuaciones resultante para poder resolverlo por métodos directos explotando las propiedades de las matrices vacías.
- *Métodos de avance por rutas o "marching-out"*. Introducidos por Clark et al. en 1988, en estos métodos las líneas y nudos se ordenan hidráulicamente empezando por las fuentes, de manera que los cálculos se hacen progresar a través de la red según el sentido del flujo hasta llegar al punto de estudio.
- *Métodos basados en la teoría de grafos*. Propuestos por Boulos et al. en 1991, tratan de explotar las propiedades derivadas de la teoría de grafos para acelerar el proceso de cálculo de los métodos anteriores.

Analícemos seguidamente los planteamientos básicos de los diferentes modelos en función del tipo de problema a estudiar.

Procedencias. Ormsbee y Wood (1989) definen el porcentaje de la demanda en un nudo j procedente de una fuente i como $C(i,j)$, y lo determinan planteando la ecuación de continuidad para cada nudo j conforme a la expresión:

$$\sum_{k \in N_j} c(i,k)q_{kj} + Q_s(i) = c(i,j) \sum Q_o(j) \quad (1)$$

donde N_j es el conjunto de nudos adyacentes al nudo j desde los que fluye caudal hacia dicho nudo, $c(i,k)$ son los factores de contribución de la fuente i en los nudos N_j , q_{kj} es el caudal que fluye del nudo k al j , $Q_s(i)$ el caudal que alimenta directamente al nudo j desde la fuente i , y finalmente $\sum Q_o(j)$ es el caudal total que abandona el nudo j . En la figura 1 se representa de forma gráfica la anterior ecuación.

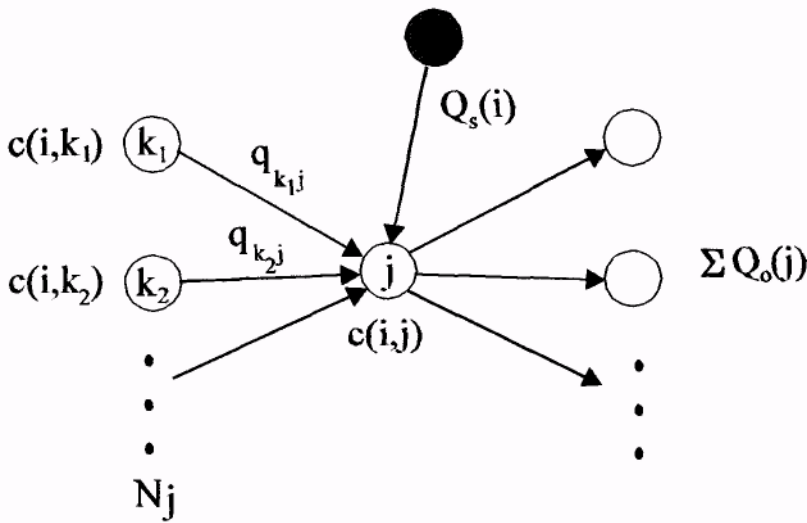


Figura 1. Esquema de un nudo y definiciones utilizadas para el cálculo de procedencias

Si el total de nudos de demanda es N , la ecuación (1) proporcionará un conjunto de N ecuaciones simultáneas para cada fuente i considerada. Cada uno de estos sistemas puede expresarse matricialmente de la forma:

$$A \cdot X = b \quad (2)$$

donde A es la matriz de coeficientes, que se construye con los caudales de entrada a los nudos desde los nudos adyacentes aguas arriba, q_{kj} , y los caudales que abandonan cada nudo $\sum Q_o$. X es el vector de incógnitas constituido por los factores de contribución de la fuente /en cada nudo, y b es el término independiente, formado por los caudales de alimentación a la red.

El sistema de N ecuaciones así resultante es lineal, pero debido a que la matriz A está poco diagonalizada, Ormsbee y Wood proponen para su resolución un método iterativo similar al método de Gauss-Seidel.

Concentración de mezclas. Se trata ahora de determinar las concentraciones de una determinada sustancia en

cada uno de los nudos de la red, considerando la mezcla de aguas procedentes de fuentes de distinta calidad. Para Males et al. (1985) la concentración de

un cierto contaminante no reactivo en el nudo j , en el que se mezclan aguas de diferente calidad, viene dada por:

$$C_j = \frac{\sum_{k \in N_j} q_{kj} C_k + \sum_{i \in S} Q_s(i) C_s(i)}{\sum_{K \in N_j} q_{kj} + \sum_{i \in S} Q_s(i)} \quad (3)$$

donde C_k es la concentración del contaminante en los nudos aguas arriba adyacentes al j y $C_s(i)$ la concentración en dicho contaminante de la fuente i que alimenta directamente al nudo j , estando el segundo sumatorio extendido al conjunto S de todas las fuentes de suministro a la red (aunque usualmente no habrá más de una por nudo, cuando la haya).

Después de realizar el cálculo estático de la red, serán conocidos los caudales q_{kj} y $Q_s(i)$, de modo que si la red tiene N nudos de demanda, se podrán formar N ecuaciones lineales con las incógnitas C_j , a las que Males et al. (1985) aplican técnicas de matrices vacías (sparse) para su resolución, anteriormente desarrolladas por Chandrashekar (1984).

El planteamiento del problema de mezclas difiere del anterior en que la variable a obtener es ahora la concentración de un determinado contaminante, debiendo establecer un sistema de ecuaciones diferente para cada contaminante considerado. En el cálculo de procedencias la variable era el porcentaje de agua proveniente de cada fuente, debiendo establecer un sistema de ecuaciones para cada fuente considerada. Obviamente, conociendo las concentraciones de cada contaminante en los puntos de alimentación, el cálculo de las concentraciones en los nudos a partir de los porcentajes de procedencia resulta inmediato.

Tiempos de permanencia. Debido a que el caudal desde el punto de alimentación hasta un nudo determinado puede seguir distintas rutas, el tiempo de permanencia del agua en la red desde que se inyecta en i hasta que llega a un nudo j puede ser muy variable. Para considerar la mezcla de flujos con diferentes antigüedades y tiempos de tránsito, se define el tiempo de permanencia medio AA_j ; para un nudo j como:

$$AA_j = \frac{\sum q_i A_i}{\sum q_i} \quad (4)$$

donde q_i es el caudal que llega al nudo en estudio por el camino i y A_i es la edad del agua en el punto de

alimentación, origen del trayecto i , más el tiempo de permanencia hasta llegar al nudo j por dicho trayecto.

Conforme a la definición anterior, el tiempo medio de permanencia del agua en la red hasta que alcanza el nudo j , AA_j , se podrá expresar en función de los tiempos de permanencia AA_k en los nudos adyacentes k que le suministran agua, y del tiempo necesario para ir del nudo k al nudo j , al que llamaremos T_{kj} según la expresión:

$$AA_j = \frac{\sum q_{kj}(AA_k + T_{kj})}{\sum q_{kj}} \quad (5)$$

En los nudos de altura conocida que alimentan a la red deberá conocerse el tiempo de permanencia o retención en los mismos (en el apartado siguiente se analiza el caso de depósitos). En los nudos de demanda, de forma similar a la expuesta para determinar el tiempo medio, puede también calcularse el tiempo máximo y el tiempo mínimo de permanencia.

Tiempos de retención en depósitos. Las ecuaciones anteriores resultan válidas siempre y cuando en la red no

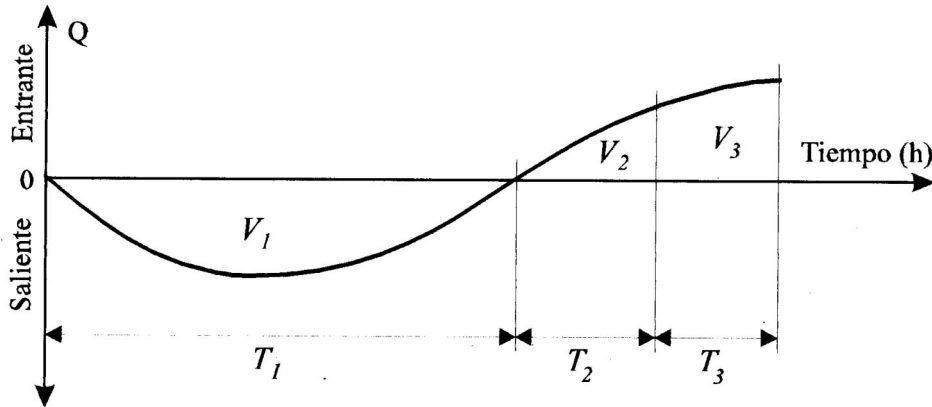


Figura 2 Evolución supuesta en el tiempo del caudal entrante o saliente de un depósito

Si quiere considerarse el tiempo de permanencia del agua procedente de una fuente i en el nudo j , deberá hacerse un análisis previo para determinar el factor de contribución C_k de dicha fuente en cada nudo adyacente k , de modo que la ecuación (5) se transformará en:

$$AA_j = \frac{\sum q_{kj}(AA_k + T_{kj})}{\sum C_k q_{kj}} \quad (6)$$

Esta ecuación la resuelven Clark et al. (1987) con el método "marching out" o "water tracing model", basado en el seguimiento del movimiento del flujo desde el punto de alimentación al resto de puntos del sistema. En este método, para calcular el tiempo de permanencia en un nudo previamente deberán haberse calculado los tiempos de permanencia de todos los nudos situados aguas arriba.

existan depósitos en los que varíe el nivel de la lámina libre. Cuando los depósitos de almacenamiento o las torres de agua forman parte del recorrido del agua después de haber sido introducida en la red, el tiempo de retención del agua en los mismos puede estimarse, según Ormsbee y Wood, a partir de un cálculo hidráulico de la respuesta de la red en período extendido. Veamos dos de los procedimientos propuestos en la literatura.

Estimación media. Si se supone que el tanque sigue un ciclo diario, el tiempo de retención medio del agua en el depósito puede estimarse como:

$$(7)T_r = 24 \frac{V_T}{\sum V_i}$$

donde V_T representa el volumen total del depósito y $\sum V_i$ el volumen total de agua que entra al depósito cada día, estando finalmente T_r expresado en horas.

Estimación incremental. Consideremos la variación de caudal entrante o saliente del depósito que se muestra en la figura 2, cuyo volumen inicial es V_0

El depósito se vacía durante las T_1 primeras horas, descargando un volumen V_1 , y se llena durante las siguientes T_2 y T_3 horas, recibiendo unos volúmenes V_2 y V_3 respectivamente. Si el agua inicial en el tanque tiene un tiempo de retención medio AA_0 al final de las T_1 horas el tiempo de retención medio será:

$$AA_1 = AA_0 + T_1 \quad (8)$$

Durante el período siguiente el depósito se llena. Si aa_2 es la edad media del agua que entra al depósito durante el período T_2 el tiempo de retención medio al final del mismo vendrá dado por:

$$AA_2 = \frac{(AA_1 + T_2)(V_0 - V_1) + V_2 \cdot aa_2}{V_0 - V_1 + V_2} \quad (9)$$

Análogamente, el tiempo de retención medio al final del período T_3 será:

$$AA_3 = \frac{(AA_2 + T_3)(V_0 + V_1 + V_2) + V_3 \cdot aa_3}{V_0 - V_1 + V_2 + V_3} \quad (10)$$

El cálculo de los tiempos de retención en los depósitos representa usualmente un paso previo a la aplicación de las ecuaciones (5) ó (6) para determinar los tiempos de permanencia del agua en la red, proporcionándonos los valores de la antigüedad del agua en los depósitos cuando se consideran como puntos de suministro. Si el depósito estuviera imbricado en una red compleja, recibiendo el agua de ésta, las ecuaciones anteriores deberán formar parte del sistema general de ecuaciones antes planteado.

Hay que advertir, no obstante, que el método de la estimación incremental puede aún conducir a errores importantes cuando trata de aplicarse al estudio de concentraciones de los contaminantes. En este sentido se han ensayado modelos basados en la teoría de reactores que al parecer proporcionan resultados más fiables, Grayman y Clark (1993), Kennedy et al. (1993), si bien su aplicación queda restringida a los modelos dinámicos, que revisamos a continuación. Nuestra experiencia particular al menos así lo confirma, tras el análisis de algunos ensayos realizados y aún pendientes de publicar.

Modelos Dinámicos

Los modelos dinámicos consideran el movimiento y reacción de los contaminantes bajo condiciones variables en el tiempo, como sucede en la realidad con las demandas, cambios de nivel en los depósitos, cierre y apertura de válvulas, arranque y paro de bombas, etc. En la evolución de los contaminantes a través de una red de distribución de agua potable están implicados básicamente tres procesos: el transporte por convección en las tuberías, el decaimiento o crecimiento de las concentraciones en el tiempo por reacción, y los procesos de mezcla en los nudos de la red.

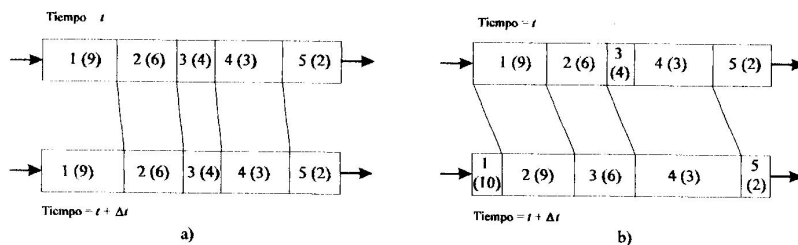


Figura 3. Creación, consolidación y reducción de elementos de volumen, según Liou y Kroon (1987)

El transporte de los contaminantes por las tuberías está causado principalmente por el flujo del agua bajo la acción del gradiente de presiones. La difusión longitudinal es relativamente pequeña y suele despreciarse. Para una sustancia conservativa, el proceso de transporte a lo largo de una línea i queda descrito por la ecuación:

$$\frac{\partial c_i(x,t)}{\partial t} + u_i \frac{\partial c_i(x,t)}{\partial x} = 0 \quad (11)$$

donde $c_i(x,t)$ es la concentración del contaminante en la sección de cálculo x y el instante t , u_i es la velocidad media del agua en la línea, supuesta constante para toda ella pero variable con el tiempo si cambian las condiciones hidráulicas, y x es la distancia de la sección de cálculo al extremo de la línea.

Si el contaminante es no conservativo, debe introducirse en la ecuación del transporte el término de reacción:

$$\frac{\partial c_i(x,t)}{\partial t} + u_i \frac{\partial c_i(x,t)}{\partial x} - \theta(c_i(x,t)) = 0 \quad (12)$$

Para resolver esta ecuación, cada línea se divide en segmentos, dentro de los cuales se producen las reacciones, mientras que las mezclas tienen lugar en los nudos. Los distintos métodos propuestos en la bibliografía se diferencian principalmente en la forma de abordar numéricamente el problema. Veamos los más importantes.

Transporte de Lagrange. Liou y Kroon (1987)

dividen cada tubería en N elementos de volumen y asignan a cada elemento una concentración. Si la concentración es cero, entonces N toma el valor uno. Los N elementos de volumen se mueven en la tubería con una velocidad fija durante Δt . Cuando no hay cambios significativos en la concentración de entrada, el volumen del primer elemento se incrementa en una cantidad igual al volumen entrante durante Δt , como se aprecia en la parte a) de la figura 3, pero si la concentración cambia significativamente, se crea un nuevo elemento con un volumen igual al volumen de entrada, como se aprecia en la parte b) de la misma figura. Por otra parte, si el volumen de entrada en Δt es menor que el del último elemento, éste se reduce en una cantidad igual a la de entrada y si el volumen de entrada es mayor que el volumen del último o últimos elementos, éstos se eliminan. Para evitar que haya un número excesivo de elementos de volumen, los autores proponen un esquema de consolidación en el que los elementos de menor volumen se fusionan con los elementos de mayor volumen y concentración similar, como ocurre con los elementos 3 y 4 del segundo caso presentado en la figura 3. Los procesos de reacción, si existen, se aplican a cada elemento de volumen, mientras que los procesos de mezcla en los nudos se modelizan con las mismas ecuaciones del modelo estático.

Método "marching out". Propuesto por Grayman y Qark para ser aplicado al programa Water Supply Simulation Model (WSSM), desarrollado por la EPA. En este método las líneas se dividen en sublíneas, donde se llevan a cabo los procesos de reacción, mientras que el transporte se realiza de forma secuencial, de modo que para determinar la concentración de un nudo es necesario conocer la concentración de los nudos situados aguas arriba.

Método de los elementos de volumen discretos, (DVEM). Este método ha sido desarrollado y aplicado por Rossman (1993) en el programa EPANET, de la U.S. Environmental Protection Agency. En cada intervalo de tiempo del cálculo hidráulico, se divide cada línea en un número de elementos iguales, cuyo volumen es función del volumen de la línea, de la velocidad del flujo y del intervalo de tiempo T adoptado para el seguimiento de la evolución de la calidad del agua, que deberá ser igual o menor al menor tiempo de permanencia del agua en cualquiera de las tuberías de la red. Para cada intervalo de tiempo τ , se efectúa un seguimiento del proceso en cuatro etapas, que se detallan en la figura 4. En la primera etapa se evalúa

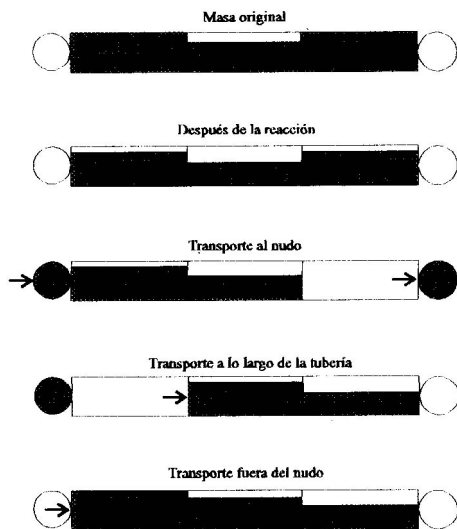


Figura 4. Etapas a considerar para resolver la ecuación del transporte, según el método DVEM. Rossman (1963)

la reacción del contaminante en cada elemento de volumen, según las ecuaciones que se verán más adelante; en la segunda etapa se transportan a los nudos las concentraciones de los elementos contiguos a éstos en el sentido aguas arriba aplicando las fórmulas de mezcla; en la tercera etapa se lleva a cabo el transporte a lo largo de la tubería, trasladando las concentraciones de unos elementos a sus contiguos en el sentido aguas abajo; finalmente, en la cuarta etapa las concentraciones obtenidas en los nudos se aplican a los primeros elementos de las líneas alimentadas desde el nudo en el sentido aguas abajo. Esta secuencia se repite a intervalos de tiempo τ , hasta que cambian las condiciones hidráulicas de la red, en cuyo caso se procede a modificar la segmentación y determinar un

nuevo intervalo de tiempo τ . En ese momento, y antes de proseguir los cálculos, habrá que transferir las concentraciones procedentes de la última segmentación a la nueva, analizando todos los casos posibles.

Simulación conducida por sucesos (EDM). Propuesto por Boulos et al. (1994), hasta el momento este método sólo se ha aplicado para la modelización de sustancias conservativas, requiriendo menor tiempo de cálculo que el método DVEM. Utiliza el concepto de suceso, entendiéndolo como tal el cambio en la concentración de un volumen de agua que llega, al menos, a un nudo del sistema. Cuando tiene lugar un nuevo suceso en un nudo, cada línea saliente del mismo transporta aguas abajo un volumen de agua con una determinada concentración, hasta que tiene lugar otro suceso en dicho nudo. Cada línea se divide en su extremo inicial en al menos dos segmentos, cada uno con una concentración. Estos segmentos permanecen activos el tiempo necesario para recorrer la línea y llegar al nudo aguas abajo. Cuando alcanzan dicho nudo se computa la nueva concentración nodal, teniendo en cuenta el porcentaje de contribución de cada línea. Finalmente se crean nuevos segmentos a partir de los nudos alcanzados y se repite el proceso.

Modelos dinámicos rígidos. Aunque con modos de proceder diferentes, los modelos desarrollados por Cohén (1991) y Chaudhry et al. (1994) coinciden en utilizar modelos dinámicos rígidos a fin de obtener una mayor precisión en los resultados cuando se producen estancamientos, demandas bruscas o inversiones de flujo en la red. El algoritmo de calidad de Chaudhry resuelve la ecuación del transporte en dos etapas, utilizando dos esquemas diferentes de diferencias finitas, e incluyendo el término de dispersión longitudinal:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + V \frac{\partial c}{\partial x} = 0 \quad (13)$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} - D \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + kc = 0 \quad (14)$$

Comienza discretizando la primera de las ecuaciones, con lo que determina para cada intervalo de cálculo la concentración a cierta distancia, sin considerar la difusión (transporte puro). Seguidamente, a la concentración resultante se le aplican los efectos de la difusión y reacción dados por la segunda ecuación. La ecuación del transporte puro (12) se resuelve con el algoritmo de Warming-Kutler-Lomax, cuidando en elegir una relación adecuada entre la separación de los puntos de cálculo y el intervalo de tiempo de integración para evitar la aparición de una difusión numérica. Para la ecuación de la difusión propone utilizar asimismo un algoritmo explícito, pero más sencillo. Los resultados, según demuestra en un ejemplo, pueden diferir hasta en un 20 % cuando se dan cambios bruscos en las demandas.

Tiempos de permanencia y procedencias.

Se puede también modelizar la edad del agua siguiendo un modelo dinámico, sin más que interpretar la variable *c* de la ecuación (12) como el tiempo de permanencia del agua en la red, con lo que el término $\theta(c)$ pasaría a ser una constante igual a 1.

Asimismo, para determinar el porcentaje de agua que le llega a un nudo de la red desde otro nudo de suministro mediante el modelo dinámico, basta con interpretar la variable *c* de la ecuación (11) como el factor de contribución de la fuente de referencia al nudo deseado, no debiendo considerar en este caso término de reacción alguno. El valor de la variable *c* en los puntos de suministro será en este caso 100, actuando como condición de contorno.

Modelización de la reacción

El cloro residual es la sustancia no conservativa más referenciada en los modelos de calidad, aceptándose que la reacción de decaimiento del cloro es de primer orden:

$$[Cl_2] = [Cl_2]_0 e^{-kt} \tag{15}$$

En los primeros modelos se consideraba una única constante *k* para describir la reacción cinética. Actualmente se considera que el coeficiente de decaimiento *k* es una función de la composición química y bacteriológica del agua, *k_{agua}* y de las interacciones del cloro con las paredes de las tuberías, *k_{red}*

$$k = k_{agua} + k_{red} \tag{16}$$

El valor de la *k_{agua}* se obtiene muestreando un volumen de aproximadamente 10 l de agua, con una dosis fija de cloro añadida en el instante inicial, y midiendo la evolución temporal de la concentración de cloro residual. En el programa PICCOLO (Wable et al., 1991) se considera que esta constante depende de la concentración total de carbono orgánico (TOC en mg/l) y de la temperatura (T en grados Kelvin), según:

$$k_{agua} = \alpha [TOC] e^{-b/T} \tag{17}$$

donde *a* y *b* son parámetros empíricos.

Por lo que respecta a *k_{red}* Wable et al. (1991) proponen dos métodos para determinar su valor: aislando una tubería de la red y bombeando al inicio de la línea una concentración de cloro proporcional al caudal, o bien, calculando el coeficiente global de la red y restando el *k_{agua}* Tansley et al. (1993) consideran que la constante de decaimiento de la red es una función exponencial del diámetro de la tubería:

$$k_{red} = a e^{b/D} \tag{18}$$

dependiendo los valores de *a* y *b* del tipo de agua, de la temperatura y el pH. Los valores medios estimados por regresión lineal son:

$$k_{red} = 0,120 e^{-0,0031 D} \tag{19}$$

En el programa PICCOLO, para modelizar *k_{red}* se consideran dos posibles tipos de ecuaciones, una parabólica y otra exponencial:

$$9k_{red} = \frac{k_{r1}}{D + k_{r2}} \tag{20}$$

$$k_{red} = k_{r1} e^{-k_{r2} D} \tag{21}$$

Según Rossman (1993), el término de reacción de la ecuación (12) debe incluir tanto la reacción en el seno del agua como con el material de las tuberías. La expresión propuesta es la siguiente:

$$\theta(c) = -k_b c - \frac{k_f}{R_H} (c - c_w) \tag{22}$$

donde:

- k_b* = Constante de reacción de primer orden en el agua.
- c* = Concentración del contaminante en el agua
- k_f* = Coeficiente de transferencia entre el agua y la pared.
- R_H* = Radio hidráulico de la tubería (Radio de la tubería / 2).
- c_w* = Concentración del contaminante en la pared.

El primer término modeliza la reacción en el agua, mientras que el segundo término, a través de *c_w* representa la velocidad de transporte de la sustancia entre el medio y las zonas de reacción de las paredes de la tubería. Suponiendo que el grado de reacción en la pared es de primer orden y que no hay acumulación de contaminante en la misma, se puede escribir el siguiente balance de masas:

$$k_f (c - c_w) = k_w c_w \tag{23}$$

donde *k_w* se interpreta ahora como la constante de reacción con la pared. Combinando ambas ecuaciones, se llega a:

$$\theta(c) = -K c \tag{24}$$

donde *K* es una constante global equivalente a la introducida en (15), y dada por:

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{R_H (k_w + k_f)} \tag{25}$$

La expresión (24) es válida cuando la concentración de la sustancia en la red disminuye. Si la concentración aumentara, tan sólo habría que cambiar el signo:

$$\theta(c) = K c \tag{26}$$

De los tres coeficientes que utiliza EPANET para describir las reacciones en una tubería, *k_b* y *k_w* se determinan empíricamente y debe introducirse su valor en la entrada de datos de programa. El coeficiente de transferencia de masa, *k_f* se calcula internamente, utilizando el número adimensional de Sherwood, *Sh*.

Rossman modeliza la reacción del cloro con las paredes del sistema de distribución aplicando un modelo de transferencia de masa. Un enfoque diferente y más complejo es el introducido por Biswas et al. (1993), quienes consideran un modelo de difusión radial para modelizar la reacción del cloro con las paredes de las tuberías en condiciones estáticas. Una vez adimensionalizada e integrada la ecuación diferencial de segundo orden con la ayuda de las funciones de Bessel, llegan a una expresión exponencial del decaimiento del cloro en la que se necesitan tres paráme-

tros adimensionales para su caracterización, los cuales representan la difusión radial, la reacción del cloro en el seno del agua y la reacción del cloro con las paredes.

APLICACIÓN DE LOS MODELOS DE CALIDAD MEDIANTE EL USO DE PROGRAMAS INFORMÁTICOS

La mayoría de los programas comerciales de análisis hidráulico de redes que incluyen modelos de calidad realizan el cálculo de los parámetros de calidad aprovechando la información hidráulica previamente obtenida. La simulación de la evolución temporal y espacial del comportamiento de sustancias no conservativas constituye el problema más complejo a resolver, de modo que un paquete que contemple esta posibilidad, normalmente ofrecerá también la posibilidad de realizar cálculos estáticos de mezclas, procedencias, comportamiento de sustancias conservativas o tiempos de residencia, al tratarse todos ellos de casos particulares del primero.

Los modelos de calidad requieren que el usuario introduzca una serie de datos hidráulicos y otros relacionados con los parámetros de calidad deseados. Si el modelo es estático, será suficiente con introducir, además de las características de todos los componentes, las demandas en los nudos, las condiciones permanentes de operación de la red, y los parámetros de calidad en las fuentes de suministro. Si el modelo es dinámico deberán también introducirse las modulaciones de la demanda y de las concentraciones en los puntos de inyección, además de otros datos hidráulicos complementarios, como las leyes de operación de los elementos de regulación, el estado inicial de la red, las características de los depósitos de nivel variable, etc. Veamos con más detalle los datos realmente necesarios para el cálculo de los diferentes parámetros de calidad.

Para el cálculo de procedencias, bastará con conocer los caudales en los puntos de inyección y los caudales de demanda, así como las modulaciones temporales de ambos si se trata de un problema dinámico.

Si se pretende determinar los tiempos de residencia del agua hasta los nudos de demanda, deberán de introducirse los tiempos de residencia iniciales en todos los puntos de la red y la antigüedad del agua en los puntos de inyección, si ésta no se considera nula (por ejemplo, en los depósitos de cabecera).

Cuando lo que se desea determinar es la concentración de mezcla de un parámetro conservativo, tratándose de un modelo estático sólo será necesario introducir su concentración en los puntos de inyección, pero si el modelo es dinámico, habrá que añadir además:

- La variación temporal de la concentración en los puntos de inyección a la red desde las plantas de tratamiento o desde las fuentes naturales (ríos, acuíferos, lagos, etc.).

- La concentración inicial en todos los nudos de la red.

Ante la falta de conocimiento de esta última, se procede muchas veces a prolongar el período de simulación, o a realizar una simulación previa partiendo de datos hipotéticos.

Finalmente, en el caso de sustancias no conservativas, como el cloro, deberá utilizarse necesariamente un modelo dinámico, debiendo en este caso completar los datos anteriores con la constante cinética de la reacción en el seno del agua y la constante de reacción en las paredes de las tuberías, si el programa contempla este supuesto.

La gran cantidad de información de tipo hidráulico y referente a la calidad del agua que se genera en las simulaciones dinámicas, aconseja realizar el análisis previo de resultados en forma gráfica. Desde el punto de vista de la calidad, estos resultados se dividen en:

- Diagramas de evolución temporal del parámetro de calidad estudiado en cada nudo o línea.
- Esquemas de la red para cada instante de tiempo, mostrando la evolución del parámetro a lo largo de la misma mediante rangos de colores o por símbolos.

Por supuesto, la información numérica deberá estar siempre accesible para obtener con mayor exactitud los resultados seleccionados tras un análisis previo. A continuación vamos a hacer una referencia a los principales paquetes de análisis de redes que contemplan módulos de calidad.

KYPIPE (Universidad de Kentucky) y **STONER** (Stoner Workstation Services) son dos grandes programas informáticos multimodulares, ya clásicos en el análisis de redes. En los últimos años han incorporado un módulo de calidad que complementa sus amplias prestaciones. Su aplicación en los modelos de calidad ha sido ampliamente citada, por ejemplo: Wood (1989), Ormsbee y Wood (1991) con **KYPIPE**; Tansley et al. (1993) y Burgess (1993) con **STONER**.

Los programas **PICCOLO** (Safège, Francia) y **EPANET** (desarrollado por L. Rossman de la USEPA) deben su prestigio a la incorporación de los modelos de calidad, especialmente **EPANET** (Rossman et al. 1993 y 1994 y Clark. 1993 y 1994), el cual, desde su aparición en julio de 1992 se ha convertido en el punto de referencia de los modelos de calidad, y ya existe una traducción al castellano de la última versión de Octubre del 94 realizada por la U.D. Mecánica de Fluidos. Recientemente Boulos et al. (1994) han intentado mejorar el algoritmo de análisis de calidad de **EPANET** reduciendo el tiempo de cálculo, y Chaudhry et al. (1994) han utilizado el programa **EPANET** para la comparación de resultados con el modelo dinámico rígido, demostrando la existencia de discrepancias de hasta un 10 % en algún nudo de la red caso de presentarse inversiones de flujo.

Finalmente, y a pesar de no ser un programa comercial, cabe mencionar la existencia del paquete de cálculo hidráulico y de la calidad del agua **DYNASIM**, desarrollado y aplicado en Aguas de Amsterdam (Cohén 1990, Cohén y Van der Drift, 1991), el cual es el único en nuestro conocimiento que incorpora un modelo dinámico rígido para el análisis de calidad.

Estos paquetes de software se están utilizando ya hoy en día para aplicaciones importantes dentro del campo del análisis de las redes de distribución, como pueden ser el diseño de programas de muestreo, la calibración de modelos hidráulicos, el estudio de la dispersión de contaminantes (comportamiento del cloro en particular), la ubicación de posibles estaciones de cloración, el análisis de las posibilidades de mezcla de agua de distinta procedencia (superficial y subterránea, por ejemplo) ante los problemas de contaminación en cuencas y acuíferos, la verificación de normativas en cuanto a tiempos de residencia, etc. En un futuro próximo, los modelos de calidad pasarán a desempeñar un papel relevante en la definición de las estrategias de diseño, operación y mantenimiento de las redes, destinadas a mejorar la calidad del agua a lo largo del sistema de distribución. Entre ellas, podrían destacarse las siguientes:

- modificación del régimen de uso de los recursos, mediante sistemas de diversificación racionalizados.
- modificación de las pautas de funcionamiento de depósitos y estaciones de bombeo
- utilización de instalaciones "satélite" de tratamiento, mediante la reclusión en depósitos o en estaciones al uso, estratégicamente ubicadas en las redes de transporte y distribución.
- elaboración de programas de purgas periódicas, manuales o automatizadas, en los puntos terminales de la red y en las conexiones al alcantarillado.
- establecimiento de consignas de mantenimiento y reposición de las tuberías, en la medida que el biofilm que se forma en sus paredes puede afectar a la calidad del agua, etc.

CALIBRACIÓN DE LOS MODELOS DE CALIDAD

La calibración de los modelos de calidad se realiza tanto con sustancias conservativas como con sustancias no conservativas. El flúor, por su carácter no reactivo, es un buen trazador en aquellas redes en las que habitualmente se inyecta en una concentración constante (Kennedy et al. 1991). La calibración se realiza cortando la inyección de flúor y midiendo la evolución temporal de la concentración en diferentes puntos de la red. En la mayoría de las redes no se inyecta flúor y, en este caso, el cloro es el parámetro más utilizado. Para realizar la calibración es necesario medir la concentración de cloro residual en los puntos de inyección y en diferentes puntos del sistema de

distribución, y determinar previamente en el laboratorio la constante de reacción del cloro en el seno del agua

Como ejemplo de la dificultad que conlleva la calibración de un modelo de calidad, vamos a describir cómo llevó ésta a cabo La Compañía de Aguas de Sidney sobre la red de Minchinbury, que abastece a 87.000 abonados (Burgess, 1993). El equipo utilizado fue el siguiente:

Control en línea:

- Diez remolques para el control en continuo de la calidad del agua. Estos remolques medían pH, cloro, turbidez, temperatura del agua, temperatura en el interior del remolque y presión del agua durante un período de 24 horas.
- Diez caudalímetros ultrasónicos
- Ocho sondas de presión
- Un registrador de cloro residual en la estación de cloración.

Muestreo manual:

- ■Muestreo y análisis "in situ" del cloro residual con tituladores amperométricos cada cuatro horas.
- ■Muéstreos para análisis en laboratorio, al objeto de determinar la constante de decaimiento del cloro en el agua. Se muestreo el depósito al inicio, a la mitad y al final del periodo de calibración, realizando el análisis de todos los parámetros físico-químicos y bacteriológicos del agua que entraba en la red de distribución.

En total se hicieron tres calibraciones. La primera calibración duró 3 días y fue para obtener datos hidráulicos y de calidad del agua durante el funcionamiento normal de la red. El segundo calibrado duró 2 días y pretendía determinar la constante de decaimiento del cloro en la red. El último calibrado fue de verificación, durante 3 días, para obtener datos hidráulicos y de calidad adicionales.

Para localizar las estaciones de muestreo, Lee y Deininger (1992) han propuesto un método que utiliza la programación entera a fin de conseguir la máxima cobertura de información posible sobre la calidad del agua potable.

APLICACIÓN DE UN MODELO DE CALIDAD PARA UBICAR UN CONJUNTO DE ESTACIONES DE CONTROL DEL CLORO EN LA CIUDAD DE VALENCIA

Como ejemplo de aplicación de los modelos de calidad, vamos a presentar la reciente utilización de un modelo de calidad por la compañía Aguas de Valencia, S.A., encargada del suministro de agua potable a esta ciudad y a numerosas poblaciones limítrofes, con el fin de determinar la mejor ubicación de una serie de

estaciones de control de cloro que deberán ser integradas en un futuro próximo en un sistema general de telemando y telemedida a implantar sobre toda la red.

El abastecimiento de agua potable a la ciudad de Valencia, y a determinados municipios de su Área Metropolitana se realiza, en la actualidad, desde dos plantas potabilizadoras situadas en los términos municipales vecinos de Mariises y Picassent.

Estas plantas tratan el agua superficial procedente del Canal Júcar-Turia (planta de Picassent), y del río Tuna y el referido Canal (planta de La Presa -Manises). Adicionalmente, en ésta última existe también una explotación de pozos sobre el acuífero subálveo del río Turia.

Al analizar el caso concreto que nos ocupa, hay que tener muy en cuenta la concepción cada vez más "supra-municipal" de los esquemas de abastecimiento, con cuantiosísimas inversiones ya ejecutadas o en proyecto, orientadas a garantizar el suministro integrado de los 44 municipios de la comarca de l'Horta, desde las dos plantas potabilizadoras mencionadas y utilizando como base la infraestructura de la ciudad de Valencia.

Con el fin de estudiar de una manera fiable los efectos sobre el actual sistema de cloración de la ampliación de la red a la totalidad del Área Metropolitana, y por tanto el posible deterioro de la calidad del agua, se ha considerado conveniente el diseño e implementación de un modelo matemático que simule el funcionamiento actual y futuro del sistema de abastecimiento.

Se disponía para ello, como base de partida, de un modelo de la red arterial de la ciudad, constituido por 383 nudos, 455 líneas y 16 válvulas de regulación, desarrollado a través de un Convenio suscrito con la U.D. Mecánica de Fluidos de la Universidad Politécnica (Martínez, 1993). Para su calibración se emplearon 74 puntos de medida de presión, 12 de los cuales se registraron en continuo mediante data-loggers, y 16 puntos de medida de caudal provistos de caudalímetros ultrasónicos instalados al efecto. Las demandas en los nudos se asignaron a partir de los datos de facturación en el trimestre de medida, enero-marzo de 1993, haciendo uso de una base de datos relacional confeccionada a tal fin.

El modelo de que se disponía era un modelo calibrado y fiable, pero estático y limitado al entorno de la ciudad. Para los fines perseguidos se requería un modelo dinámico y de más amplio alcance, por lo que se procedió a reconfigurar el esqueleto eliminando las tuberías de menor diámetro e incorporando las conexiones con las plantas de tratamiento y las tuberías de enlace con las poblaciones limítrofes y depósitos. El nuevo modelo se completó con los datos de consumo de las poblaciones lindantes, las curvas de modulación

para los caudales de inyección y consumos, y las leyes de operación de la red en condiciones normales.

Para llevar a cabo las diferentes simulaciones en condiciones dinámicas se utilizó el paquete **EPANET**, al que antes nos hemos ya referido. Tras diversas pruebas se llegó a determinar la configuración que presentaba las mayores ventajas de cara a la gestión óptima de la cloración, concretándose en la monitorización en continuo del contenido de cloro residual libre en un total de 11 estaciones distribuidas por el casco urbano de la ciudad.

Por motivos de coherencia y viabilidad de la instalación de esta red de analizadores en tiempo real, los puntos concretos definidos por los cálculos de **EPANET** fueron contrastados con las disponibilidades ofrecidas por los trabajos en curso del proyecto de telegestión global del sistema de abastecimiento, alcanzándose finalmente una solución técnico-económica que puede considerarse óptima, la cual queda reflejada en la figura 5.

A la vista de los diámetros de las líneas contemplados en el modelo, cabe indicar que en esta primera fase del proyecto nos hemos ocupado únicamente del análisis y mejora de la cloración en la red primaria. Por supuesto, el estudio de los niveles de distribución inferiores constituye asimismo una meta importante en el proceso de acondicionamiento de la gestión actual de la red a las exigencias cada vez mayores exigencias del suministro urbano de agua potable.

A modo de ejemplo ilustrativo, puede pensarse en los resultados obtenidos durante la simulación para el nudo de consumo representativo de las pedanías situadas al sur del municipio de Valencia, y en donde se ubicará la estación de control de Pinedo. Evidentemente, cada gota de agua presentará todavía un largo tiempo de viaje hasta el último consumidor del núcleo del Perellonet, distante algunos kilómetros de dicho nudo, con lo que la concentración de cloro residual podría descender hasta un nivel sanitariamente peligroso. La única solución al problema disponible en la actualidad, pasaría por dosificar en cabecera una concentración de cloro que podría resultar claramente excesiva para los consumidores más próximos a las plantas de tratamiento.

Antes de proseguir adelante con nuevas propuestas de recloración u otras alternativas, sería deseable disponer de un modelo de calidad del cloro residual debidamente calibrado, a cuyo fin los datos proporcionados por las futuras estaciones de control resultarán valiosísimos. Entretanto, se está poniendo a punto un modelo dinámico de la red, desde el punto de vista de su comportamiento hidráulico, a través de un nuevo convenio suscrito con la U.D. Mecánica de Fluidos (Martínez 1994), el cual, partiendo del modelo actual, contempla la ampliación de la red hasta las plantas, la incorporación del Sistema Básico Metropolitano, la caracterización del comportamiento hidráulico, en todo el rango permitido, de todas

las válvulas de regulación y estaciones de bombeo bombeo del sistema, y la calibración dinámica de de la red completa a partir de los registros en continuo de presiones y caudales, contando para ello con los actuales datos de telemetría y el apoyo de los data-loggers en campo.

calidad. Por el gran interés de tipo práctico que presenta el tema, centraremos las principales conclusiones de este trabajo en una serie de recomendaciones y experiencias vividas por los autores en su relativamente breve andadura en este campo.

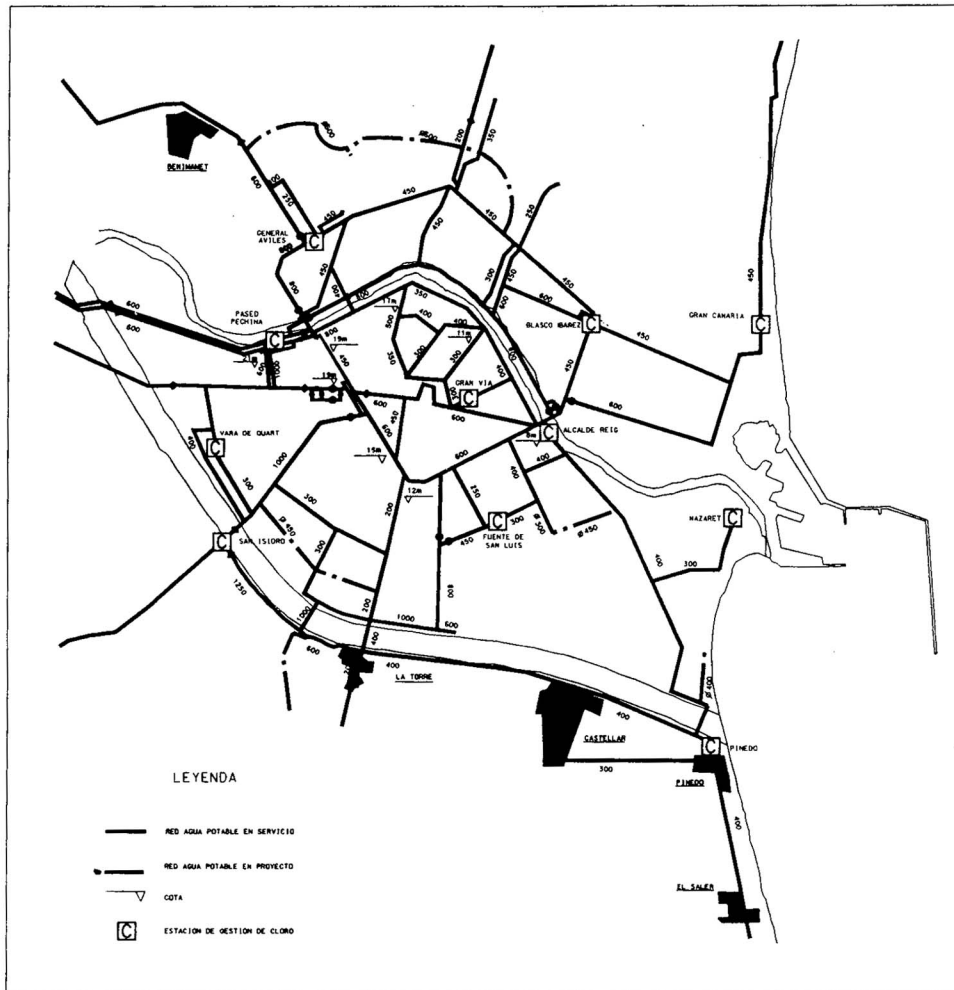


Figura 5. Red de estaciones de control del cloro residual para la ciudad de Valencia, las cuales serán integradas en el proyecto de telegestión global del sistema.

CONCLUSIONES

A lo largo del presente artículo hemos querido presentar las causas que provocan el deterioro de calidad del agua durante su transporte a través de la red, los métodos de análisis propuestos por diferentes autores y las herramientas con que hoy día cuentan los profesionales para hacer una primera incursión en un tema que, desde que la EPA lanzó la voz de alarma, cada vez preocupa más a nuestros ciudadanos, y en consecuencia también a las compañías suministradoras.

A través de un par de casos prácticos hemos querido dejar constancia asimismo de los pasos seguidos por quienes ya han empezado a considerar seriamente la implantación y utilización a diario de los modelos de

- En lo que respecta a una correcta cloración del agua

potable, la selección de los puntos que deben ser controlados con carácter prioritario ha de efectuarse en base a las siguientes consideraciones:

- zonas que históricamente hayan presentado deficiencias en su cloración, según las estadísticas existentes
- tuberías de traída desde las áreas de captación o plantas de potabilización de agua
- zonas de mezcla de los caudales procedentes de distintos puntos de producción
- nudos situados aguas abajo de los subsistemas no malladas y con características marcadamente estacionales
- cualquier otro punto específicamente designado por el modelo matemático

- Cuando el proceso de simulación se prolonga a un período continuado de funcionamiento del sistema superior a 24 horas, se pueden observar claramente a través del modelo los inmediatos efectos de una determinada explotación del sistema (plantas de producción y red de distribución) sobre la evolución de la calidad del agua potable.
- Se constata a través de los modelos que la tradición de dimensionar las redes y los depósitos tomando como único criterio la consideración del consumo punta, puede presentar serios inconvenientes desde el punto de vista de la calidad. Es conocida la existencia de redes sobredimensionadas que favorecen la aparición de tramos de velocidad muy baja, inversiones de flujo, tiempos de viaje muy largos, etc.
- El deterioro de la calidad del agua en la red tiene lugar, muy a menudo, sin que haya ninguna posibilidad de corregirlo. Así pues, si se aplica como única garantía un tratamiento con cloro al final del proceso de potabilización, no hay más remedio que controlar de manera exhaustiva las condiciones del flujo a través de la red.
- En particular, requiere cierta atención el análisis de las velocidades de circulación del agua en las tuberías del sistema. Si los valores son extremadamente bajos, resulta evidente el efecto sobre los tiempos de permanencia y por tanto sobre la calidad del agua potable. Por otro lado, si la velocidad se encuentra por encima de 2 m/s, durante intervalos alternados e irregulares de tiempo, puede producirse la erosión de la superficie de la tubería y aparecer deposiciones en otros lugares, afectando de nuevo negativamente a la calidad del suministro.
- Cuando se analizan diferentes escenarios desde el punto de vista hidráulico, se concluye en general que la maniobra de las válvulas puede acarrear asimismo algunos problemas en relación con lo expuesto en el párrafo anterior, por lo que esta regulación debería ser otro de los aspectos a atender, especialmente en las tareas de explotación. En definitiva, las válvulas deben utilizarse tanto para el control energético de la red como con el fin de conseguir las rutas de viaje más adecuadas para el mantenimiento de la calidad original del agua potable.
- En cualquier caso, siempre deberá dedicarse una especial atención a los depósitos a la hora de realizar un análisis de la calidad del agua. Su ubicación, tamaño, características constructivas y modo de utilización afectarán a buen seguro y en gran medida el estándar de calidad del agua potable suministrada. Una vez más, hay que recordar que la reducción del tiempo de permanencia en el sistema debe ser en todo momento uno de los objetivos prioritarios.
- La correcta utilización de todo paquete de modelización de redes requiere garantizar la fiabilidad de

los datos de partida, tomados como base para el cálculo. Así pues, la simulación puede resultar una herramienta de enorme utilidad para la gestión del recurso y para una política óptima de inversiones, siempre y cuando se haya dedicado con anterioridad el tiempo necesario a alcanzar el adecuado conocimiento del sistema de abastecimiento.

- Finalmente, es obligado reconocer que el estado actual de la tecnología, sus costes razonables, y la disposición de herramientas informáticas apropiadas, hacen que no pueda considerarse durante más tiempo como un "lujo" la utilización de sistemas de simulación y monitorización para controlar la calidad del agua potable en nuestras redes.

REFERENCIAS

- Aguas de Valencia, S.A.. (1994). Control del Cloro Residual en la Red de Distribución de Agua Potable. Proyecto en trámite de aprobación por el Ayuntamiento de Valencia. Junio 94.
- Biswas, P.; Lu, Ch.; Clark, R.M. (1993). A Model for Chlorine Concentration Decay in Pipes. Water Resources. Vol. 27, n^o 12.
- Burgess, P.; Vitanage, D.C.; Price, G. (1993). Application of a First Order Equation to Predict Chlorine Decay in a Water Distribution System. Conferencia en Integrated Computer Application in Water Supply. Univ. Monfort, UK.
- Boulos, P.F.; Alunan, T.; Bowcock, R.W.; Dhingra, A.K.; Collevati, F. (1994). An explicit algorithm for modeling Distribution System Water Quality with Applications. 2nd International Conference on Water Pipeline Systems. Edinburgh, Scotland.
- Clark, R.M. (1991). Water Quality Modeling in Distribution Systems. Conferencia en Water Quality Modeling in Distribution Systems. AWWA/EPA. Cincinnati, Ohio.
- Clark, R.M. (1993). Development of Water Quality Models. Conferencia en Computer Modelling of Free-Surface and Pressurized Flows. NATO Advanced Study Instituto. Pullman, Washington.
- Clark, R.M.; Smalley, G.; Goodrich, J.A.; Tull, R.; Rossman, L.A. (1993). Managing Water Quality in Distribution Systems: Minimizing Chemical and Microbial Risk. Annual Conference American Water Works Association.
- Clark, R.M. (1994). Modeling Water Quality Changes in Distribution Systems: A U.S. perspective. Conferencia en Improving Efficiency and Reliability in Water Distribution Systems. UIMP, Valencia.
- Cohén, J. (1990). The Development of a Dynamic Calculation Model for Drinking Water Networks. Agua. Vol. 39, n^o 3
- Cohén, J.; Van der Drift, C.G. (1991). Further Development of a Dynamic Calculation and Simulation Model for Water Distribution. Agua. Vol. 40, n^o 4.

- Cohén, J.; De Visser, P. (1992). The Development and Application of Monitoring Systems for the Distribution of Drinking Water. Journal of Water SRT-AQUA. volumen 41
- Chaudhry, M.H.; Islam, M.R. (1994). Water Quality Modeling in Pipe Networks. Conferencia en Improving Efficiency and Reliability in Water Distribution Systems. UIMP, Valencia.
- EPA (1993). Safe Drinking Water Act Highlights. James M. Montgomery, Consulting Engineers Inc.
- Geldreich, E. (1991). Investigating the Outbreak in Cabool, Missouri for a Water Supply Connection. Conferencia en Water Quality Modeling in Distribution Systems. AWWA/EPA. Cincinnati, Ohio.
- Grayman, W.M.; Clark, R.M. (1993). Using Computer Models to Determine the Effect of Storage on Water Quality. Journal AWWA. July, 1993
- Kennedy, M.S.; Sarikelle, S.; Suravallop, K. (1991). Calibrating Hydraulic Analyses of Distribution Systems Using Fluoride Tracer Studies. Journal AWWA. July, 1991.
- Kennedy, M.S.; Moegling, S.; Sarikelle, S.; Suravallop, K. (1993). Assessing the Effects of Storage Tank Design on Water Quality. Journal AWWA. July, 1993
- Le Chevallier, M.W. (1991). Microbial Processes within the Distribution System. Conferencia en Water Quality Modeling in Distribution Systems. AWWA/EPA. Cincinnati, Ohio.
- Lee, R.G.; Becker, W.C.; Collins, D.W. (1989). Lead at the Tap: Sources and Control. Journal AWWA. July, 1989.
- Lee, B.H.; Deininger, R.A. (1992). Óptima! Locations of Monitoring Stations in Water Distribution Systems. Journal of Environmental Engineering. Vol. 118, n^o1.
- Liou, C.P.; Kroon, J.R. (1987). Modeling the Propagation of Waterborne Substances in Distribution Networks. Journal AWWA. Nov, 87.
- Males, R.M.; Clark, R.M.; Wehrman, P.J.; Gates, W.E. (1985). Algorithm for Mixing Problems in Water Systems. Journal of Hydraulic Engineering. (ASCE), Vol. 111, n^o2.
- Martínez, F. (1994). Elaboración del Modelo Matemático de la Red Arterial de Distribución de Agua Potable de la Ciudad de Valencia. Convenio suscrito entre Aguas de Valencia y la U.D. Mecánica de Fluidos. UPV. Valencia, Abril 1994.
- Martínez, F. (1994). Desarrollo de un Modelo de Simulación Dinámica para el Abastecimiento de Agua Potable a la Ciudad de Valencia. Convenio suscrito entre Aguas de Valencia y la U.D. Mecánica de Fluidos. UPV. Valencia. En curso.
- Ormsbee, L.E.; Wood, D.J. (1991). Identification of Supply Source Percentages and Water Age Using KYPIPE and KYFSL. Conferencia en Water Quality Modeling in Distribution Systems. AWWA/EPA. Cincinnati, Ohio.
- Ostfeld, A.; Shamir, U. (1993). Óptima! Operation of Multiquality Networks. Journal of Water Resources Planning and Management. Vol. 119, n^o.
- Rossman, L.A. (1993). EPANET User's Manual. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Rossman, L.A.; Boulos, P.F. (1993). Diseño Volume-Element Method for Network Water-Quality Models. Journal of Water Resources Planning and Management (ASCE), Vol. 119, N^o 5.
- Rossman, L.A.; Clark, R.M. Modeling Chlorine Residuals in Drinking Water Distribution Systems. A la espera de publicación en Journal Environmental Engineering.
- Selleck, R.E.; Marinas, B.J. (1991). Analyzing the Permeation of Organic Chemical through Plástico Pipes. Journal AWWA. July, 1991.
- Segura Segura, B. (1993). La Modelización de la Calidad del Agua en las Redes de Distribución de Madrid. Tecnología para Gestión de las Redes de Distribución. Canal Isabel U. Madrid
- Sinai, G.; Shina, G.; Kitai, E (1987). Physical and Computer Models of Multiquality Networks. Journal of Water Resources Planning and Management Vol. 113, n^o 6.
- Tansley, N.S.; Brammer, L.F. (1993). Chlorine Residual Modelling in Distribution - The Improvement of Taste and the Maintenance of Effective Disinfection. Conferencia en Integrated Computer Applications in Water Supply. Univ. Monfort, UK.
- U.D. Mecánica de Fluidos (1994). Sistemas Hidráulicos a Presión. Aspectos Prácticos de su Diseño y Explotación Generalitat Valenciana. Valencia
- U.D. Mecánica de Fluidos (1994). EPANET Manual del Usuario. Revisión 1.1b. Noviembre, 1994. (Traducción de la correspondiente versión inglesa)
- Vidal, R. (1994). Modelos de Calidad del Agua, en Curso de Análisis. Diseño y Operación de Redes Hidráulicas a Presión. U.D. Mecánica de Fluidos. Proyecto Euroform 93. Univ. Politécnica de Valencia, 25-28 Enero 94
- Wable, O; Dumoutier, N.; Duguet, J.P.; Jarrige, P.A.; Gelas, G.; Depierre, J.F. (1991). Modelling Chlorine Concentrations in a Network. Conferencia en Water Quality Modeling in Distribution Systems. AWWA/EPA. Cincinnati, Ohio.