

# LOCALIZACIÓN DE PUNTOS DE MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA EN SISTEMAS DE DISTRIBUCIÓN

• Juan G. Saldarriaga\* • María Ximena Hernández • Cesar Prieto •  
• Mauricio Jurado • Sara Gacharná • Diego Páez •

Universidad de los Andes, Colombia

\*Autor de correspondencia

## Resumen

SALDARRIAGA, J.G., HERNÁNDEZ, M.X., PRIETO, C., JURADO, M., GACHARNÁ, S. & PÁEZ, D. Localización de puntos de monitoreo de calidad de agua en sistemas de distribución. *Tecnología y Ciencias del Agua*. Vol. V, núm. 2, marzo-abril de 2014, pp. 39-53.

Durante años, particularmente en los países en desarrollo, las empresas prestadoras del servicio (EPS) de agua potable han utilizado procedimientos empíricos para localizar, en sus redes de distribución, los puntos en los cuales deben hacerse muestreos periódicos, a fin de garantizar que cumplen con los estándares mínimos de calidad de agua. A pesar de que hoy en día estas empresas cuentan con excelentes herramientas informáticas para modelar la dinámica del agua en las redes, así como la evolución de la calidad de agua, no se tienen suficientes datos que permitan escoger en forma científica dichos puntos. En particular, no se cuenta con los coeficientes de decaimiento del cloro tanto de cuerpo como de pared. A pesar de esta limitación, se han desarrollado e implementado metodologías con el objetivo de diseñar redes de sensores que garanticen un constante monitoreo de la calidad del agua en los sistemas de distribución, pero que implican una alta incertidumbre. En la investigación objeto de este artículo se desarrolló una metodología que permitiera en ese ambiente de pocos datos escoger los puntos de monitoreo de calidad (PMC) de agua que respondieran simultáneamente a dos problemas típicos de las redes de distribución: por un lado, se buscaba garantizar la calidad del agua, medida por un residual de cloro, haciendo uso de un *software* desarrollado para este estudio; por otro lado, detectar problemas de coloración del agua (fenómeno por el cual el agua que llega a un conjunto de usuarios tiene un color diferente al transparente, afectando la percepción de calidad por parte de dichos usuarios) debido al desprendimiento de biopelículas, haciendo uso del programa TEVA-SPOT (Berry *et al.*, 2008). Este último enfoque puede desarrollarse bajo la optimización de múltiples funciones objetivo, según el tipo de protección que se desee garantizar, contra los eventos de coloración. La nueva metodología fue aplicada exitosamente en los 37 sectores hidráulicos en los que se encuentra dividida la red de agua potable de la ciudad de Bogotá, Colombia (aproximadamente ocho millones de habitantes). Finalmente, aunque el estudio se realizó para los 37 sectores, se tomó, a manera de ejemplo para este documento, uno de estos sectores como red tipo. Los resultados evidencian que ambas metodologías son confiables y que el diseño de la red de sensores depende del objetivo que se busque optimizar.

**Palabras clave:** calidad de agua, redes de distribución de agua potable, monitoreo, sensores de alerta temprana.

## Abstract

SALDARRIAGA, J.G., HERNÁNDEZ, M.X., PRIETO, C., JURADO, M., GACHARNÁ, S. & PÁEZ, D. Location of Water Quality Monitoring Points in Distribution Systems. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*. Vol. V, No. 2, March-April, 2014, pp. 39-53.

Companies providing drinking water services in developing countries have been using empirical procedures for years to locate points in distribution networks at which periodic sampling should be taken in order to ensure compliance with minimum water quality standards. Although these companies have excellent information tools to model the water dynamics and evolution of water quality in networks, not enough data exists to scientifically choose these points. Additionally, the coefficients for bulk and wall chlorine decay are not known. Despite this limitation, several methodologies have been developed and implemented to design sensor networks that ensure continuous monitoring of water quality in distribution systems, but that also involve a high degree of uncertainty. The study herein was to develop a methodology to choose water quality monitoring points in an environment with little data. This would simultaneously address two typical problems of distribution networks—ensure water quality by measuring residual chlorine using a software developed for this study, and detect water coloring problems (in which the water reaching a set of users is not transparent, affecting the users' perception of its quality) due to the detachment of biofilms using the TEVA-SPOT program (Berry *et al.*, 2008). The latter approach can be developed by optimizing multi-objective functions according to the type of protection against coloration events desired. The new methodology was successfully applied in the 37 hydraulic sectors into which the drinking water network in the city of Bogotá, Colombia is divided (approximately 8 million inhabitants). Lastly, although the study was performed in 37 sectors, one of these sectors was used as a prototype of the network for the purpose of this study. The results show that both methodologies are reliable and the design of sensor networks depends on the objective to be optimized.

**Keywords:** early warning sensors, monitoring, drinking water distribution networks, water quality.

## Introducción

### Antecedentes

En una red de distribución de agua potable (RDAP), la toma periódica de muestras es la forma tradicional de realizar un control sobre la calidad de agua entregada a los usuarios. De manera histórica, esta labor se ha realizado mediante la elaboración de ensayos estandarizados aplicados a muestras tomadas en distintos puntos de la red, tales como hidrantes, purgas, salidas domiciliarias o estructuras especiales diseñadas de manera exclusiva para tal fin. El propósito de localizar dichos puntos varía desde cumplir con las normas locales de calidad y monitorear eventos de contaminación accidental hasta detectar aquellos eventos de contaminación que puedan ser generados de manera intencional. Para cumplir con el objetivo de garantizar que en todos los puntos de consumo se entregue a los usuarios agua con una concentración de cloro residual por encima de lo mínimo permitido por las normas, se han utilizado metodologías para determinar, en una red particular, los coeficientes de decaimiento de cuerpo ( $K_b$ ) y de pared ( $K_w$ ). En estos estudios se han encontrado resultados en los que se ha llegado a demostrar que el  $K_b$  tiene un mayor efecto sobre el decaimiento del cloro que el  $K_w$  (Chang et al., 2009; Hallam et al., 2003), y otros en los que se concluye que tanto  $K_b$  como  $K_w$  son necesarios para determinar la cinética del cloro dentro de una red de distribución de agua potable (RDAP) (Vasconcelos et al., 1996).

Por otro lado y con el propósito de monitorear eventos de contaminación accidental o intencionales, se han propuestos diferentes modelos de localización de PMC, según el objetivo que se desee alcanzar. Estos objetivos se encuentran descritos en *The Battle of Water Sensor Networks* (BWSN; Ostfeld et al., 2008), y están resumidos por Preis y Ostfeld (2008): maximización de la cobertura, la cual busca cubrir la mayoría de la demanda en la red (Lee y Deininger, 1992; Woo et al., 2001); minimización

tanto del tiempo de viaje del contaminante antes de ser detectado como de la población en riesgo antes de la contaminación (Berry et al., 2005; Krause y Guestrin, 2009); minimización del consumo de agua contaminada antes de la detección, y por último, una vez que se tiene el diseño de la red de sensores, se busca optimizar la probabilidad de detección, en donde la variable directamente monitoreada es el tiempo de detección, el cual no puede exceder la diferencia entre el final del periodo de simulación y el comienzo del evento de contaminación (Ostfeld et al., 2008). Por lo anterior, este problema puede ser visto como un inconveniente multiobjetivo, que es en sí mismo una complicación *NP hard* (Xu et al., 2009).

Ante esta problemática, diferentes autores han propuesto aproximaciones tales como la teoría de grafos (Freeman, 1997; Freeman et al., 1991; Newman, 2005; Xu et al., 2008); modelos de optimización determinística (Lee y Deininger, 1992; Kessler et al., 1998; Krause et al., 2006); modelos de optimización estocástica y modelos de optimización robustos (Xu et al., 2008 y 2009), además de otras metodologías que combinan conceptos de éstas, como Aral et al. (2010), y Shen y McBean (2011), quienes investigan la localización de PMC, considerándolo como un problema de optimización multiobjetivo, con dos objetivos competitivos: (1) minimizar el tiempo de detección y (2) maximizar la redundancia de detección del sensor. De esta forma se emplea el Principio de Pareto desarrollado para evaluar los impactos del aumento del número de PMC por AG denominados II (NSGA-II), haciendo uso de *TEVA-SPOT* (Berry et al., 2008). Asimismo, con el propósito de disminuir las falsas alarmas de los eventos de contaminación, un estudio realizado por Koch y McKenna (2011) mostró que en la combinación de datos de diferentes estaciones por medio de métodos estadísticos se pueden encontrar grupos (*clusters*) de detección estadísticamente significativos, que reducirían de forma considerable estas falsas alarmas.

A pesar del esfuerzo realizado durante muchos años por un gran número de investigadores, no se encuentra definida aún una metodología óptima para la localización de sensores de calidad en las RDAP. Por consiguiente, el objetivo de este estudio se centra en proponer las metodologías apropiadas para la localización de PMC en RDAP, en condiciones donde los modelos hidráulicos están completamente calibrados, pero los modelos de calidad de agua (*i.e.* parámetros  $K_b$  y  $K_w$ ) tienen alta incertidumbre por escasez de PMC existentes.

### Enfoque propuesto

En este estudio se plantean dos metodologías para la localización de PMC desde dos puntos de vista, cada uno de los cuales presenta funciones objetivo inherentes. La primera aproximación al problema está relacionada con la calidad mínima, entendida como el monitoreo a la concentración mínima de cloro residual en cada uno de los puntos de la red. En la segunda aproximación se contempla la posibilidad de un evento de contaminación accidental o mal intencionado (terrorismo) dentro del sistema, pues de esta forma la posible intrusión de contaminantes en las RDAP puede detectarse, garantizando la protección de los consumidores ante los riesgos de la exposición. Las soluciones deben tener en cuenta el decaimiento típico de la calidad de agua, así como la incertidumbre respecto a dónde, cuándo y qué tan largos son los eventos de contaminación externa (Xu *et al.*, 2009).

Dado que los resultados de dicha metodología son altamente dependientes de las condiciones hidráulicas de la RDAP (*i.e.* patrones de demanda, configuración de tanques, válvulas, bombas y demás) es de vital importancia considerar los escenarios más frecuentes de operación de la red, para los cuales se debe tener un modelo hidráulico completamente calibrado. De esta manera, los resultados acá reportados corresponden a una operación conocida de la red y a unas condiciones de

demanda previamente determinadas en el proceso de calibración hidráulica.

## Marco teórico

### Teoría de la calidad del agua

El modelo de simulación de calidad de agua, que debe estar acoplado a un modelo hidráulico de la red, adoptado por la gran mayoría de los programas computacionales actuales, se basa en la suposición de una mezcla completa del soluto. Este tipo de modelo fue desarrollado por Clark y Coyle (1990), Rossman *et al.* (1994), y estudiado por Rossman (2000) y otros investigadores en la década de los años noventa. El modelo tiene en cuenta el transporte convectivo en las tuberías, descrito mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{\partial C_i}{\partial t} = -u_i \frac{\partial C_i}{\partial x} + R(C_i) \quad (1)$$

donde  $C_i$  es la concentración ( $ML^{-3}$ ) en la tubería  $i$ , la cual es función de la distancia  $x$  y del tiempo  $t$ ;  $u_i$  es la velocidad del flujo ( $LT^{-1}$ ) en la tubería  $i$ , y  $R$  es la velocidad de reacción ( $ML^{-3}T^{-1}$ ), como una función de la concentración. El modelo tradicional también considera la mezcla en los nudos como completa e instantánea:

$$C_{\text{salida}} = \frac{\sum_{j=1}^{j=n} Q_j C_j}{\sum_{j=1}^{j=n} Q_j} \quad (2)$$

donde  $C_{\text{salida}}$  es la concentración de salida del nodo ( $ML^{-3}$ );  $n$ , la cantidad de tuberías o flujos de entrada;  $Q_j$ , el caudal de entrada de la tubería  $j$  ( $L^3T^{-1}$ ), y  $C_j$  es la concentración de entrada de la tubería  $j$  ( $ML^{-3}$ ).

Ahora bien, dado que el presente proyecto hace referencia a la concentración del cloro, se debe tener en cuenta su cinética de reacción, la cual depende del coeficiente de decaimiento en la masa de agua ( $K_b$ ) y el coeficiente de reacción en la pared de la tubería ( $K_w$ ). La variación de la

concentración respecto al tiempo se modela por medio de una cinética exponencial de orden  $n$ :

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -KC^n \quad (3)$$

donde  $C$  es la concentración de cloro a la entrada de la tubería ( $ML^{-3}$ );  $n$ , el orden de la reacción, que para el cloro es  $n = 1$  (Clark y Coyle, 1990); y  $K$  es el coeficiente de reacción ( $T^{-1}$ ), que tiene en cuenta los coeficientes ( $K_b$ ) y ( $K_w$ ) de la siguiente manera:

$$K = K_b + \frac{K_w + K_f}{r_h (K_w * K_f)} \quad (4)$$

donde  $K_f$  es el coeficiente de transferencia de masa desde el interior del fluido hacia las paredes ( $LT^{-1}$ ) y  $r_h$  es el radio hidráulico de la tubería ( $L$ ). Los valores típicos de referencia para el coeficiente de cuerpo y coeficiente de pared son:

- En cloro residual libre:  $-0.1/\text{día} < K_b < -1.5/\text{día}$ .
- En cloro residual combinado:  $-0.014/\text{día} < K_b < -0.019/\text{día}$ .
- Para cloro residual libre:  $-0.001 \text{ m}/\text{día} < K_w < -1.52 \text{ m}/\text{día}$ .
- Para cloro residual combinado:  $K_w \cong -0.006 \text{ m}/\text{día}$ .

Por su parte, el coeficiente de transferencia de masa ( $K_f$ ) desde el interior del fluido hacia las paredes de la tubería, introducido en la ecuación (4), es proporcional al número adimensional de Sherwood y a la difusividad del cloro, dado que la velocidad de decaimiento del desinfectante (cloro) dentro de la tubería depende de qué tan rápido llegue a las paredes de la misma:

$$K_f + \frac{Sh * d}{D} \quad (5)$$

donde  $Sh$  es el número de Sherwood;  $D$ , el diámetro de la tubería ( $L$ ), y  $d$  es la difusividad

molecular del reactivo ( $L^2T^{-1}$ ). Para el caso del cloro, la difusividad molecular se encuentra entre:

$$1.2 * 10^{-9} \text{ m}^2/\text{seg} < d_{\text{cloro}} < 1.4 * 10^{-9} \text{ m}^2/\text{seg}$$

De manera análoga, el número de Sherwood ( $Sh$ ) se usa en procesos de transferencia de masa; simboliza el cociente entre la transferencia de masa por convección y difusión:

$$Sh = \begin{cases} 2 & Re < 1.0 \\ 3.65 + \frac{0.0668 \left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)}{1 + 0.04 \left[\left(\frac{D}{L}\right) Re \left(\frac{v}{d}\right)\right]^{2/3}} & 1 < Re < 2300 \\ 0.023 * Re^{0.83} * \left(\frac{v}{d}\right)^{0.333} & 2300 < Re \end{cases} \quad (6)$$

Donde  $L$  es la longitud de la tubería ( $L$ );  $Re$ , el número de Reynolds, y  $v$  es la viscosidad cinemática del agua [ $1.41 * 10^{-6} \text{ m}^2/\text{s}$  a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ ].

#### Localización de PMC que garantice concentración mínima de cloro

Dado que la concentración de cloro en una RDAP decae una vez que el agua sale de la planta de potabilización, en los sitios alejados de la planta el cloro residual puede estar ausente, permitiendo el aumento de los niveles bacterianos. Las EPS normalmente determinan la dosificación del desinfectante por medio de ensayo y error, aplicando cierta dosis y revisando la concentración en varios puntos de la red. Resulta imposible, económica y técnicamente, monitorear el desinfectante en todos los puntos que componen la RDAP, con lo que existe la incertidumbre de que ciertas partes de ésta queden desprotegidas, con el correspondiente riesgo para la salud de la población (Tzatchkov y Yamanaka, 2004). En el estudio realizado por Tzatchkov (1996) se presenta el desarrollo de un modelo de simulación dinámica, capaz de predecir las concentraciones de cloro en

cualquier punto de la red y para cada uno de los intervalos de simulación, dadas ciertas concentraciones en las fuentes. Dicho modelo se compone de dos partes: una que modela el flujo en la red (modelo hidráulico) y otra que modela la transformación fisicoquímica del cloro (modelo de calidad del agua).

### *Localización de PMC para detección de eventos puntuales de contaminación*

A lo largo de los últimos años ha surgido una preocupación mundial acerca de la posibilidad de que las RDAP se convirtieran en objetivo de ataques terroristas, y en especial a inyecciones deliberadas de contaminantes químicos y biológicos (Ostfeld *et al.*, 2008). Debido a esto, los esfuerzos se encaminaron hacia la identificación de incidentes de contaminación de baja probabilidad, pero con un alto impacto, dando así el tiempo suficiente para una respuesta apropiada por parte de la EPS, que mitigue cualquier impacto adverso (Berry *et al.*, 2005; Krause *et al.*, 2006). Dichos esfuerzos resultan convenientes no sólo para el manejo de inyecciones deliberadas de contaminantes sino también para eventos accidentales, como el desprendimiento de biopelículas de las paredes de las tuberías y la posterior coloración del agua por cuenta de estos “contaminantes”.

En el estudio presentado por Berry *et al.* (2005), los autores consideran un modelo de programación de enteros con base en una serie de simplificaciones:

1. Un evento puntual de contaminación ocurre únicamente en un punto de la red.
2. La población total expuesta no hace referencia a un impacto específico en la salud.
3. Los sensores protegen la población aguas abajo.
4. Las transiciones entre patrones de demanda son ignoradas, de tal manera que cada periodo es tratado de forma independiente.

Debido a que no se conoce *a priori* donde se va a presentar el evento de contaminación, la

idea es localizar PMC para un amplio conjunto de escenarios de intrusiones.

Dada la complejidad de las RDAP, se han desarrollado diferentes herramientas computacionales para facilitar dichos análisis. Como un ejemplo de esto, la US Environmental Protection Agency EPA, Sandia National Laboratories, Argonne National Laboratory y la Universidad de Cincinnati (US EPA, 2008) desarrollaron un *software* de acceso libre llamado *TEVA-SPOT* (por sus siglas en inglés; en español, Evaluación de la Vulnerabilidad ante un Conjunto de Amenazas y Herramienta para la Optimización en la Localización de Sensores) (Berry *et al.*, 2008), para definir el número de PMC necesarios en una RDAP, a fin de reducir el riesgo de incidentes de contaminación bajo el lineamiento de una función objetivo (Murray *et al.*, 2008).

### **Caso de estudio, red tipo**

A fin de encontrar una metodología que optimice la localización de sensores en RDAP, se analizaron 37 redes correspondientes a cada uno de los sectores hidráulicos en los que se encuentra dividido el sistema de distribución de la ciudad de Bogotá, Colombia. El proyecto, desarrollado en conjunto con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), constó de una primera fase de calibración hidráulica de los modelos, en donde se utilizaron más de 90 puntos de medición de caudal y/o presión, además de las mediciones de consumo de los usuarios durante cuatro meses. Como resultado se obtuvo un modelo hidráulico con coeficientes de correlación mayores a 0.85 para las series de presión y mayores de 0.90 para las series de caudal en los puntos de calibración. Además, se identificaron cuatro configuraciones principales de operación hidráulica de la red basada en diferentes disposiciones de las tres plantas de abastecimiento de agua (embalses) que tiene la ciudad y los 15 tanques principales de la red matriz.

Una vez que se dispuso de modelos hidráulicos calibrados, se pasó a la segunda fase,

en donde se buscaba identificar ubicaciones óptimas de PMC que permitieran asegurar una calidad mínima del agua (concentraciones mínimas de cloro), además de detectar eventos de contaminación accidental o intencional que, en el caso de la EAAB, permitirían tratar el problema de contaminación por desprendimiento de biopelículas. Para esto último se necesitaba un método con alertas tempranas que advirtiera sobre eventos de turbiedad.

Dado el tamaño del proyecto y de la red de la ciudad de Bogotá, a continuación se muestran los resultados de esa segunda fase del proyecto para uno de esos 37 sectores de la ciudad (Sector 13).

### Descripción de la red

El Sector 13 de Bogotá (figura 1), bajo estudio, cuenta con 7 616 tuberías, 6 692 nudos y tres fuentes de alimentación; fue necesario subdividir esta red para algunos de los análisis, como se explicará más adelante, generando así tres subsectores hidráulicos, denominados superior, medio y bajo, en donde el subsector superior presenta 1 021 tuberías, 900 nudos, 1 válvula y 1 embalse; el subsector medio presenta 5 125 tuberías, 4 488 nudos, 6 válvulas y 1 embalse; por último, el subsector bajo presenta 1 441 tuberías, 1 287 nudos, 1 válvula y 1 embalse (figura 2).

### Metodología, calidad mínima

Para determinar la ubicación ideal de los PMC, que aseguren una concentración mínima de cloro, se desarrolló un programa denominado *Calidad Mínima*, cuya función es simular diferentes escenarios de la calidad del agua en la red (incluyendo la correspondiente ejecución hidráulica previa) e identificar, para cada escenario, aquellos nudos con concentración inferior al percentil 0.01 (1.0%) de todos los nudos del modelo. Sin embargo, se introdujo la restricción que dicho conjunto de nudos “críticos” en cada escenario no debía tener más de 100 nudos ni menos de 10, en cuyo caso el

valor del percentil se ajustaba para cumplir dicha restricción.

Debido a que la RDAP de la ciudad de Bogotá no cuenta con los valores de los coeficientes de  $K_b$  y  $K_w$  y que el Sector 13 sólo tenía un PMC (PMC Venecia), se establecieron 15 conjuntos de valores, basados en una revisión de valores típicos reportados en la literatura, que logran representar de forma apropiada el comportamiento del decaimiento del cloro en las RDAP de cada sector de Bogotá; se incluyeron escenarios extremos, para los cuales se realizaron varios análisis de sensibilidad (cuadro 1).

Para la determinación de esos 15 escenarios se probaron distintas configuraciones, donde los valores de  $K_b$  y  $K_w$  fueran iguales hasta encontrar aquel cuyo resultado para el decaimiento de cloro fuese lo más ajustado a lo registrado en el PMC Venecia (figura 3); así se obtuvieron los valores de 0.0053/día para  $K_b$  y 0.0053 M/día para  $K_w$ , que comparados con otros estudios son muy bajos (Vasconcelos *et al.*, 1996; Chang *et al.*, 2009; Hallam *et al.*, 2003). Asimismo, se realizaron otros dos análisis para la determinación de los escenarios de  $K_b$  y  $K_w$ .

Cuadro 1. Escenarios de  $K_b$  y  $K_w$  probados durante el desarrollo de la metodología de *Calidad Mínima*.

Escenario	$K_b$ (d <sup>-1</sup> )	$K_w$ (m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )
1	0	-0.01
2	0	-0.1
3	0	-1
4	0	-3
5	0	-5
6	-0.1	0
7	-1	0
8	-3	0
9	-5	0
10	-10	0
11	-5	-0.5
12	-1	-0.5
13	-3	-0.5
14	-3	-0.2
15	-3	-1



Figura 1. Plano de la red de acueducto (EAAB) de Bogotá.

donde se obtuvieron las relaciones entre los dos coeficientes, buscando escenarios análogos, cuyos resultados de decaimiento de cloro fue-

ran aproximadamente iguales. Por último, se llevó a cabo la selección de escenarios, manteniendo la proporcionalidad entre  $K_b$  y el

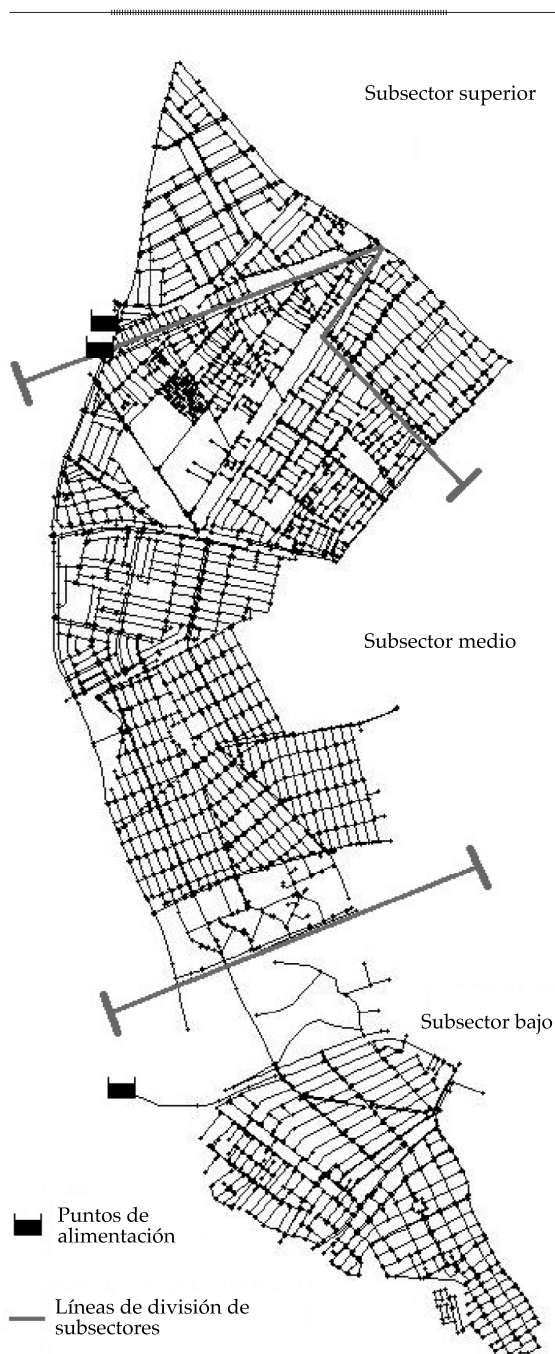


Figura 2. Plano Sector 13, Bogotá.

Además del número de escenarios a considerar, se deben definir los siguientes parámetros: 1. Tiempo de inicio de cálculo de calidad (horas) y 2. Delta de tiempo para el cálculo de calidad. Para determinar el valor del primer parámetro, referente al tiempo de inicio del cálculo de calidad, se analizó el comportamiento de varios modelos hidráulicos y se establecieron 120 horas como el tiempo inicial para el cálculo de calidad, instante en el cual ya se ha estabilizado el cloro en todos los nudos del sistema. Finalmente, el segundo parámetro de entrada hace alusión al delta de tiempo ( $\Delta t$ ) de cálculo para la determinación de cloro residual en los nudos. Para el caso de estudio se usó un  $\Delta t$  de 1 minuto, 30 segundos o 1 segundo, encontrando diferencias hasta del 42% en los valores de concentración de cloro en algunos nudos, pero sin diferencias significativas en la identificación de nudos con concentración inferior al percentil 0.01.

Una vez que se alimenta al programa con estos datos, el programa fija una concentración de 1 mg/l de cloro a los embalses y 0 mg/l de cloro al resto de los nudos. Después de esto, el programa inicia la construcción de las estructuras de datos para los tubos, nudos y cloro mínimo; en este punto se definen los parámetros para el ciclo de análisis de cloro, en donde se establece el número de escenarios ( $m$ ), y los coeficientes  $K_b$  y  $K_w$  correspondientes a cada escenario. Aunque en un principio todos los escenarios presentan el mismo proceso de cálculo, es importante mencionar que para el primer escenario ( $m = 1$ ), el proceso incluye un filtro, en donde después de haber asignado los  $K_b$  y  $K_w$ , y haber calculado la hidráulica (presiones y velocidades) en EPANET, el filtro toma aquellos nudos válidos y descarta los restantes, entendiendo los primeros como aquellos en donde la  $v \geq 0.005$  m/s en el tubo de alimentación; de esta manera se descartaron nudos con velocidades inferiores a este valor, suponiendo que no presentaban demanda.

Teniendo en cuenta que fueron ejecutados 15 escenarios con diferentes valores para los parámetros de calidad de la red (cuadro 1), se realizó un conteo (análisis de frecuencia) de

$K_w$ , de tal forma que en ciertos escenarios  $K_b$  sea el coeficiente dominante y en otros el caso contrario, pero llevando a resultados de concentraciones similares, para así tener un amplio rango de posibilidades.



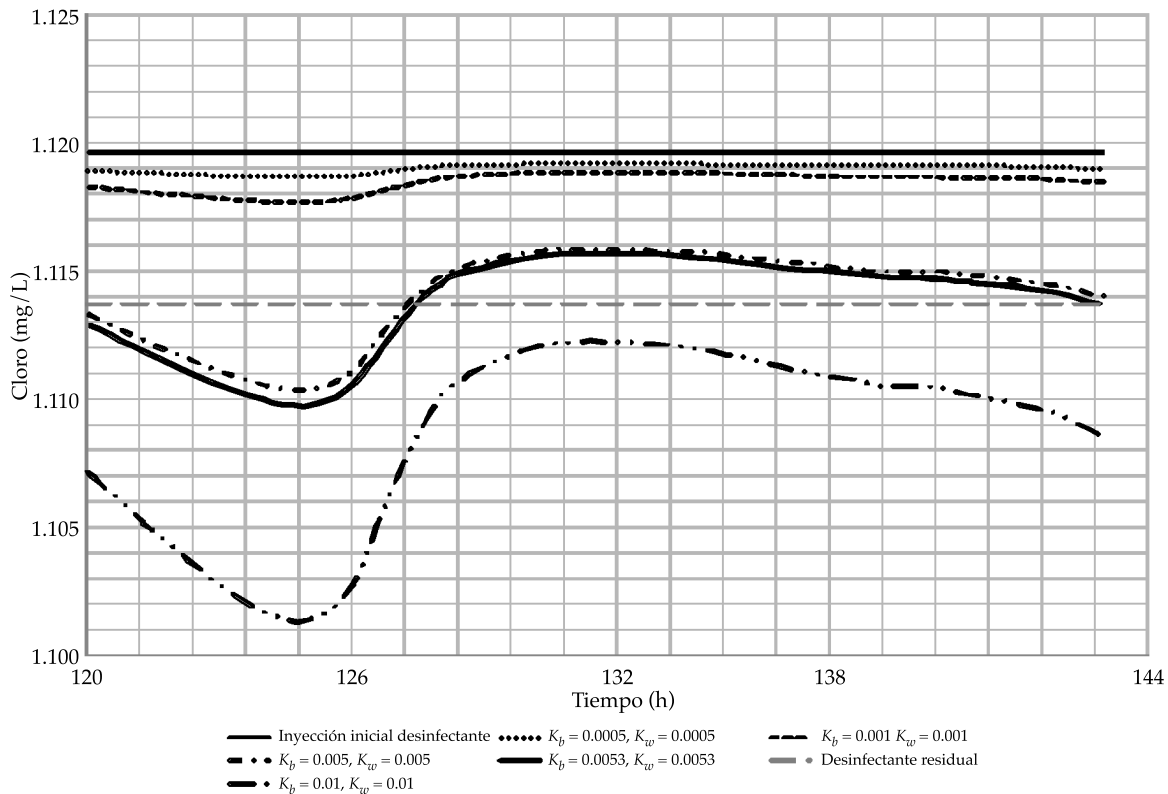


Figura 3. Sensibilidad Sector 13 comparación series de tiempo.

los escenarios en los que cada nudo resultaba dentro del conjunto de nudos con concentración inferior al percentil 0.01, identificando así los nudos más o menos recurrentes en su baja concentración de cloro.

#### Localización de PMC en la red del Sector 13

El análisis de frecuencias de nudos críticos permite establecer qué tan repetitiva es la presencia de los nudos con cloro mínimo en la red. En la figura 4 se presenta el análisis de frecuencias, dividido en cinco intervalos de frecuencia para la red bajo estudio. Se observan los nudos con frecuencias de cloro mínimo entre 1 y 3, entre 4 y 6, entre 7 y 9, entre 10 y 12, y frecuencias entre 13 y 15. Se observó en general una tendencia a localizar los puntos críticos hacia los nudos más alejados de la fuente abastecedora, entendiendo esto como

aquellos nudos en los cuales la trayectoria del flujo debe ser mayor, sin importar que la distancia topológica sea relativamente corta. Además, cabe resaltar que aun cuando se tiene el filtro de velocidades, se debe tener especial cuidado con las tuberías que se encuentran cerradas o que por algún motivo particular el flujo no llegue a ellas. Para el caso específico de la red del Sector 13, se observa que la mayoría de los nudos con valores mínimos de cloro, con una frecuencia entre 13 y 15, se encuentran ubicados en la punta inferior del sector. Si bien el programa arroja los puntos de cloro mínimo representativos del sistema no quiere decir que en todos esos puntos deba ubicarse un PMC; sin embargo, permite tener una noción de la zona específica donde se debe ubicar el PMC, ya que éste sería representativo de los nudos a su alrededor; por lo tanto, sería prudente ubicar sólo un PMC en esa área.

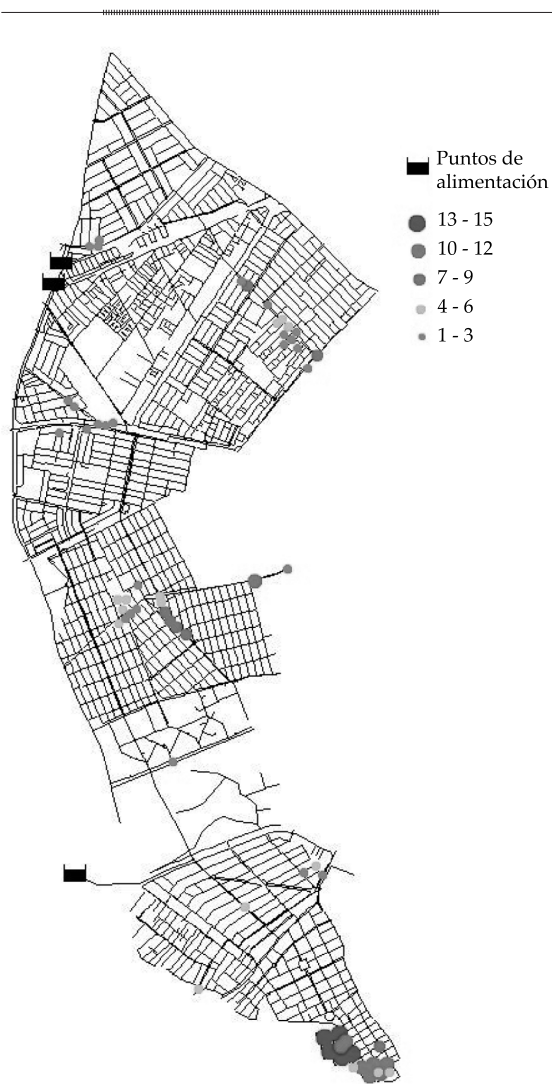


Figura 4. Análisis de frecuencia de cloro mínimo, metodología *Calidad Mínima*.

### Metodología para detectar eventos de contaminación, TEVA-SPOT

Como se mencionó antes, la forma mediante la cual puede evaluarse la gravedad de cierto ataque o desprendimiento de biopelículas sobre una RDAP está relacionada con la afectación que el ataque cause sobre algún aspecto particular del sistema. A pesar de que lo anterior puede realizarse por medio de gran cantidad de indicadores, todos estos pueden

sintetizarse en aquellos que miden el tiempo de detección, la extensión de la contaminación y el número de personas afectadas. En el caso de *TEVA-SPOT* (Berry et al., 2008), este *software* permite realizar los cálculos y análisis con base en los resultados de los siguientes parámetros: 1. Tiempo de detección en minutos desde el comienzo hasta la detección por el primer sensor; 2. Extensión del contaminante en la red, tomado como la longitud total de tuberías contaminadas en el tiempo de respuesta; 3. Masa consumida en los nudos con demanda; 4. Volumen de agua contaminada consumida; 5. Número de incidentes no detectados por ningún sensor antes de que la simulación termine; 6. Número de individuos expuestos al contaminante; 7. Número de individuos que reciben una dosis de contaminante por encima de cierto umbral, y 8. Número de individuos muertos (Berry et al., 2008).

Como primer paso para la realización del diseño de la red de PMC se necesita establecer cuáles son los posibles escenarios contra los que se desea la protección. Para lograr este objetivo, *TEVA-SPOT* requiere del modelo hidráulico calibrado y de un archivo en el que se definen los posibles escenarios de contaminación contra los que se desea diseñar el sistema de protección. El segundo paso es calcular el impacto que cada una de éstas presentó sobre la masa consumida, el tiempo de detección, la extensión de la pluma de contaminación, el volumen de agua contaminada y los incidentes no detectados para los distintos escenarios planteados. Con los diferentes tipos de impactos calculados, el siguiente paso consiste en determinar un cierto número de PMC, de forma que se minimice el efecto de los eventos. Asimismo, debe indicarse al programa el número de PMC que desea ubicarse y el tipo de algoritmo de optimización que se desee seguir.

Finalmente, una vez que se tienen las soluciones parciales de los puntos, el cuarto paso consiste en realizar un proceso iterativo, a través del cual se estudie el desempeño de dichas soluciones con respecto a las demás

restricciones que desean cumplirse, para obtener así la que mejor satisfaga todas las expectativas. Es importante decir que muchas veces, cuando las restricciones son muy fuertes, el resultado puede demorarse mucho tiempo. Adicionalmente, *TEVA-SPOT* permite evaluar el efecto producido por eventos de turbiedad (e.g., desprendimiento de biopelículas), para lo cual, los mejores indicadores son aquellos que permiten determinar un umbral máximo (e.g., masa consumida en los nudos).

### Localización de sensores en la red del Sector 13

El Sector 13 cuenta con tres puntos de alimentación que dividen el sector en tres subsectores hidráulicos. Al analizar esta red se encontró que, al momento de realizar la ubicación de tres sensores para cada uno de los indicadores, ninguno de estos fue ubicado dentro del subsector hidráulico superior (figura 2), el cual se alimenta de una fuente



Figura 5. Ubicación de sensores, *TEVA-SPOT*, Sector 13.

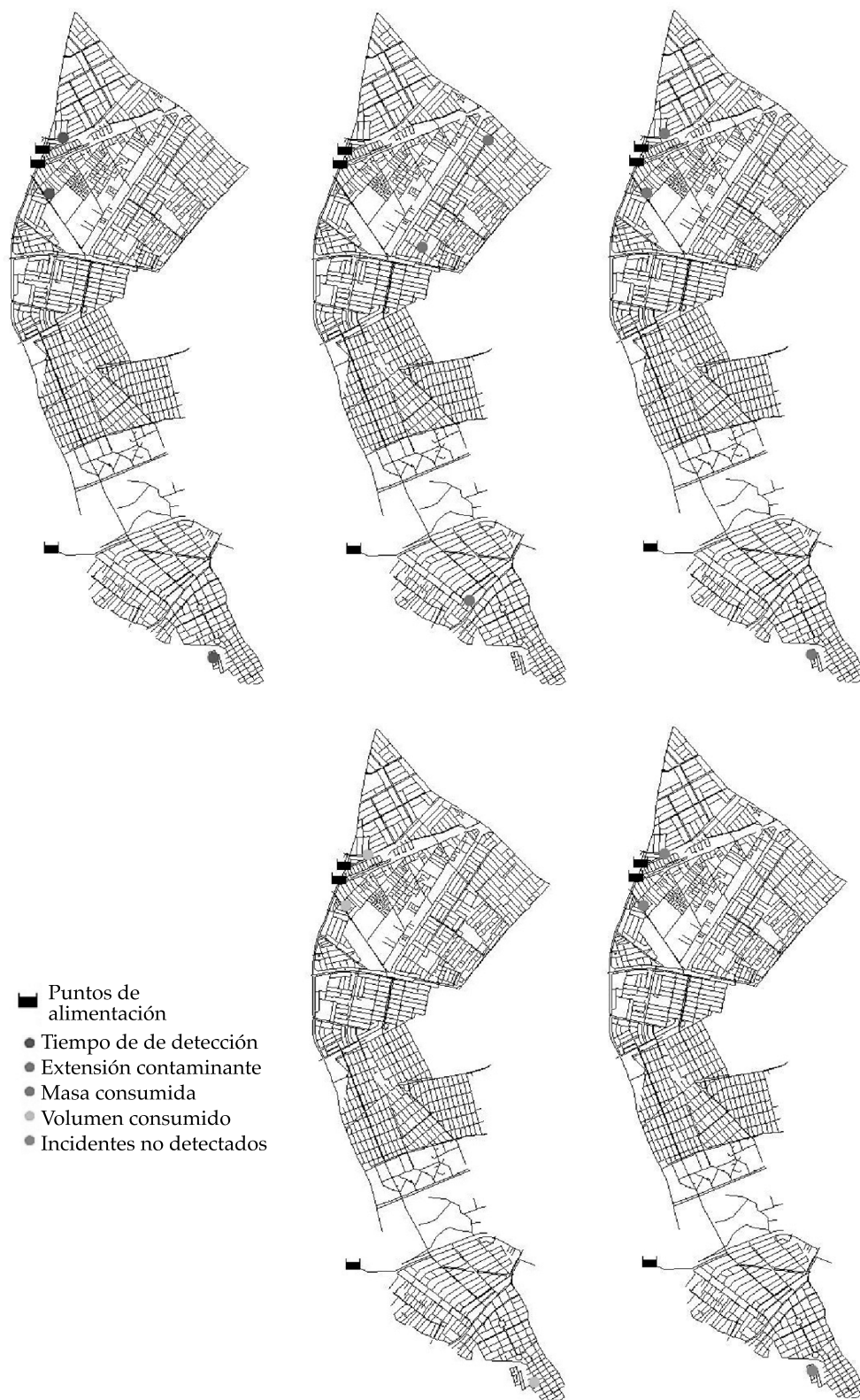


Figura 6. Localización de sensores con cinco diferentes criterios de localización en cada subsector de la red tipo, TEVA-SPOT.

independiente. De esta manera, se consideró conveniente realizar un análisis independiente para cada subsector (figura 5). El primer análisis consistió en determinar la sensibilidad de los puntos localizados, al variar la cantidad de masa inyectada en los nudos que tenían demanda. Este análisis mostró que una variación en la masa inyectada en los nudos implica cambios significativos en el indicador de masa consumida; así, por ejemplo, al inyectar 50 mg/l, el impacto promedio aproximadamente es 50% menor que cuando se inyectan 100 mg/l. Asimismo, al inyectar 200 mg/l, el impacto promedio de masa consumida en los nudos es el doble con respecto al escenario en el que se inyectan 100 mg/l; en contraste, los demás indicadores no se ven afectados por una variación en la masa inyectada. En la figura 6 se observan los resultados obtenidos al ubicar un sensor en cada una de las divisiones de la red tipo. Los sensores para minimizar el tiempo de detección, la masa consumida en los nudos y los incidentes no detectados son exactamente los mismos, mientras que, por el contrario, los sensores localizados a fin de minimizar la extensión del contaminante a través de las tuberías fueron localizados en puntos diferentes.

Al comparar el impacto promedio de localizar los PMC, tomando por un lado la red completa y por otro lado cada subsector de forma independiente, se observó que el impacto promedio se redujo en todos los indicadores en este último caso. Es de notar que aunque el impacto promedio disminuyó de manera notable para los subsectores superior y bajo, para el subsector medio el impacto promedio aumentó de modo considerable; esto se debe a que este último presenta un mayor número de nudos y tuberías que los otros dos subsectores, por lo que al tomar la red completa, *TEVA-SPOT* da prioridad a la ubicación de sensores en el subsector medio. Por esta razón se recomienda que, en casos en los que el número de sensores sea limitado, se realice un análisis de ubicación de sensores por subsectores si la RDAP objeto del diseño de red de PMC así lo permite. En otro de los análisis realizados se buscó variar el

tiempo de simulación, comparando un tiempo de simulación de 144 horas (seis días) con respecto a un tiempo de simulación de 96 horas (cuatro días). Se encontró que la ubicación de PMC no cambiaba en ninguno de los casos. Asimismo, pudo observarse que los indicadores de extensión de contaminante, masa consumida e incidentes no detectados, no cambiaban de manera significativa con el tiempo de la simulación. Contrario a esto, los indicadores de tiempo de detección y volumen consumido en los nudos aumentaron de manera directa con el tiempo de duración de la misma. El aumento significativo que se muestra en estos últimos dos indicadores se explica debido a que *TEVA-SPOT* asigna como tiempo de detección de un incidente no detectado el tiempo de duración de la simulación. Por esta razón, se asigna un alto porcentaje de incidentes no detectados para un tiempo de simulación mayor (144 horas), que a su vez generará un mayor volumen de agua consumida, ya que éste depende de los incidentes no detectados desde el comienzo de la simulación hasta su final.

## Conclusiones

Teniendo en cuenta todos los análisis realizados, la conclusión más importante es que los valores de  $K_b$  y  $K_w$  no tienen influencia significativa en la localización de PMC en RDAP.

Se determinó que el número de PMC requeridos no se incrementa linealmente con la densidad poblacional; esto implica que en la modelación hidráulica se puede hacer uso de modelos esqueletizados. Sin embargo, las diferentes formas de operación hidráulica sí afectan la metodología.

Las dos metodologías implementadas implican la existencia de un modelo hidráulico calibrado de la red. Por consiguiente, las EPS deben dar este paso antes de escoger en forma precisa sus PMC.

El programa de *Calidad Mínima* permite, a partir de un modelo hidráulico calibrado, obtener los puntos críticos que presentan mayor decaimiento de cloro para distintos escenarios de coeficientes de decaimiento. De forma gene-

ral, el programa permite localizar los nudos de una red de abastecimiento de agua potable en los cuales el cloro residual es mínimo. Es importante resaltar que los resultados obtenidos no indican la ubicación exacta ni el número de sensores para la medición de calidad. Por el contrario, éste genera una serie de opciones a partir de las cuales la EPS debe hacer uso de su criterio y experiencia para seleccionar los PMC definitivos.

En cuanto al diseño de redes de PMC de alerta temprana, *TEVA-SPOT* (Berry et al., 2008) se presenta como una herramienta confiable que permite de manera rápida y fácil determinar la ubicación de los PMC. Aunque el programa los localiza a partir de la información que se le suministra, es importante que el usuario haga uso de su criterio y experiencia para indicarle las restricciones necesarias, así como también es importante realizar una evaluación de los resultados reportados.

Según los análisis realizados haciendo uso de *TEVA-SPOT* (Berry et al., 2008), se obtuvo que la localización óptima de PMC que minimicen el tiempo de detección, la masa consumida y el número de incidentes no detectados comparten varios puntos de localización en común. Por el contrario, al realizarse la evaluación de los diferentes indicadores, a fin de minimizar la extensión de tuberías contaminadas, se puede observar un aumento significativo en el impacto promedio de cada indicador. El análisis referente al tiempo de simulación y/o a la masa inyectada no mostró cambios en la localización de los puntos de monitoreo al aumentar o disminuir dichas variables.

Finalmente, las diferentes configuraciones de las redes de PMC obtenidas en este estudio obedecen a un modo de operación específico del sistema, el cual es determinado por los modelos hidráulicos. Una modificación en el modo de operación implicaría un cambio en la hidráulica del sistema y por lo tanto la configuración de la red de PMC cambiaría según las nuevas condiciones del flujo. Luego, es necesario que el diseño de redes de PMC se entienda como algo dinámico que obedece a condiciones hidráulicas de un momento en particular y

que la red de sensores debe ser diseñada tantas veces como modos de operación se tengan en el sistema. Esto, por supuesto, implica costos muy altos, así que lo recomendable es tratar de mantener las condiciones hidráulicas similares en el tiempo, evitando los cambios significativos de operación en la red.

Recibido: 18/10/2011

Aceptado: 24/06/2013

## Referencias

- ARAL, M., GUAN, J., and MASLIA, M. Optimal Design of Sensor Placement in Water Distribution Networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 136, No. 1, 2010, pp. 5-18.
- BERRY, J.W., FLEISCHER, L. HART, W., and PHILLIPS, C. Sensor placement in municipal water networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 131, No. 3, 2005, pp. 237-243.
- BERRY, J., BOMAN, E. RIESEN, L.A., HART, W., PHILLIPS, C., and WATSON, J.P. *User's Manual, TEVA-SPOT Toolkit 2.2*. Albuquerque, USA: Sandia National Laboratories, 2008.
- CHANG, K., GAO, L. WU, W.Y., and YUAN, Y.X. Water quality comprehensive evaluation method for large water distribution network based on clustering analysis. *Proceedings of Computer and Control in the Water Industry*. Boxall, J. and Maksimovic, C. (editors). Sheffield: Taylor & Francis, 2009.
- CLARK, R.M. and COYLE, J.A. Measuring and modeling variations in distribution system water quality. *Journal of the American Water Works Association*. Vol. 2, 1990, pp. 46-53.
- FREEMAN, L.C., BORGATTI, S.P. and WHITE, D.R. Centrality in valued graphs: A measure of betweenness based on network flow. *Social Networks*. Vol. 13, 1991, pp. 141-154.
- FREEMAN, L. A set of measures of centrality based on betweenness. *Sociometry*. Vol. 40, No. 1, 1997, pp. 35-41.
- HALLAM, N.B., HUA, F., WEST, J.R., FOSTER, C.F., and SIMMS, J. Bulk decay of chlorine in water distribution systems. *Journal of Water Resources Planning and Management-ASCE*. Vol. 129, No. 1, 2003, pp. 78-81.
- KESSLER, A., OSTFELD, A., and SINAI, G. Detecting accidental contaminations in municipal water networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 124, 1998, pp. 192-198.
- KOCH, M.W. and McKENNA, S.A. Distributed sensor fusion in water quality event detection. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 137, No. 1, 2011, pp. 10-19.
- KRAUSE, A., LESKOVEC, J., ISOVITSCH, S., XU, J., GUESTRIN, C., VANBRIESEN, J., SMALL, M., and FISCHBECK, P. *Optimizing Sensor Placements in*

- Water Distribution Systems Using Submodular Function Maximization*. Cincinnati: WDSA Symposium 2006, March 2008, pp. 1-17.
- KRAUSE, A. and GUESTRIN, C. Robust Sensor Placement for Detecting Adversarial Contaminations in Water Distribution Systems. *World Environmental and Water Resources Congress 2009*, Kansas, May 2009, pp. 1-10.
- LEE, B.H. and DEININGER, R.A. Optimal locations of monitoring stations in water distribution systems. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 118, No. 1, 1992, pp. 4-16.
- MURRAY, R., BARANOWSKI, T., Hart, W., and JANKE, R. *Risk reduction and sensor network design*. WDSA Symposium, Kruger National Park, South Africa, 2008.
- NEWMAN, M.E.J. A measure of betweenness centrality based on random walks. *Social Networks*. Vol. 27, 2005, pp. 39-54.
- OSTFELD, A., UBER, J. et al. The Battle of the Water Sensor Networks (BWSN): A Design Challenge for Engineers and Algorithms. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 134, No. 6, 2008, pp. 556-568.
- PREIS, A. and OSTFELD, A. Multiobjective Contaminant Sensor Network Design for Water Distribution Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 134, No. 4, 2008, pp. 366-377.
- ROSSMAN, L.A., CLARK, R.M., and GRAYMAN, W.M. Modeling Chlorine Residuals in Drinking Water Distribution Systems. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE. Vol. 1210, No. 4, 1994, p. 803.
- ROSSMAN, L.A. *Epanet 2 User's Manual*. Cincinnati: EPA United States Environmental Protection Agency, 2000.
- SHEN, H. and McBEAN, E. Pareto optimality for sensor placements in a water distribution system. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 137, No. 3, 2011, pp. 243-248.
- TZATCHKOV, V.G. Numerical Model of Chlorine Decay in Drinking Water Networks with Unsteady Flow. *Hydraulic Engineering in México*. Vol. XI, No. 3, 1996, pp. 53-60.
- TZATCHKOV, V.G., ALCOCER-YAMANAKA, V.H., and ARREGUÍN-CORTÉS, F.I. Chlorine decay due to bulk water reaction in distribution networks. *Hydraulic Engineering in México*. Vol. XIX, No. 1, 2004, pp. 41-51.
- US EPA. *User's Manual: TEVA-SPOT Toolkit*. Cincinnati: USA Environmental Protection Agency, 2008.
- VASCONCELOS, J.J. *Characteristics and modeling of chlorine decay in distribution systems*. Denver: AWWA Research Foundation, 1996.
- WOO, H.-M., YOON, J.-H., and CHOI, D. *Optimal Monitoring Sites Based on Water Quality and Quantity in Water Distribution Systems*. World Water Congress 2001, Berlin, Germany, 2001.
- XU, J., FISCHBECK, P., SMALL, M., VANBRIESEN, J., and CASMAN, E. Identifying Sets of Key Nodes for Placing Sensors in Dynamic Water Distribution Networks. *Journal of Water Resources Planning and Management*. Vol. 134, No. 4, 2008, pp. 378-385.
- XU, J., VANBRIESEN, J., SMALL, M., and FISCHBECK, P. *Decision making under information constraints*. World Environmental and Water Resources Congress, ASCE, Kansas City, Missouri, USA, 2009.

## Dirección institucional de los autores

M.C. Juan G. Saldarriaga

Profesor Titular  
Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental  
Universidad de los Andes  
Carrera 1 Este # 19A-40  
Bogotá, COLOMBIA  
Teléfono: +57 (1) 3394 949, extensión 2805  
jsaldarr@uniandes.edu.co

M.C. María Ximena Hernández  
M.C. Cesar Prieto  
M.C. Mauricio Jurado  
M.C. Sara Gacharná

Investigadores  
Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados (CIACUA)  
Universidad de los Andes  
Carrera 1 Este # 19A-40  
Bogotá, COLOMBIA  
Teléfono: +57 (1) 3394 949, ext. 3521  
mx.hernandez41@uniandes.edu.co  
ce-priet@uniandes.edu.co  
c-jurado@uniandes.edu.co  
sc.gacharna41@uniandes.edu.co

M.C. Diego Páez

Profesor Instructor  
Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental  
Universidad de los Andes  
Carrera 1 Este # 19A-40  
Bogotá, COLOMBIA  
Teléfono: +57 (1) 3394 949, extensión 3717  
da.paez27@uniandes.edu.co