

DOI: 10.24850/j-tyca-15-02-06

Artículos

Calibración de modelo de cloro mediante algoritmos genéticos en red de agua potable de Guanajuato
Calibration of chlorine model by genetic algorithms in drinking water network of Guanajuato

Daniel Alberto García-Cervantes¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4989-989X>

Joseph Daniel Pineda-Sandoval², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7524-1579>

Daniel Hernández-Cervantes³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3893-2706>

Xitlali Delgado-Galván⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7283-0239>

Gilberto Carreño-Aguilera⁵, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4153-4941>

Jesús Mora-Rodríguez⁶, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-4192-8249>

¹Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
da.garciacervantes@ugto.mx

²Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
jd.pinedasandoval@ugto.mx



³Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México,
hernandez.daniel@ugto.mx

⁴Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, xdelgado@ugto.mx

⁵Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, gca@ugto.mx

⁶Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica, Universidad de Guanajuato, México, jesusmora@ugto.mx

Autor para correspondencia: Jesús Mora-Rodríguez, jesusmora@ugto.mx

Resumen

La concentración de cloro como desinfectante suministrado a la red de distribución de agua decae con el paso del tiempo debido a su interacción con microorganismos, metales y otras sustancias presentes en el agua. Los programas de computadora, como Epanet, se utilizan para simular el comportamiento hidráulico y la calidad del agua en las redes de distribución; con su ayuda se pueden representar modificaciones físicas y operativas en un modelo numérico para conocer el nuevo comportamiento sin comprometer la calidad del servicio. La calibración del modelo de cloro como desinfectante consiste en tomar como referencia la concentración en varios puntos de la red y ajustar los coeficientes de decaimiento en el modelo hasta lograr que las concentraciones simuladas coincidan con las medidas. En el presente artículo se muestra la automatización de este proceso haciendo uso de la técnica heurística algoritmos genéticos y la

Toolkit de EPANET con MATLAB (2016). El proceso de calibración se realiza en un sector de la red de distribución de la ciudad de Guanajuato, obteniendo una correlación de 0.816 con un error promedio absoluto de 0.08 mg/l entre las concentraciones modeladas y medidas; y que como resultado permitirá conocer la concentración del cloro en diversos puntos de la red, asegurándose de brindar un servicio de calidad durante el abastecimiento.

Palabras clave: cloro libre residual, decaimiento del cloro, EPANET, MATLAB, Toolkit de Epanet.

Abstract

The concentration of chlorine as a disinfectant supplied into the water distribution network decays over time due to its interaction with microorganisms, metals, and other substances present in the water. Computer programs, like EPANET, are used to simulate hydraulic behavior and water quality in distribution networks; with them, physical and operational modifications can be represented in a numerical model to understand the new behavior without compromising the quality of service. The calibration of a water quality model involves referencing the concentration of a substance at various points in the network and adjusting the decay coefficients in the model until the simulated concentrations match the measurements. In this paper, it is shown the automatization of this process, using the heuristic technic genetic algorithms and the EPANET Toolkit with MATLAB (2016). The calibration process is carried out in a sector of the water distribution network of the city of Guanajuato, obtaining a correlation of 0.816 with an absolute

average error of 0.08 mg/l in the modeled concentrations with respect to the measurements and this will allow to know the concentration of chlorine at diverse points of the network, thus ensuring that quality service is provided throughout the supply.

Keywords: Free residual chlorine, chlorine decay, EPANET, MATLAB, Toolkit.

Recibido: 03/08/2021

Aceptado: 28/07/2022

Publicado Online: 08/08/2022

Introducción

El suministro de agua potable se realiza a través de redes que llevan el agua desde las fuentes de abastecimiento hasta las tomas domiciliarias. Este servicio debe ser continuo y con buena calidad del agua, lo que requiere del uso de desinfectantes para eliminar materia orgánica y microorganismos presentes en el agua. Uno de los desinfectantes más usados es el cloro, y su concentración decae con el paso del tiempo debido a su interacción con microorganismos, metales y otras sustancias presentes en el agua (Tzatchkov, Alcocer-Yamanaka, & Cortés, 2004). En México, la concentración de cloro en las redes de abastecimiento debe mantenerse dentro del rango de 0.2 a 1.5 mg/l de acuerdo con la NOM-127-SSA1-1994 (1994). Los programas de modelación hidráulica y de calidad del agua permiten a los organismos operadores simular las

concentraciones de cloro en las redes de distribución. El Sistema Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Guanajuato (SIMAPAG) es el encargado de suministrar agua potable a la ciudad de Guanajuato, México. Con el objetivo de ayudar a la toma de decisiones en aspectos de calidad de agua, se modeló la concentración de desinfectante en un sector de su red de distribución y con ello validar el algoritmo planteado.

Diversos investigadores han trabajado en el modelado de la calidad del agua en redes de abastecimiento de agua, contribuyendo a la comprensión del decaimiento del cloro. Se han desarrollado diferentes métodos para modelar el decaimiento de una sustancia mediante el uso de coeficientes de reacción en el seno de fluido (k_b) y en la pared de la tubería (k_w) (Conagua, 2016). Vasconcelos, Rossman, Grayman, Boulos y Clark (1997) analizaron los principales factores que influyen en el decaimiento del cloro en acueductos, plantas de tratamiento y sistemas de distribución de agua potable en EUA. Alcocer-Yamanaka, Tzatchkov y Cortés (2004) analizaron el decaimiento del cloro en una red de abastecimiento en Culiacán, Sinaloa, México. Munavalli, Kumar y Kulkarni (2009) modelaron la calidad del agua en una red de distribución de la India en estado permanente. Díaz-Duque (2015) modeló la calidad del agua en la ciudad de Bogotá, Colombia, usando algoritmos genéticos y diferentes órdenes de reacción para representar el comportamiento de k_b , asignando un mismo valor de k_w a tuberías con características similares (material y edad de las tuberías, dirección del flujo, etc.). Baño-Caballero (2016) tomó en cuenta el impacto que tiene la temperatura del agua para representar los valores de k_b en la modelación de calidad de agua en el municipio de Alcantarilla, España. Minaee *et al.* (2019) retomaron el trabajo de Munavalli *et al.* (2009), utilizando su caso de estudio,

mejorando sus resultados al implementar otras técnicas a la utilizada por el autor inicial.

El programa de Epanet simula la calidad del agua con aproximación Lagrangiana a intervalos fijos de tiempo en segmentos discretos de tubería y modela el proceso convectivo sin realizar intercambio de masa (Rossman, 2001). Al avanzar el flujo, las sustancias disueltas pueden ir generando reacción a una velocidad creciente o decreciente, por lo que requiere de intervalos de paso mucho menores que en la simulación hidráulica (Hernández-Cervantes, 2021). El cloro en la red reacciona y decae, el decaimiento está representado por la reacción en el seno del flujo y por la reacción por el contacto con la pared de la tubería. La primera reacción se mide a través del coeficiente de reacción en el seno del flujo, k_b , y se obtiene midiendo el cloro residual libre en distintos intervalos de tiempo en muestras de agua de la red (Alcocer-Yamanaka *et al.*, 2004), y describe la representación del grado exponencial de decaimiento mediante la Ecuación (1):

$$C(t) = C_0 e^{k_b \cdot t} \quad (1)$$

Donde $C(t)$ es la concentración medida en el tiempo t , en mg/l; C_0 , la concentración inicial en mg/l; t , el instante de tiempo de medición en horas, y k_b es el coeficiente de reacción en el seno del flujo en h^{-1} .

La determinación de k_w es más compleja que la de k_b debido a que k_w depende del grado de transferencia de masa de los materiales alojados en las paredes de la tubería y de las características de ésta, especialmente del material y la antigüedad. En las tuberías metálicas, la rugosidad

aumenta con su antigüedad, y con ello las incrustaciones y los efectos de los agentes corrosivos que impactan en este coeficiente de reacción. El coeficiente k_w está implícito en la Ecuación (2):

$$K = k_b + \frac{k_w k_f}{R_H(k_w + k_f)} \quad (2)$$

Donde k_w es el coeficiente de reacción en pared de tubería en m/h; k_f , el coeficiente de transferencia de masa desde el interior de fluido hacia las paredes de la tubería en m/h; R_H , radio hidráulico de la tubería en m, y K es el coeficiente total de decaimiento, h^{-1} .

La representación correcta de un modelo se comprueba mediante el coeficiente de correlación, el cual representa la relación entre dos variables: valor de 1 o cercano significa que una variable aumenta o disminuye si la otra también lo hace; un valor de -1 o cercano significa que una variable aumenta si la otra disminuye, y viceversa; un valor de 0 o cercano implica que si una de las variables aumenta o disminuye, la otra no se ve afectada. En la modelación se busca una correlación alta, aunque no garantiza que el modelo esté correctamente calibrado, pues dos variables pueden estar relacionadas sin ser iguales. Otro parámetro utilizado es el error absoluto promedio de las concentraciones (Ecuación (3)). El objetivo es tener errores bajos, lo cual se traduce en concentraciones simuladas y muestreadas muy parecidas entre sí:

$$E_{prom} = \frac{\sum |C_m - C_s|}{Med} \quad (3)$$

Donde E_{prom} es el error absoluto promedio en mg/l; C_m , la concentración de cloro muestreada en mg/l; C_s , la concentración de cloro simulada en mg/l, y Med es el número de mediciones realizadas.

Los Algoritmos Genéticos (AG) son métodos adaptativos utilizados para resolver problemas de búsquedas y optimización (Holland, 1975; Beasley, Bull, & Martin, 1993). Son útiles para tratar con problemas no lineales, parámetros no continuos y objetivos de optimización compleja. Fueron propuestos por Holland (1975) como un algoritmo basado en un tipo darwiniano de estrategia de supervivencia con reproducción sexual, donde los individuos fuertes de una población tienen una probabilidad alta de crear descendencia (Díaz-Arévalo, Izquierdo-Sebastián, López-Jiménez, & Pérez-García, 2004). Se parte de un conjunto inicial de individuos, llamado población, generado de manera aleatoria; cada individuo representa una posible solución al problema (Gestal, Rivero, Rabuñal, Dorado, & Pazos, 2010) y tendrá asociado un valor, llamado factor de aptitud, que califica su validez como solución al problema. En función de este valor se le darán más o menos oportunidades de reproducción. Además, con cierta probabilidad se realizarán mutaciones (Goldberg, 2002). El proceso de reproducción se repite durante varias generaciones hasta llegar a individuos que representen una solución aceptable. El tamaño del problema, complejidad y número de variables determina el número de generaciones necesarias (Díaz-Arévalo *et al.*, 2004). Se implementará esta técnica para encontrar la solución óptima para los valores de k_w que representen de mejor manera la evolución del desinfectante a lo largo de la red. Esta técnica ha sido utilizada anteriormente para la optimización hidráulica y de calidad en redes de

abastecimiento de agua (Ozdemir & Erkan-Ucaner, 2005; Nouri & Lebdi, 2006; Hernández-Cervantes, 2015; Díaz-Duque, 2015; Hernández-Cervantes, Mora-Rodríguez, Delgado-Galván, Ortiz-Medel, & Jiménez-Magaña, 2016; Nouri, 2017; Minaee *et al.*, 2019; Pineda-Sandoval, 2020), mostrando con éxito su capacidad de llegar a buenos resultados en problemas complejos de optimización. La presente investigación muestra un proceso de calibración, considerando agrupamiento de tuberías de diámetro y rugosidad para la obtención de k_w óptimo, con una función de aptitud novedosa que requiere de un número básico de elementos tanto en técnica heurística y computacional para proveer resultados adecuados de calidad al sistema de abastecimiento de agua.

Zona de estudio

El Sector Filtros 8-12 (SF812) se localiza en la parte norte de la ciudad de Guanajuato, México; se abastece del agua proveniente de dos presas; la red es principalmente de tipo abierta y distribuye el agua por gravedad (Figura 1). Comienza en la planta potabilizadora llamada "Filtros". Al final de ésta se tiene un tanque de almacenamiento que suministra cinco sectores.

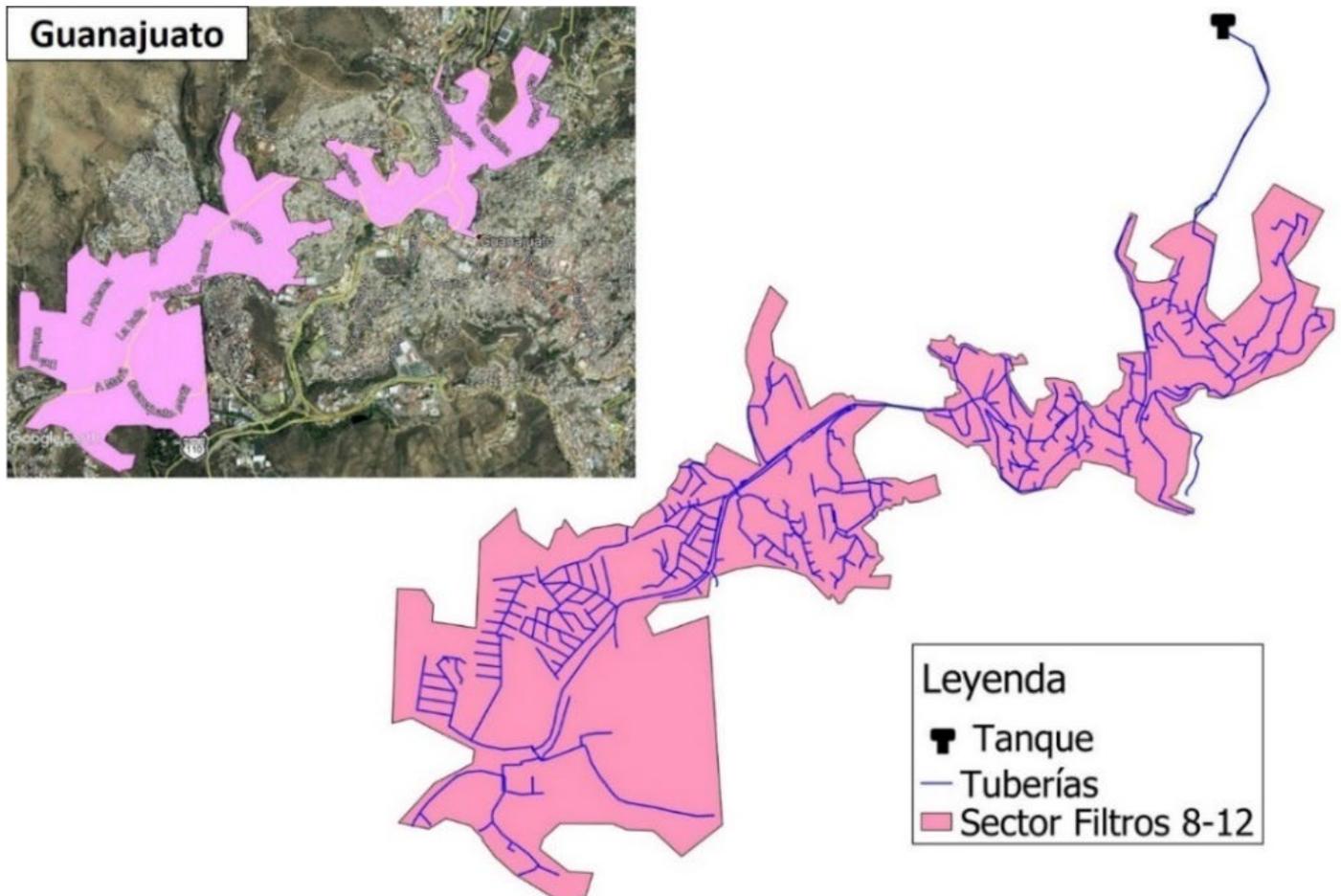


Figura 1. Red de distribución del SF812.

La red de distribución del SF812 tiene más de 30 kilómetros de longitud. Con base en los diámetros y rugosidades de las tuberías, la red se conforma de la siguiente manera:

- Red primaria: compuesta por tuberías de hierro fundido (FoFo). Sus diámetros van desde los 150 hasta los 600 mm.

- Red secundaria: compuesta principalmente por tuberías de PVC, con algunas tuberías de FoFo. Sus diámetros van desde los 13 hasta los 125 mm.

El consumo promedio diario en el sector es de 33.88 l/s, con un consumo máximo de 44.31 l/s a las 13:00 h y un consumo mínimo de 19.3 l/s a las 4:00 horas. El modelo hidráulico está compuesto por 1 226 nodos, un reservorio, un tanque de almacenamiento, 1 070 tuberías y 193 válvulas (Figura 2); la calibración hidráulica que se utilizó para la presente investigación fue de septiembre de 2019, con un coeficiente de correlación de las presiones de 0.988.

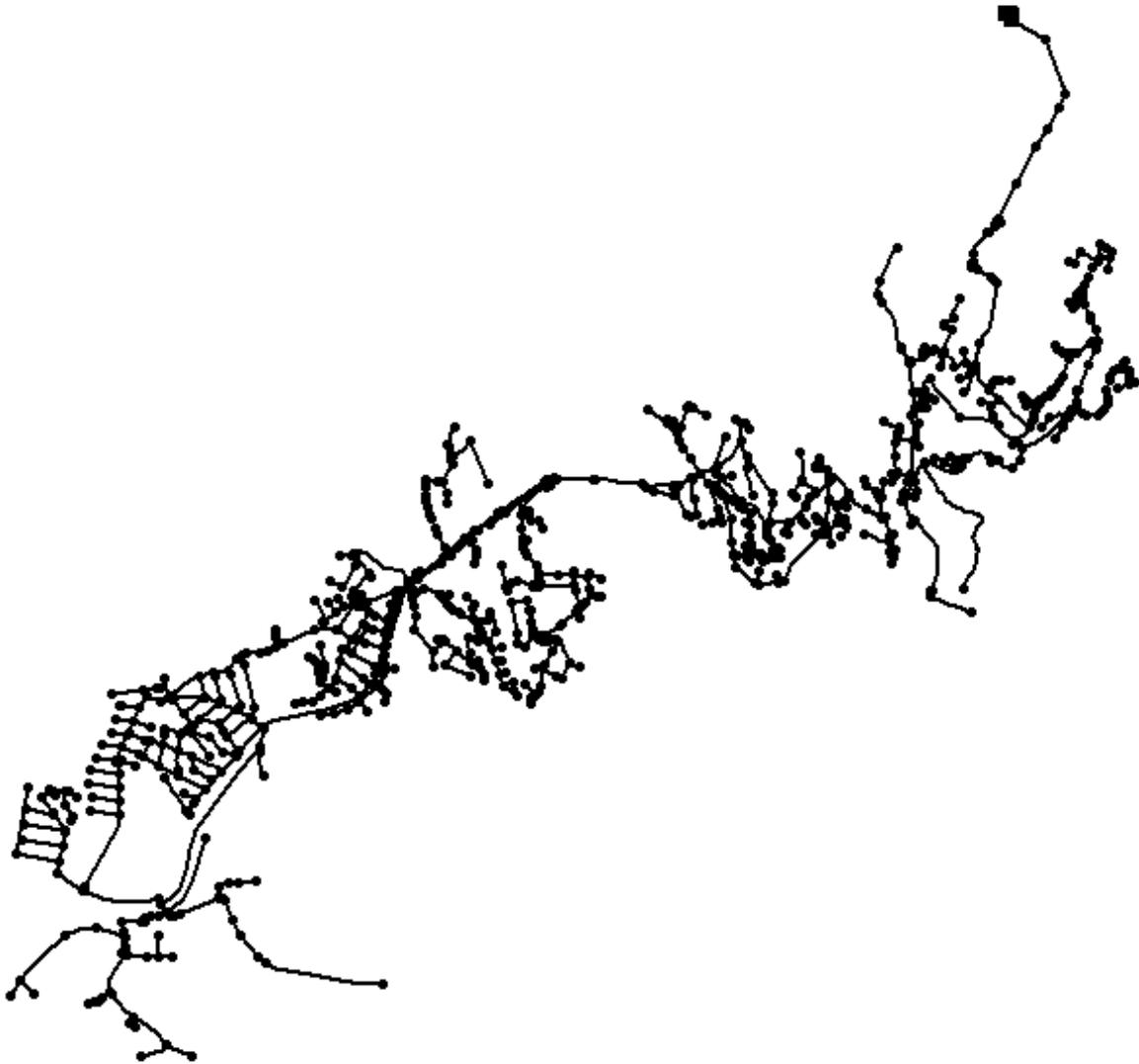


Figura 2. Modelo hidráulico en EPANET del SF812.

Modelación de la calidad del agua

Metodología

Para modelar la calidad del agua en la red del SF812, además de tener el modelo hidráulico calibrado, se planteó la siguiente metodología:

- a) Medir la concentración de cloro inyectada desde la potabilizadora.
- b) Obtener el coeficiente de reacción en el seno del agua (k_b).
- c) Medir la concentración de cloro en puntos clave de la red.
- d) Calcular la concentración de cloro en Epanet.
- e) Automatizar la calibración mediante código propuesto con AG.
- f) Verificar parámetros de AG en red teórica.
- g) Calibrar coeficientes k_w en red SF812.
- h) Realizar un análisis de sensibilidad del modelo.

a) Medir la concentración de cloro inyectada

La concentración de cloro inyectada a la red de distribución sirve como valor de frontera para las concentraciones que se tendrán a lo largo de la red y se obtuvo mediante un controlador de cloro (Figura 3) instalado en la tubería principal a cinco metros de la salida del tanque de almacenamiento.



Figura 3. Controlador instalado en filtros.

Se realizó un registro a cada hora, durante 51 días, desde el 25 de noviembre de 2019 hasta el 16 de enero de 2020. Con los datos registrados se generó un patrón de concentración diaria, el cual se muestra en la Figura 4. La dosis de cloro que se suministra en la última etapa de potabilización es constante, pero como se puede observar en el registro de la concentración de cloro en el punto de medición en la tubería principal de la red, la concentración varía a lo largo de las 24 horas. Esto puede deberse a las características del agua superficial y la variación de la temperatura a lo largo del día (Geng, Fan, Shi, Zhang, & Li, 2022; Hua

et al., 2021; Zhong *et al.*, 2021). Además, el tanque, al ser de mampostería y con la turbulencia del agua en su interior, genera erosión en sus paredes (Angeloudis, Stoesser, & Falconer, 2014), lo cual también podría incrementar la reacción del cloro.

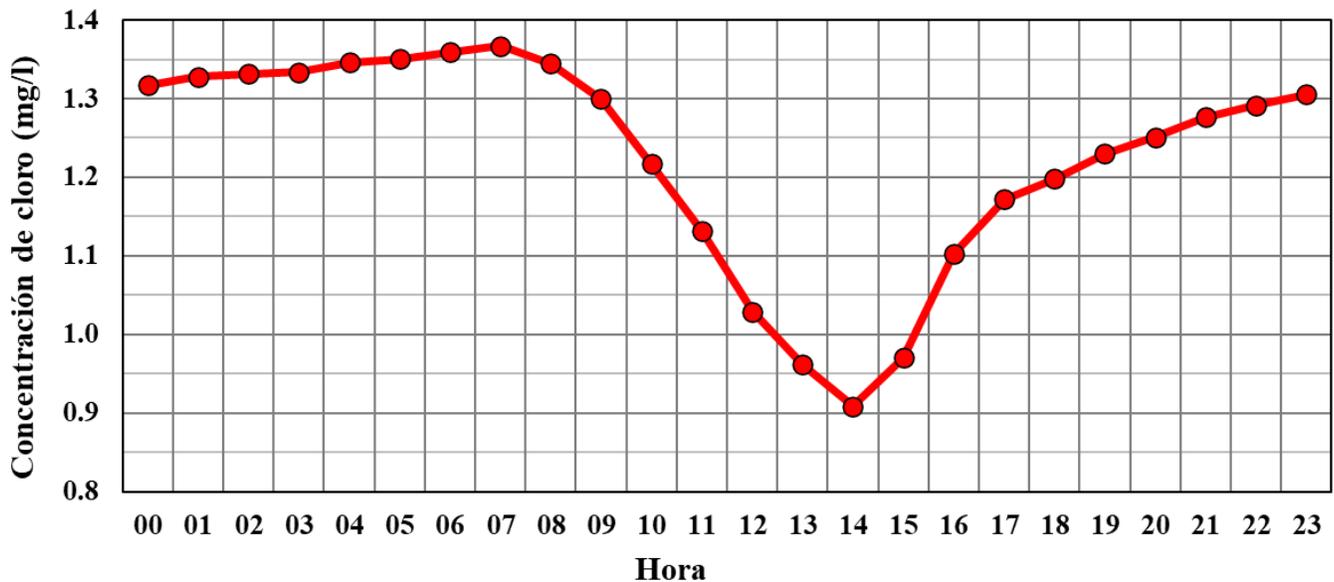


Figura 4. Concentración de cloro que ingresa al SF812 media horaria del 25 de noviembre de 2019 al 16 de enero del 2020.

b) Obtener el coeficiente de reacción k_b

Para determinar el valor del coeficiente de reacción k_b se realizaron pruebas de frasco en dos días diferentes: el primero el 20 de septiembre de 2019 y el segundo el 24 enero de 2020. Ambas muestras de agua se tomaron a las siete de la mañana, en el tanque de almacenamiento, posterior a la potabilización, a una profundidad media para evitar

contaminación de la superficie o del fondo. Las muestras se toman en un frasco de vidrio y se protegieron de la luz solar, para evitar que influyera en el decaimiento del cloro. Las concentraciones se midieron mediante un fotómetro HI 96711 de la marca HANNA, el cual mide el contenido de cloro libre y total (Cl_2) en muestras de agua con un rango de 0 a 5 mg/l y precisión de ± 0.03 mg/l. La Figura 5 muestra los resultados de ambas pruebas de frasco con el que se generó la curva de decaimiento del cloro debido a la reacción con las características del agua de Filtros (es el nombre de la potabilizadora, por eso va en mayúscula). Se aproximó la curva de regresión exponencial de cada prueba y se obtuvo el coeficiente k_b correspondiente al tiempo (T) en una ecuación de primer orden. Los resultados de las pruebas se muestran en la Tabla 1 (Pineda-Sandoval, 2020).

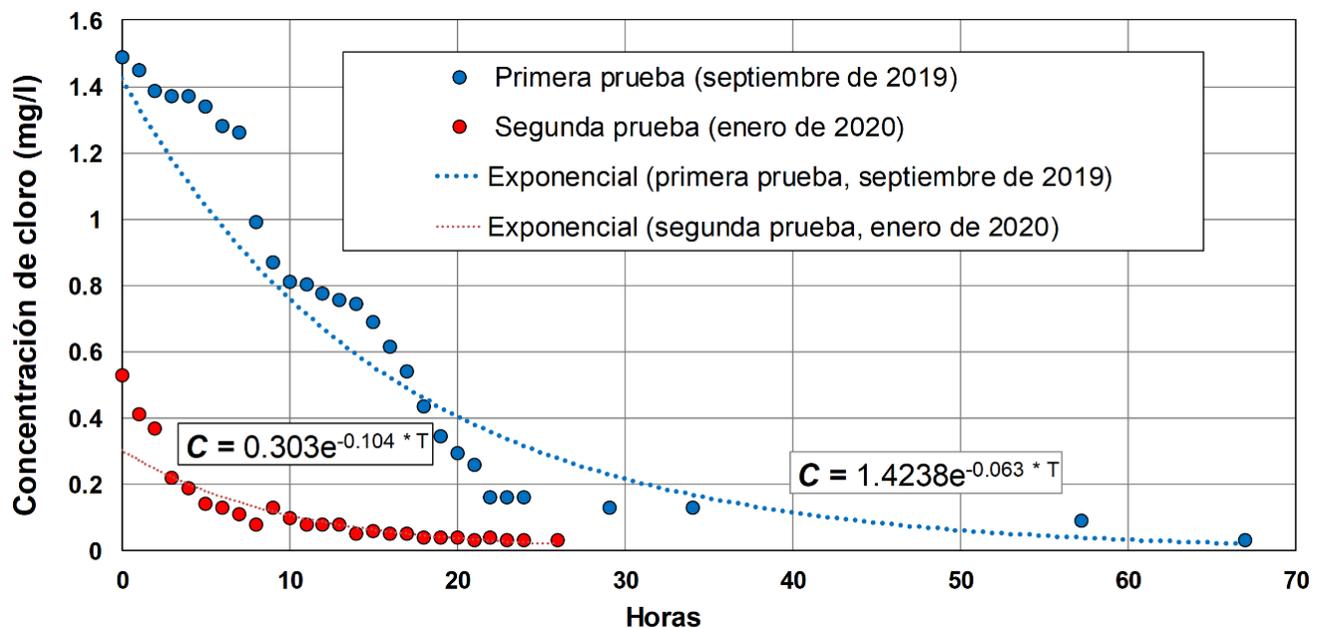


Figura 5. Decaimiento del cloro por reacción en el seno del agua.

Tabla 1. Coeficientes k_b a partir de pruebas de frasco.

Prueba de frasco	Coeficiente de reacción k_b	
	1/hora	1/día
Primera prueba	-0.063	-1.512
Segunda prueba	-0.104	-2.496

Aun cuando las muestras se tomaron a la misma hora, pero en fechas diferentes, la temperatura ambiente mínima en el mes de septiembre oscila alrededor de los 14 °C y en el mes de enero oscila alrededor de los 7 °C. Además de ese factor, el sistema de agua registró una disminución de la concentración inyectada por cuestiones operativas. Ambos factores hicieron que la concentración inicial de la segunda prueba fuera baja respecto a la primera y, con ello, el coeficiente de reacción k_b obtuvo un valor diferente.

Posterior a la toma de muestras, los frascos se llevaron al interior del laboratorio y en las horas subsecuentes se midió la temperatura. Para la primera prueba, la temperatura osciló entre 17.0 y 27.7 °C; mientras que para la segunda varió entre 13.0 y 24.0 °C. Al ser menor la temperatura de la segunda prueba, el cloro debería decaer a menor velocidad, como mencionan García-Ávila *et al.* (2020), y Hua, Vasyukova y Uhl (2015). Sin embargo, el coeficiente de reacción de la segunda prueba fue mayor posiblemente por su concentración inicial de 0.53 mg/l

que, como lo mencionan Fisher, Kastl y Sathasivan (2012), con concentraciones alrededor a 0.5 mg/l tienen decaimiento acelerado.

c) Medir la concentración de cloro en la red

Se realizaron mediciones locales del cloro libre residual en diversos sitios de la red. Los puntos de muestreo se seleccionaron con base en ciertas características, como zonas de alto consumo, puntos alejados de la fuente y zonas con tiempos de residencia del agua altos; estos tiempos de residencia altos se obtuvieron en el programa de Epanet a partir del modelo hidráulico validado del sector en periodo extendido. En conjunto con personal de SIMAPAG se realizaron campañas de medición durante los meses de septiembre y octubre de 2019, y febrero de 2020, obteniendo un total de 35 sitios de medición, que representan el 2.85 % de los nodos que conforman al modelo, superior al 2 % recomendado para calibración de modelos de calidad del agua en redes de abastecimiento (AWWA, 2017). La Figura 6 muestra la ubicación de los sitios muestreados.

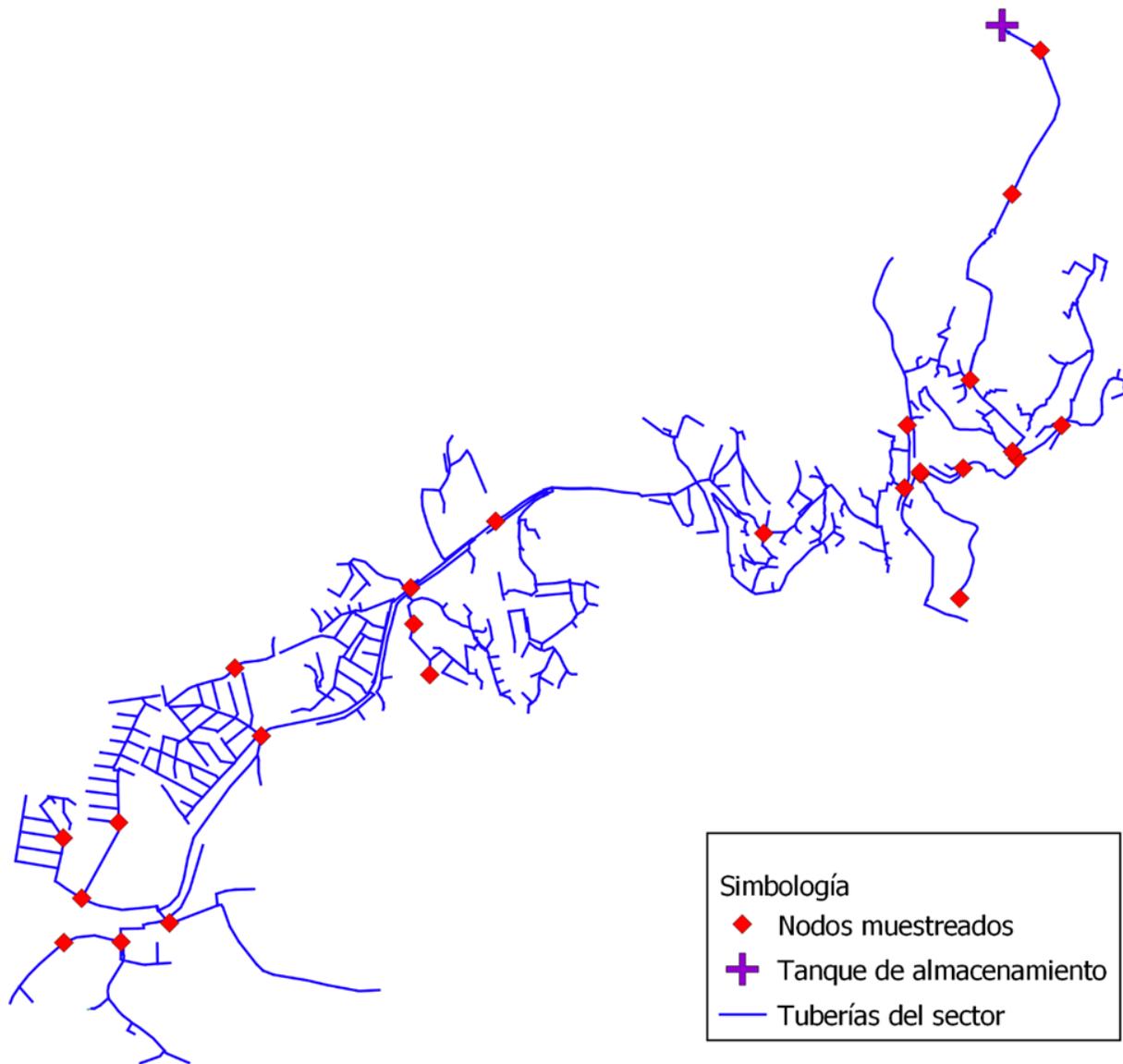


Figura 6. Localización de los sitios de muestreo en el SF812.

d) Calcular la concentración de cloro en Epanet

Para calcular la concentración de cloro en Epanet es necesario llevar a cabo la simulación en periodo extendido, por lo que se debe fijar un tiempo total de simulación en el navegador de Epanet y establecer la calidad inicial en las fuentes; para el caso del sector SF812, se determinó un patrón de concentración con los datos de la Figura 4.

Posteriormente, hay que fijar el valor del coeficiente de reacción de masa k_b , para lo cual se utilizó el valor de la primera prueba de la Tabla 1. Al ser un valor constante para todas las tuberías, se puede ingresar desde el navegador de Epanet. En opciones de reacción se inserta el valor global del coeficiente de reacción de masa. Además, en esas mismas opciones se verifica que el orden de reacción tanto de masa como de pared sea de primer orden, considerado adecuado para simular el decaimiento del cloro.

Por último, en las opciones de tiempo del mismo navegador de Epanet se verifica que el paso del tiempo de calidad sea de cinco minutos, valor que se considera estándar para este tipo de simulaciones. Al realizar la simulación se pueden observar las concentraciones resultantes en los nodos en cada instante de tiempo. El coeficiente de reacción de masa es el valor a calibrar con la presente propuesta de investigación, por lo que en el siguiente paso se muestra cómo se genera dicho parámetro de manera automatizada.

e) Automatizar la calibración mediante código

El programa de calibración desarrollado en el presente proyecto se denomina Código de Calibración de k_w mediante Diámetros y Rugosidades (CCKwDyR). El parámetro que se utiliza para calibrar el modelo es el coeficiente de reacción de pared (k_w), y se establece asignar el mismo coeficiente k_w a las tuberías que tengan las mismas características de diámetro y rugosidad (Díaz-Duque, 2015). El código CCKwDyR usará la toolkit de Epanet para obtener la información desde el modelo hidráulico y procesar sus resultados (Eliades, Kyriakou, Vrachimis, & Polycarpou, 2016). La Figura 7 muestra el diagrama de flujo del funcionamiento general de los AG utilizado por el CCKwDyR para obtener soluciones óptimas de valores de k_w .

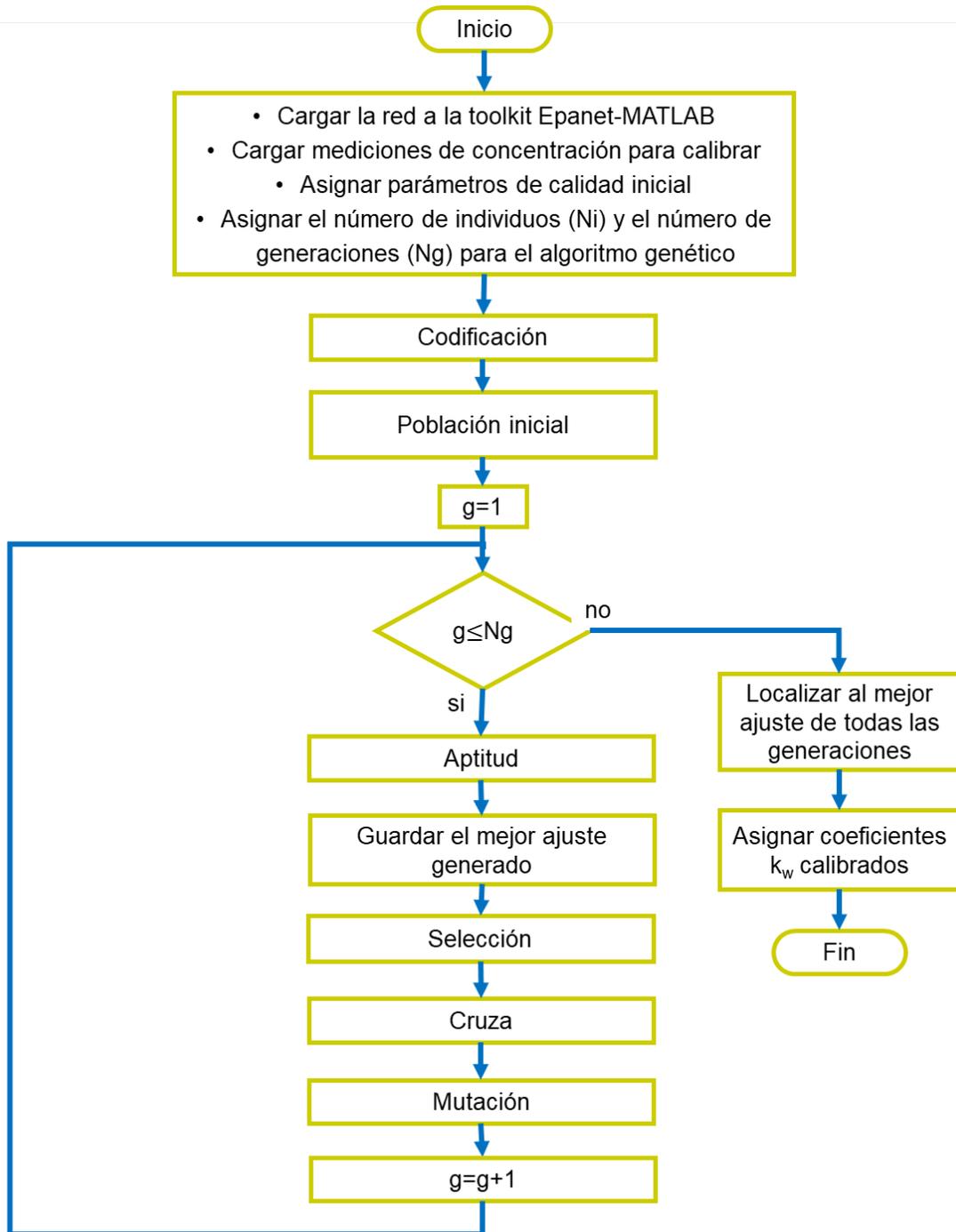


Figura 7. Diagrama de flujo del funcionamiento general del CCKwDyR.

Con base en los valores de k_w encontrados por diversos autores, se propone el siguiente rango de valores para k_w en el CCKwDyR:

$$0.0 > k_w \geq -1.5 \text{ m/día}$$

Se asigna con mayor frecuencia valores de k_w cercanos a 0, y con menor frecuencia valores cercanos a -1.50 debido al comportamiento exponencial del decaimiento del cloro. El rango de valores k_w se presenta de la siguiente manera:

- Para $-0.01 \geq k_w \geq -0.50$, se tendrá un incremento de 0.01.
- Para $-0.50 > k_w \geq -1.00$, se tendrá un incremento de 0.02.
- Para $-1.00 > k_w \geq -1.50$, se tendrá un incremento de 0.05.

En CCKwDyR, la Función de Aptitud (FA) empleará el error por medición promedio para evaluar a los individuos (Ecuación (3)) y ésta varía en el rango de 0.5 a 1, donde los valores cercanos a 1 representan menor error de medición promedio de las concentraciones simuladas respecto a las medidas. La FA propuesta se basará en la progresión de una función sigmoide, donde se muestra una progresión lenta cuando el error por medición promedio es alto; sin embargo, cuando este error

comienza a ser pequeño, su progresión se vuelve rápida hacia valores de FA cercanos a 1. Se incluye el coeficiente de 33.22192436 con la intención de separar a los individuos con error grande de aquellos que presentan un error pequeño, considerado el punto de esa separación con un valor de error por medición promedio de 0.15 mg/l y un FA de 0.55 (Figura 8). La FA se describe en la Ecuación (4):

$$FA = \frac{1}{1 + e^{-33.22192436 \cdot E_{prom}}} \quad (4)$$

Donde FA es la función de aptitud, adimensional, y E_{prom} es el error absoluto promedio en mg/l.

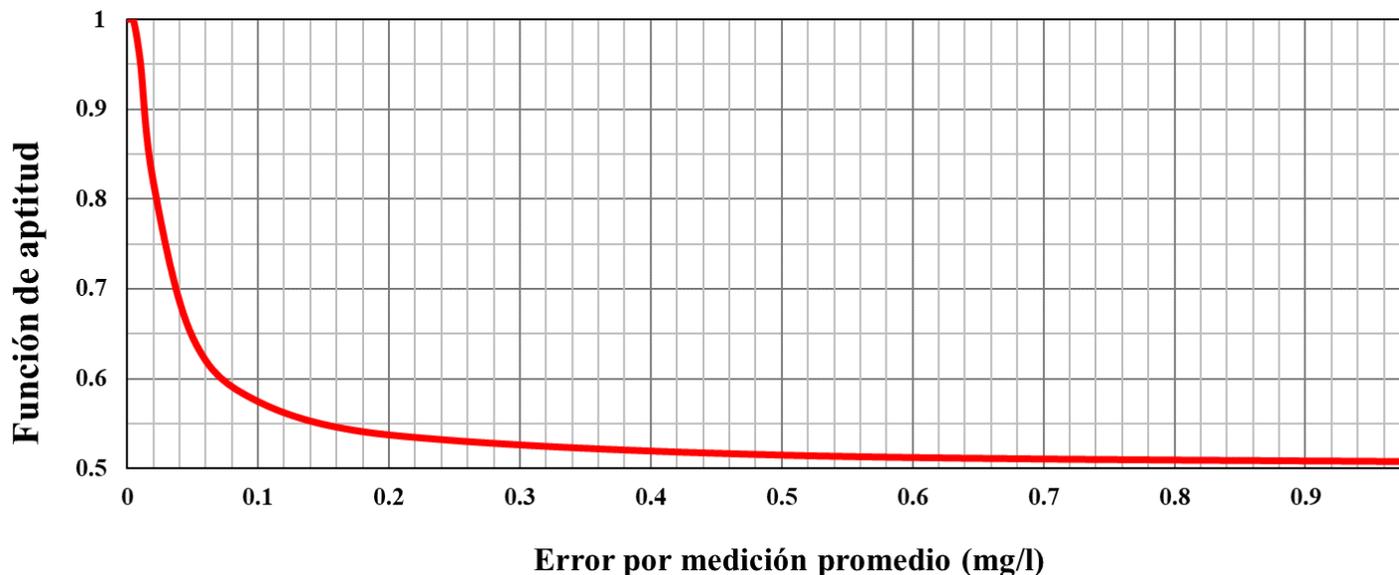


Figura 8. Función de aptitud utilizada por el CCKwDyR.

f) Verificar parámetros de AG en red teórica

Para verificar el funcionamiento del código desarrollado, así como para determinar los parámetros necesarios para que el CCKwDyR pueda encontrar una solución aceptable (número de individuos y generaciones), se realizó una calibración en una red teórica, llamada Net3 (Figura 9), que viene incluida como ejemplo en el programa Epanet, y que cuenta con los siguientes elementos: dos fuentes de abastecimiento, tres tanques, 97 nodos, dos equipos de bombeo y 117 tuberías, las cuales tienen los siguientes diámetros y rugosidades:

- Diámetros (mm): 203, 254, 305, 356, 406, 457, 508, 610, 762 y 2515.
- Rugosidad (C_H): 110, 130, 140, 141 y 199.

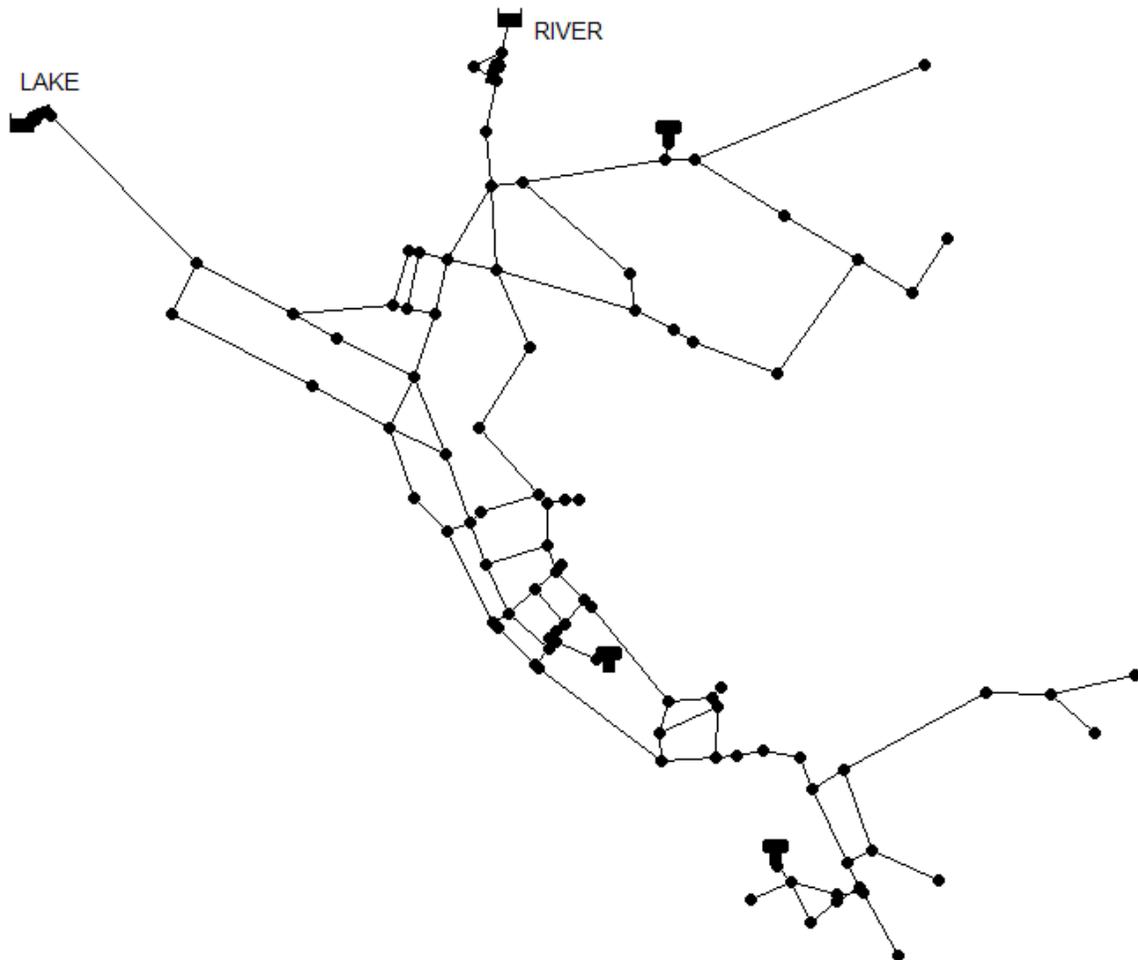


Figura 9. Red de distribución Net3.

Para generar las concentraciones de cloro en la red teórica se utilizó el coeficiente k_b promedio = -2.004 y se propusieron valores de k_w dentro del rango de 0 a -0.4 m/día, con mayor decaimiento conforme disminuye el diámetro y la rugosidad; se registró la concentración en 17 de los nodos (17.5 % de los nodos totales), a manera de mediciones puntuales. El CCKwDyR buscó la solución óptima de k_w dentro del rango de 0 a -1.5

m/día. La simulación hidráulica se realizó durante 144 horas (seis días) para estabilizar las concentraciones de cloro a lo largo de la red, y solamente se analizaron las concentraciones durante las últimas 24 horas de la simulación.

Los resultados de la verificación se muestran en la Tabla 2. Se observa que es posible obtener resultados adecuados con un número reducido de individuos y generaciones, gracias a la agrupación de las tuberías con base en su diámetro y rugosidad, que en el caso de la NET3 se tienen 14 agrupaciones a los que se buscará un valor de k_w óptimo, a diferencia de un algoritmo, donde cada tubería tiene su propio valor de k_w , que para el caso de la NET3 sería de 117 valores de k_w , lo que reduce el número de opciones posibles.

Tabla 2. Evaluación de parámetros para el algoritmo genético.

Escenario	Prueba	Individuos	Generaciones	FA	Error absoluto promedio (mg/l)	Correlación
1	1	100	10	0.9830	0.0074	0.999
	2	100	10	0.8881	0.0145	0.998
	3	100	10	0.9210	0.0123	0.999
2	1	50	10	0.8427	0.0179	0.997
	2	50	10	0.9700	0.0087	0.998
	3	50	10	0.8973	0.0139	0.999
3	1	100	5	0.8820	0.0150	0.999
	2	100	5	0.8675	0.0160	0.998
	3	100	5	0.7986	0.0219	0.996
4	1	50	5	0.7484	0.0276	0.997
	2	50	5	0.8628	0.0164	1.000
	3	50	5	0.7708	0.0248	0.997
5	1	100	20	0.9860	0.0071	1.000
	2	100	20	0.9801	0.0077	1.000
	3	100	20	0.9853	0.0072	1.000
6	1	200	10	0.9717	0.0085	1.000
	2	200	10	0.9756	0.0082	0.999
	3	200	10	0.9985	0.0046	1.000
7	1	200	20	0.9983	0.0047	1.000
	2	200	20	0.99751	0.0050	1.000
	3	200	20	0.9978	0.0049	1.000

A partir de estos resultados se determina que los parámetros para simular los AG en la red SF812 serán de un número de individuos de 400, tomando en cuenta que el número de agrupaciones de tuberías de diámetros y rugosidad para la red SF812 es de 30 y, con ello, el número de valores a buscar de k_w óptimo. Por otro lado, al tener un número de elementos mayor que la Net3 y considerando que el tiempo de procesador no sea muy extenso para la calibración, se propone un número de generaciones de 30, verificando en la Tabla 2, que al aumentar el número de generaciones se mejoran los resultados. De igual forma se aumenta la participación de los individuos durante la aplicación del algoritmo genético, incrementando la probabilidad de cruce a 90 %, y se ajusta la probabilidad de mutación al 5 % para mantener variedad en la población. El alza del número de individuos y generaciones ayuda a evitar que el algoritmo llegue a un resultado óptimo local en lugar del óptimo global (Díaz-Arévalo *et al.*, 2004); sin embargo, utilizar valores demasiado altos generaría tiempos de simulación excesivos, y requeriría mayor capacidad computacional.

g) Calibrar coeficientes k_w en red SF812

Se llevaron a cabo tres pruebas para obtener la calibración del modelo, utilizando un tiempo de simulación de 288 horas para que el modelo pudiera representar el decaimiento del cloro correctamente en los puntos más alejados de la fuente, pues conforme se aleja del punto de inyección los efectos del decaimiento en las concentraciones de cloro tardan en hacerse presentes (Pineda-Sandoval, 2020); y solo se obtienen los

resultados de la calibración en las últimas 24 horas, donde las concentraciones de cloro en el modelo se estabilizan. En las tres pruebas se llegó a resultados similares, por lo que se puede asumir que el modelo llegó al mejor resultado posible, con un coeficiente de correlación de 0.769 y error absoluto promedio de 0.097 mg/l (Tabla 3).

Tabla 3. Resultados de la calibración del SF812.

Concentraciones de cloro (mg/l)			
Parámetro	Prueba 1	Prueba 2	Prueba 3
FA	0.5779	0.5768	0.5771
Error absoluto (mg/l)	0.097	0.098	0.098
Correlación	0.769	0.767	0.764

La Figura 10 muestra las concentraciones simuladas en Epanet en comparación con las concentraciones muestreadas en campo. Si bien se obtuvo un error absoluto promedio dentro del rango obtenido por otros autores (Tabla 1), la correlación del modelo es más baja. Este resultado de calibración se puede deber a diversos factores, entre los que destaca que las concentraciones muestreadas representan una tasa de decaimiento diferente entre los dos periodos de muestreo y la variación en los consumos de agua en el sector para las distintas fechas con las que se tienen de los datos.

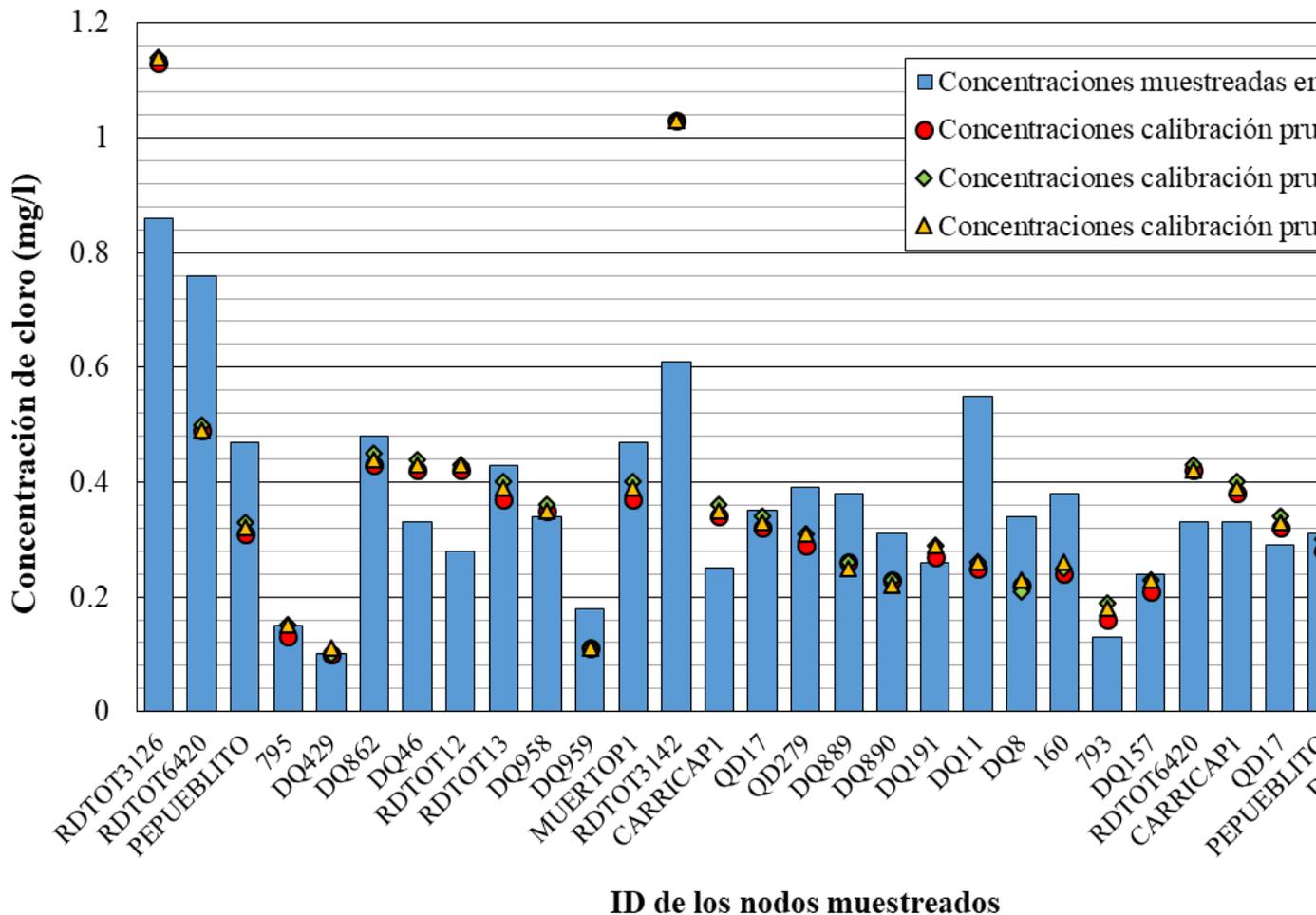


Figura 10. Calibración inicial de la concentración de cloro en el SF812.

h) Realizar un análisis de sensibilidad del modelo

Se realizó un análisis de sensibilidad de los parámetros que intervienen en el modelado de la calidad del agua, con el objetivo de verificar su influencia en la simulación y encontrar posibles fuentes de error en la calibración del modelo. Para ello, se propuso un escenario hipotético del

SF812 calibrado, considerando el patrón de inyección de cloro de la Figura 4. Se usará el k_b calculado en septiembre de 2019 y coeficientes k_w con valores entre 0 y -0.4 m/día. Se determinó la concentración de cloro en 47 nodos del modelo, simulando un muestreo en campo.

Se evaluará la sensibilidad del modelo respecto a cinco parámetros:

- Aumento y disminución en la inyección inicial de cloro.
- Aumento y disminución del coeficiente k_b .
- Aumento del error en las concentraciones muestreadas utilizadas para la calibración.
- Aumento y disminución del consumo de agua de la red.
- Distribución de los puntos muestreados (omitiendo muestreo en línea principal, secundaria o puntos extremos).

Se utilizaron los mismos parámetros del AG que se usaron en la calibración inicial (número de individuos, número de generaciones, probabilidad de cruce y probabilidad de mutación), evaluando así, si éstos son suficientes para llegar a una buena calibración en una red real como la del SF812. La Tabla 4 resume las variaciones propuestas para este análisis de sensibilidad.

Tabla 4. Resumen de escenarios para el análisis de sensibilidad.

Escenario		Análisis de parámetros			
		Inyección (mg/l)	Coefficiente k_b (día ⁻¹)	Error de medición (mg/l)	Descripción de la prueba
Inicial		1.2318	-1.512	±0	Red calibrada inicialmente
Inyección inicial de cloro	1	1.8477	-1.512	±0	+50 % inyección
	2	1.3856	-1.512	±0	Mayor inyección registrada
	3	0.8334	-1.512	±0	Menor inyección registrada
	4	0.6159	-1.512	±0	-50 % inyección
Coefficiente k_b	5	1.2318	-2.268	±0	+50 % k_b medido
	6	1.2318	-1.890	±0	+25 % k_b medido
	7	1.2318	-1.134	±0	-25 % k_b medido
	8	1.2318	-0.756	±0	-50 % k_b medido
Errores de medición	9	1.2318	-1.512	±0.03	Rango de error del controlador
	10	1.2318	-1.512	±0.09	Error intermedio
	11	1.2318	-1.512	±0.15	Máximo error del Estado del Arte
	12	1.2318	-1.512	±0.25	Error extremo en las mediciones
Consumos de agua	13	1.2318	-1.512	±0	+25 % consumo base
	14	1.2318	-1.512	±0	+50 % consumo base
	15	1.2318	-1.512	±0	-50 % consumo base
	16	1.2318	-1.512	±0	-25 % consumo base
Muestreo	17	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones en la línea principal
	18	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones intermedias
	19	1.2318	-1.512	±0	Sin mediciones en los extremos
	20	1.2318	-1.512	±0	-50 % datos muestreados (24 mediciones)

La Tabla 5 resume los resultados de correlación y error absoluto promedio del análisis de parámetros. La columna del análisis de sensibilidad presenta los resultados manteniendo la variación del parámetro, mientras que la columna del escenario calibrado presenta los resultados de la calibración sin variación en ninguno de los parámetros.

Tabla 5. Resumen de resultados del análisis de parámetros.

Prueba	FA	Análisis de sensibilidad		Escenario calibrado		
		Correlación	Error absoluto (mg/l)	Correlación	Error absoluto (mg/l)	
Inicial	0.955	0.999	0.010	1.000	0.005	
Inyección	1	0.721	0.965	0.032	0.966	0.172
	2	0.806	0.989	0.021	0.988	0.064
	3	0.598	0.963	0.076	0.963	0.173
	4	0.548	0.947	0.156	0.945	0.230
Coef. k_b	5	0.885	0.996	0.015	0.990	0.108
	6	0.852	0.996	0.017	0.994	0.052
	7	0.936	0.998	0.011	0.997	0.046
	8	0.905	0.997	0.013	0.996	0.090
Medición	9	0.712	0.988	0.032	0.994	0.024
	10	0.595	0.950	0.079	0.989	0.030
	11	0.561	0.894	0.125	0.97	0.092
	12	0.535	0.768	0.220	0.956	0.113
Consumos	13	0.902	0.998	0.014	0.998	0.016
	14	0.873	0.995	0.016	0.998	0.022
	15	0.716	0.986	0.033	0.988	0.080
	16	0.875	0.997	0.015	0.998	0.020
Muestreo	17	0.816	0.988	0.020	0.993	0.022
	18	0.914	0.998	0.013	0.996	0.015
	19	0.936	0.998	0.011	0.998	0.011
	20	0.844	0.995	0.018	0.992	0.025

Con el análisis realizado se observa lo siguiente:

- El CCKwDyR es capaz de llegar a calibraciones muy buenas cuando los parámetros suministrados son los correctos, lo cual valida su funcionamiento. Indica además que el número de individuos y generaciones usado (400 y 30, respectivamente) es suficiente para lograr buenas calibraciones en redes como la SF812.
- La concentración inicial de cloro es uno de los parámetros que más afecta a la calibración del modelo. Cuando se sobreestima, los nodos más cercanos al punto de inyección son los únicos afectados; cuando se subestima, las concentraciones de cloro en todo el modelo se ven afectadas, con valores por debajo de los muestreados.
- La variación en el coeficiente k_b no es fácil de detectar y puede ser compensada por el CCKwDyR mediante los valores de k_w propuestos por el algoritmo. Entre más certeza se tenga de que el valor de k_b es el correcto, mayor probabilidad se tiene de que los valores de k_w representen a los valores reales y no sólo una solución matemática.
- Un muestreo impreciso de las concentraciones de cloro afecta a la calibración del modelo de manera grave. Sin embargo, se observó que al evaluar la calibración con las concentraciones originales, el modelo mejoró su correlación y disminuyó el error promedio; esto sugiere que el CCKwDyR es capaz de compensar (hasta cierto punto) los errores de las mediciones. No obstante, se requieren más pruebas para verificar esta observación.

- Las variaciones pequeñas en el consumo de agua no afectan de manera importante la calibración (aunque se recomienda verificar la calibración hidráulica antes de modelar la calidad del agua).
- Los muestreos en la línea principal son los más importantes para representar de forma correcta las concentraciones en toda la red. Se concluye además que un muestreo del 2 % de los nodos es suficiente para calibrar el modelo (AWWA, 2017). Sin embargo, de ser posible es preferible contar con un muestreo mayor.

Resultados

Con base en lo observado en la calibración inicial y en el análisis de sensibilidad, cuando se sobreestima la inyección de cloro, las concentraciones en los nodos más cercanos al punto de inyección no alcanzan a decaer lo suficiente como para obtener un buen ajuste del modelo. Un fenómeno similar ocurre en las calibraciones del SF812 (Tabla 6). Los errores más grandes ocurren en las tuberías más cercanas al punto de inyección, mientras que en el resto de los nodos las concentraciones se ajustan de mejor manera, lo que sugiere que la inyección inicial de cloro debe ser menor para lograr un mejor ajuste.

Tabla 6. Concentración de los nodos muestreados en la línea principal.

ID del nodo	Concentración de cloro (mg/l)		Error absoluto promedio	
	Muestreada	Simulada	(mg/l)	Situación
RDTOT3126	0.86	1.14	0.28	Sobreestimación
RDTOT3142	0.61	1.03	0.42	Sobreestimación
RDTOT6420	0.76	0.42	0.34	Subestimación
DQ862	0.48	0.44	0.04	Subestimación
DQ46	0.33	0.43	0.10	Sobreestimación
RDTOT13	0.43	0.39	0.04	Subestimación
CARRICAP1	0.25	0.39	0.15	Sobreestimación
MUERTOP1	0.47	0.39	0.08	Subestimación
QD17	0.35	0.33	0.02	Subestimación
PEPUEBLITO	0.47	0.29	0.18	Subestimación
QD279	0.39	0.3	0.09	Subestimación
DQ191	0.26	0.28	0.02	Sobreestimación
160	0.38	0.24	0.14	Subestimación

Para obtener el resultado final de la calibración, se propone simular con los datos más próximos de la fecha de septiembre de 2019, que es cuando se tiene el modelo hidráulico calibrado. De esta manera se busca reducir el error por los aspectos de la variación de concentraciones ligadas con las características del agua desde la fuente y su efecto en la desinfección. Así, se propone trabajar con la concentración de inyección

más cercana a la fecha de septiembre de 2019, que corresponde a la concentración registrada por el controlador de 0.8334 mg/l (Figura 11), en lugar del valor promedio, manteniendo la forma del patrón de variación de cloro.

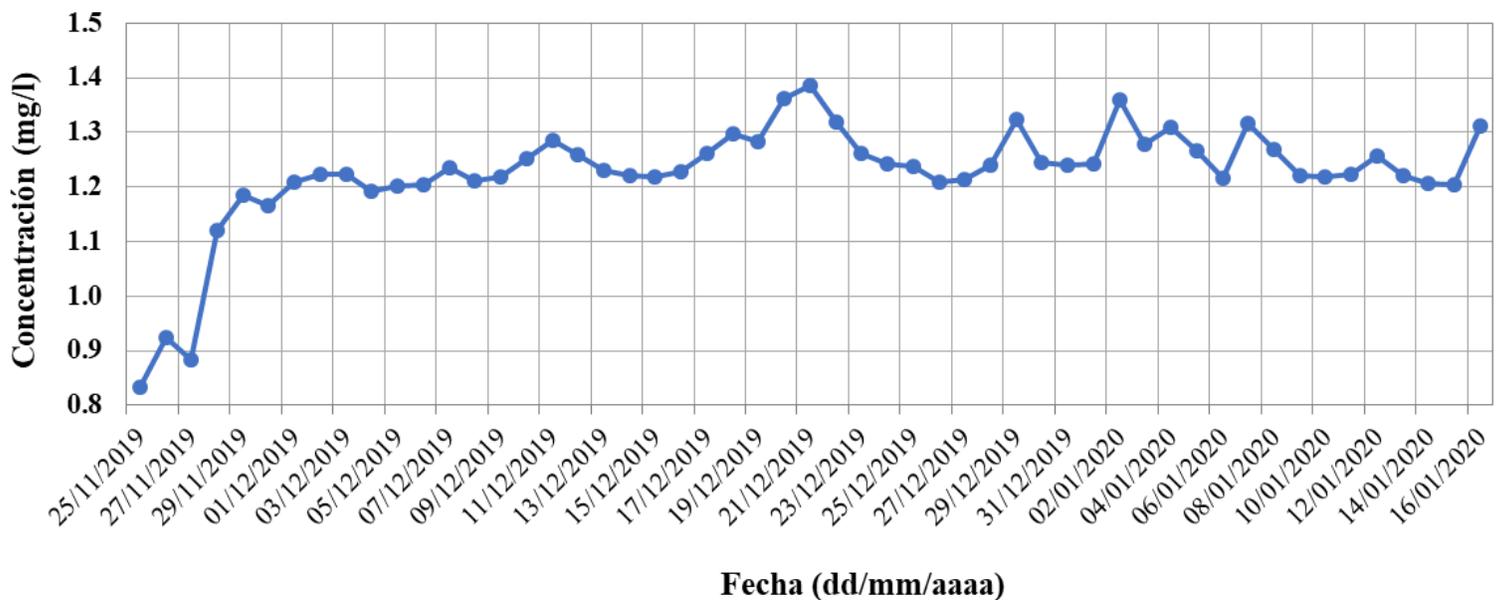


Figura 11. Promedio diario de inyección de cloro en planta filtros.

Además, las pruebas de frasco sugieren que la reacción del cloro con el agua varía de forma significativa entre septiembre de 2019 y febrero 2020; por lo que, para obtener una representación de la información con mayor vinculación de las concentraciones, se usará el valor de k_b obtenido en septiembre, que es de -1.512 días^{-1} , lo cual coincide con los muestreos en campo y la calibración hidráulica.

Después de los cambios mencionados, se realizaron tres nuevas pruebas de calibración. La Figura 12 compara las concentraciones muestreadas y simuladas en cada prueba. Las calibraciones arrojan concentraciones de cloro similares, lo que sugiere que se llegó a una calibración muy cercana a la óptima.

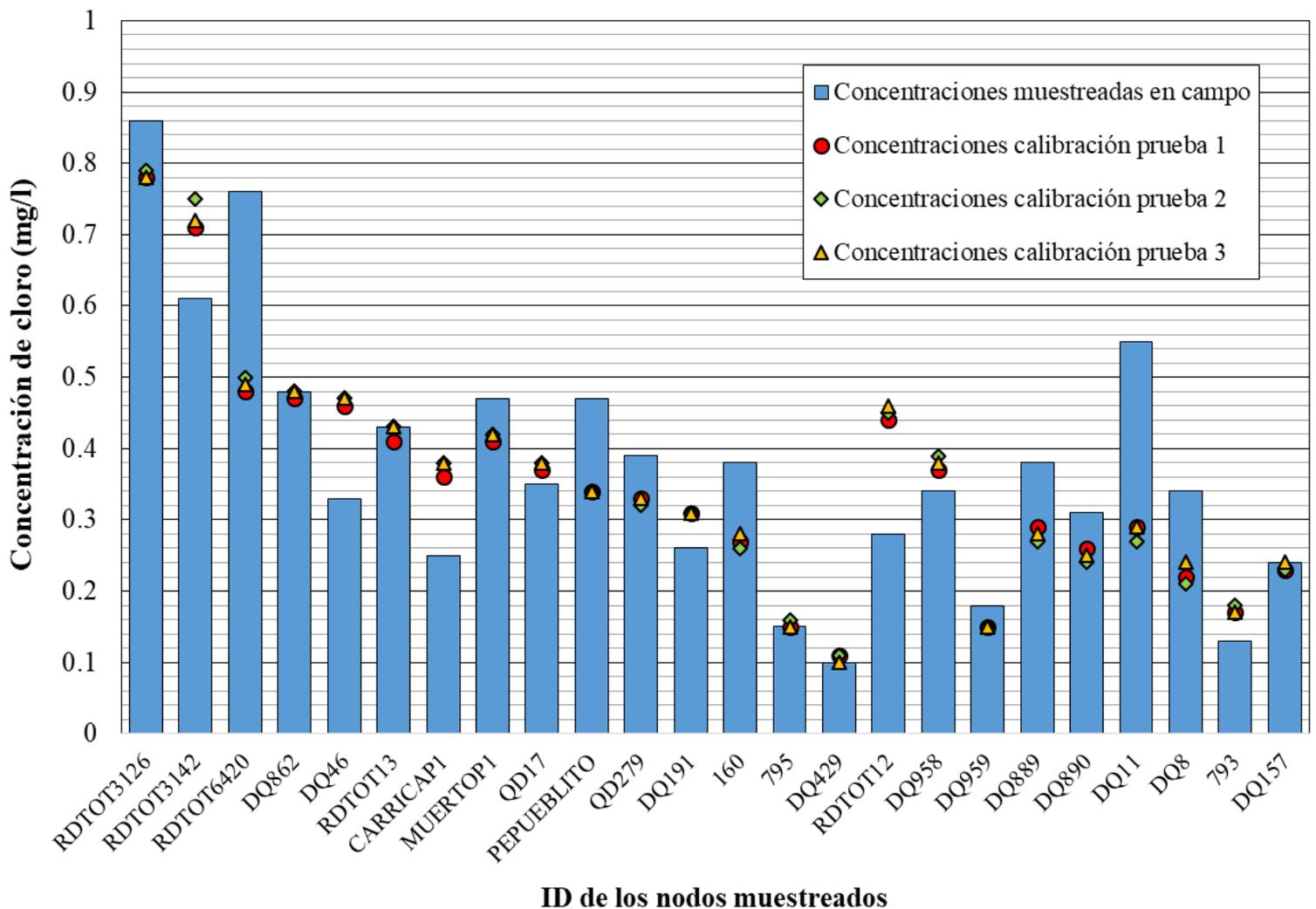


Figura 12. Resultados del modelo en el SF812.

Con las modificaciones realizadas respecto a la toma de datos en torno a septiembre de 2019, se redujo el error absoluto promedio hasta 0.080 mg/l, y aumentó la correlación del modelo hasta 0.816, representando una mejoría en comparación con los resultados obtenidos durante la calibración inicial (Tabla 7).

Tabla 7. Comparación de resultados de la calibración.

Núm. de prueba	Error absoluto promedio		Correlación	
	Inicial (mg/l)	Resultante (mg/l)	Inicial	Resultante
1	0.097	0.080	0.769	0.816
2	0.098	0.085	0.767	0.794
3	0.098	0.081	0.764	0.805

La Tabla 8 presenta los coeficientes k_w asignados por el CCKwDyR para calibrar el modelo. La Tabla 9 resume los resultados obtenidos en este trabajo y se compara con los logrados por otros autores. Los resultados dependen de la red con la que se trabajó (tamaño, nivel de esqueletización); la información que se tenía (información histórica o mediciones recientes, mediciones horarias o promedio diarias), e inclusive el tipo de simulación realizada (flujo permanente o no permanente).

Tabla 8. Coeficientes k_w asignados al modelo SF812.

Diámetro/ C_H	110	115	120	140
13 mm	-----	-0.6 m/día	-----	-----
19 mm	-1.35 m/día	-0.17 m/día	-----	-0.86 m/día
25 mm	-1.4 m/día	-0.54 m/día	-----	-0.98 m/día
38 mm	-----	-----	-----	-1.5 m/día
50 mm	-0.07 m/día	-0.14 m/día	-----	-0.11 m/día
63 mm	-----	-----	-----	-0.01 m/día
75 mm	-1.5 m/día	-----	-0.24 m/día	-0.21 m/día
100 mm	-0.54 m/día	-----	-----	-0.26 m/día
125 mm	-----	-0.43 m/día	-----	-----
150 mm	-0.05 m/día	-0.01 m/día	-----	-0.01 m/día
200 mm	-0.01 m/día	-0.35 m/día	-----	-0.41 m/día
250 mm	-0.31 m/día	-----	-----	-----
300 mm	-1.5 m/día	-----	-----	-----
350 mm	-0.03 m/día	-----	-----	-1.05 m/día
600 mm	-0.01 m/día	-----	-----	-0.41 m/día

Tabla 9. Comparación de resultados.

Autor(es)	k_b (1/día)	k_w (m/día)	Error absoluto medio (mg/l)	Correlación
Actual, SF812	-1.512	-0.01 a -1.50	0.080 a 0.085	0.794 a 0.816
Zhang, Kiene, Wable, Chan y Duguet (1992)	-1.15 a -2.30	-----	-----	-----
Vasconcelos <i>et al.</i> (1997)	-0.23 a -1.32	-0.03 a -1.52	0.15 a 0.05	0.85 a 0.98
Elshorbagy, Abu-Qdais, & Elsheamy (2000)	-0.912 a -1.02	-----	-----	-----
Alcocer-Yamanaka <i>et al.</i> (2004)	-2.3715	-0.1509, -0.414	-----	-----
Munavalli <i>et al.</i> (2009)	-1.73	-5.24, -1.00	0.13	0.800
Monteiro <i>et al.</i> (2014)	-0.27	-0.04	0.030 a 0.025	-----
Saldarriaga <i>et al.</i> (2014)	-0.0053	-0.0053	-----	-----
Díaz-Duque (2015)	-0.113 a -0.450	-0.01 a -1.29	0.120 a 0.107	0.8214 a 0.9213
Baños-Caballero (2016)	-0.104 a -0.858	-0.003 a -0.39	0.067 a 0.013	0.987
Minaee <i>et al.</i> (2019)	-1.73	-1.233	0.074	0.950

El proceso de calibración descrito permite hacer una mejora del modelo de cloro en la red mediante un proceso de calibración incluida en la metodología para finalmente alcanzar un calibrado óptimo de la red.

Uno de los aspectos importantes para lograr una aportación adecuada de la propuesta es la consideración del agrupamiento de tuberías de diámetro y rugosidad para la obtención de k_w óptimo. De esta forma, se mantiene la diversidad de búsqueda objetiva y necesaria de la red, evitando un gran número de combinaciones no necesarias de valores de k_w . Con esto se tiene una búsqueda más objetiva y enfocada a mostrar

resultados con bajo número de individuos discretizados que favorezcan la fidelidad de la calibración, como se demostró en la Tabla 2. Aplicar esta técnica a una red real, como la SF812, implicó no trabajar con un gran número de individuos debido a la gran cantidad de tuberías que tiene dicho sector; su esqueletización alcanzó un valor de 1 070 tuberías. Al agrupar las tuberías, se trabajó solo con 30 valores de k_w a optimizar, alcanzando resultados adecuados.

La función de aptitud propuesta es novedosa y se basa en una función sigmoide. Ello aporta para esta línea de investigación mediante la inclusión de un coeficiente de frontera para la distinción de individuos que obtengan un valor alto de función de aptitud respecto de aquellos que presenten valores bajos. En el rango de los valores bajos, su progresión es lenta al inicio de la técnica heurística, por lo que en las primeras generaciones se evita que se alcancen mínimos locales, como es el caso de las funciones lineales. Posteriormente, con el paso de las generaciones, cuando los individuos van alcanzando valores adecuados de función de aptitud, su progresión es más acelerada.

De forma conjunta, la aportación de esta propuesta de investigación representa un proceso de calibración de modelos de calidad del agua, en este caso aplicado para el sector de la red SF812, que es de suma importancia para el organismo operador para mejorar la cloración del agua en Guanajuato. Con este modelo calibrado se pueden llevar a cabo propuestas de mejora operativa mediante los resultados de las simulaciones, al tener conocimiento del decaimiento del desinfectante dentro de la red. Por ejemplo, en la Figura 13 se muestran las concentraciones de cloro dentro de la red del SF812 en la hora de menor consumo (tiempo de residencia alto), observando que existen zonas

donde se pueden optimizar las concentraciones: disminuyéndola al comienzo de la red y aumentándola en zonas con poca recirculación de agua. Esto podría realizarse implementando estaciones de reinyección de cloro en algún punto de la red.

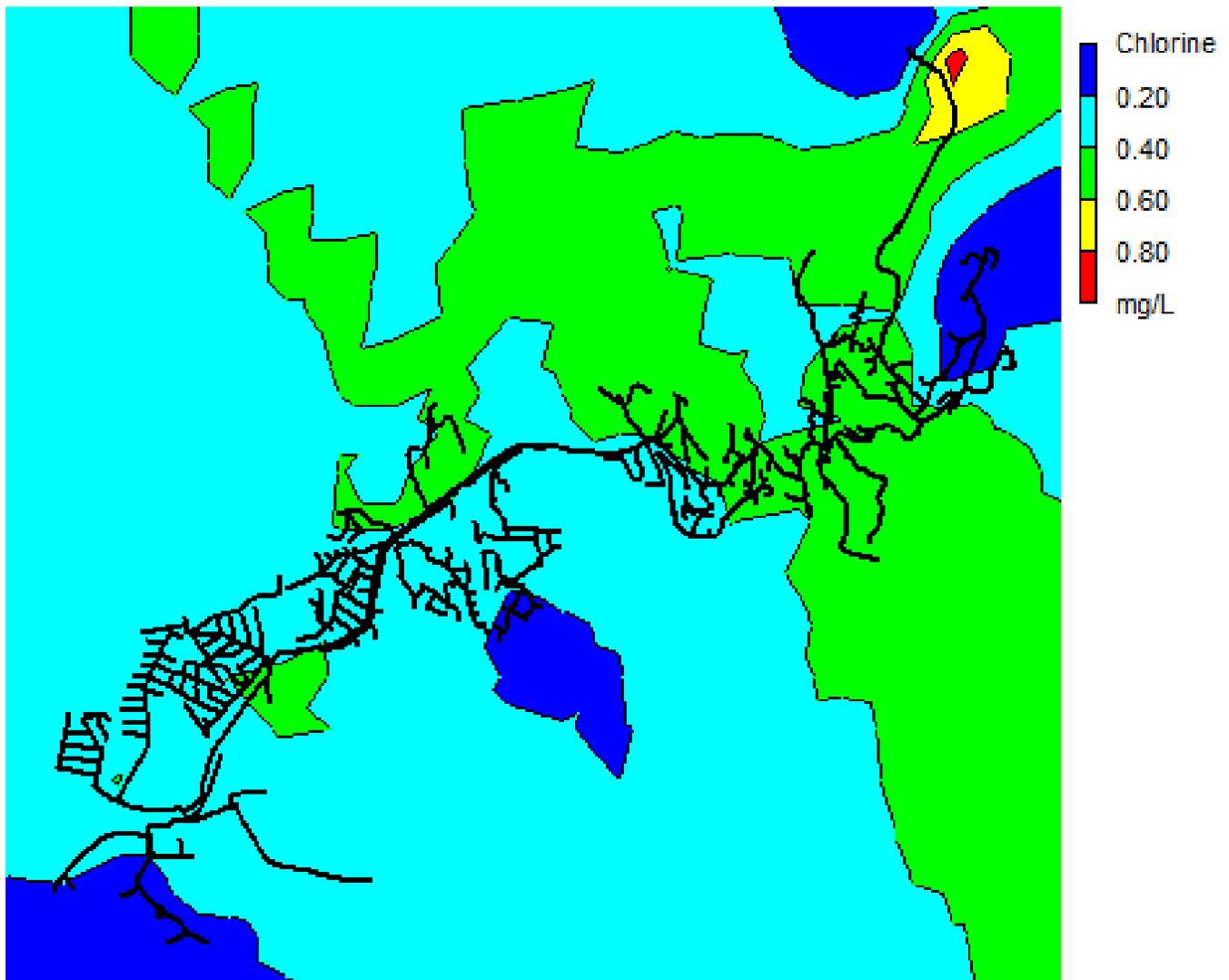


Figura 13. Concentraciones de cloro en el SF812 en la hora de menor consumo.

Discusión

El coeficiente k_b se encuentra dentro del rango encontrado por otros autores. En este caso, indica un rápido decaimiento del cloro debido a una gran cantidad de compuestos reductores. La red se abastece de fuentes superficiales y se localiza en una zona minera importante (Servicio Geológico Mexicano, 2018), por lo que metales y otras sustancias son arrastrados por la cuenca hasta las presas, además de la materia orgánica que es común en este tipo de fuentes (Valdez, 1994). Lo anterior contribuye a que el valor de k_b sea alto y a que no se mantenga constante en todos los meses del año. En el presente trabajo se empleó una ecuación de primer orden, por lo que en futuros proyectos se deberán considerar ecuaciones que consideren tanto la temperatura como el carbono orgánico total dentro del agua.

Asimismo, existe una relación al incremento de los valores en el coeficiente k_b debido a un aumento en la temperatura. Sin embargo, fue posible detectar valores de k_b altos en muestreos en temperatura baja debido a la reducción de la inyección de cloro por aspectos operacionales del sistema de abastecimiento; se corroboró que para concentraciones bajas de cloro, el coeficiente de k_b presenta valores elevados.

La inyección inicial de cloro es uno de los parámetros que más afectan a la calibración del modelo. En la presente investigación se monitoreó la concentración de cloro que se inyectó a la red SF812 por 51 días; se constató que además de la concentración constante que se realiza en la última etapa de la potabilización, se ve afectada por el tiempo de

permanencia y la temperatura variable que tiene el agua dentro del tanque de abastecimiento posterior a la potabilización. Se pudo obtener un patrón de concentración inyectado a la red, el cual fue variable y que finalmente, al incluirlo en la última etapa de la calibración, se mejoró en el modelo definitivo. Se verificó que en una mayor concentración en la inyección, el modelo sobreestima la concentración en los nodos más cercanos y que cuando se tiene una menor concentración afecta a gran parte del modelo, obteniendo concentraciones de cloro por debajo de los valores muestreados.

Los puntos de muestreo para obtener mediciones locales del cloro libre residual en diversos sitios de la red se deben plantear de manera que sean muestreos rápidos, prácticos, que puedan realizarse de manera fácil y sin interrumpir el suministro de agua; para ello hay que hacer una selección de los sitios que sean característicos de zonas de alto consumo, puntos alejados de la fuente y en zonas con tiempos de residencia del agua altos. Una buena ayuda para ello es el propio modelo hidráulico de la red, calibrado en periodo extendido en Epanet, para verificar tiempos de residencia altos y con ello tener la representatividad de la concentración en dichos sitios y en momentos específicos del día. En el trabajo de campo se alcanzó un muestro del 2.85 % dentro de la recomendación de la AWWA para la calibración de modelos de calidad.

Los valores de k_w suelen estar inversamente relacionado con el diámetro y coeficiente de rugosidad de las tuberías (Vasconcelos *et al.*, 1997), lo cual no ocurre con todos los k_w que dan solución al modelo del SF812 (Tabla 9). Los coeficientes k_w propuestos por el CCKwDyR representan una solución matemática válida, pero no necesariamente corresponden a la tasa de reacción real del cloro con las paredes de las

tuberías e incluso a la biopelícula dentro de ésta. Como alternativa para mejorar aún más el modelo se podría implementar una función de aptitud que considere dicho aspecto y premie a los individuos que cumplan esta condición, y/o castigue a aquellos que no las cumplan.

El error absoluto promedio alcanzado de 0.080 mg/l y la correlación de 0.816 obtenidos indican que el modelo de calidad representa el decaimiento de cloro de forma adecuada, pues están en el rango de valores obtenidos en trabajos similares anteriormente realizados. Estos valores podrían mejorar si se reducen los posibles errores humanos al momento de efectuar el muestreo, para lo cual convendría medir más de una vez en cada punto de monitoreo elegido. También podría ayudar un muestreo de datos continuo en los sitios de monitoreo, aunque vale recordar que es más importante la correcta distribución de los puntos elegidos para el muestreo, tal como lo muestran las últimas cuatro pruebas del análisis de sensibilidad.

El modelo de calidad obtenido le da a SIMAPAG una buena representación de las concentraciones de cloro en el SF812. Implementar este tipo de modelos resulta una alternativa viable para cualquier organismo operador que busque verificar las concentraciones de cloro dentro y de la norma, y optimizar el uso de cloro en la red.

Conclusiones

Con la implementación del CCKwDyR fue posible calibrar el modelo de calidad de agua del SF812. Se describió una metodología para lograr una correcta calibración e identificar los parámetros que lo hacen más sensible, a los cuales se les debe prestar mayor atención al momento de determinar su valor y con ello mejorar los resultados de simulación.

El modelo calibrado representa una herramienta valiosa para los organismos operadores como SIMAPAG, pudiendo analizar los efectos de modificar la operación de la red sin necesidad de comprometer la calidad del agua (en los casos en los que dichas modificaciones pudieran afectar negativamente la calidad del agua; por ejemplo, por ajustes en la inyección de forma arbitraria o “ensayo y error”).

La implementación del CCKwDyR para calibrar modelos de calidad de agua a través de los coeficientes k_w resulta efectiva si se determina con suficiente precisión el valor de parámetros necesarios: la inyección inicial de cloro, el coeficiente k_b , el modelo hidráulico calibrado, así como un muestreo estratégico de las concentraciones en la red.

Los coeficientes k_w calibrados por el CCKwDyR son principalmente una solución matemática para calibrar el modelo de calidad. Dichos valores no necesariamente funcionarían para tuberías con diámetro y rugosidad similares, ya que en la tasa de decaimiento del cloro intervienen además factores como la velocidad y dirección del flujo, sustancias presentes en el agua, etcétera.

Conviene tener registro de la cantidad de cloro que se inyecta a la red cada hora, considerando posibles variaciones debidas a un consumo elevado de agua, ya que este parámetro influye mucho en la modelación.

En caso de abastecerse de fuentes superficiales, en las cuales la cantidad de compuestos reductores es muy variable, conviene llevar a cabo pruebas de frasco constantemente para verificar que el coeficiente k_b siga representando de forma correcta la tasa de decaimiento del cloro.

Es muy importante hacer los muestreos en campo siguiendo las indicaciones y recomendaciones establecidas tanto por las normas oficiales, el organismo operador, la comisión reguladora (en México, Conagua) como por el fabricante del instrumento de medición utilizado, pues un nodo muestreado con mucha imprecisión afecta de modo grave a toda la calibración, principalmente a la correlación.

El muestreo en campo, la prueba de frasco y la medición de la inyección de cloro se deben realizar el mismo día o al menos en días cercanos entre sí, evitando que las concentraciones muestreadas se deban a tasas de decaimiento diferentes y que esto genere errores en la calibración del modelo.

Agradecimientos

Agradecimientos a la Dirección de Operación Hidráulica y a sus Departamentos de Redes de Distribución y de Plantas Potabilizadoras de SIMAPAG, en especial al Ing. Miguel Molina y al personal que está a cargo, que hicieron posible este trabajo. Se agradece al técnico académico Rubén Martínez del Departamento de Ingeniería Geomática e Hidráulica de la

Universidad de Guanajuato por el apoyo en el mantenimiento de los equipos de medición.

Referencias

Angeloudis, A., Stoesser, T., & Falconer, R. A. (2014). Predicting the disinfection efficiency range in chlorine contact tanks through a CFD-based approach. *Water Research*, 60, 118-129. DOI: 10.1016/j.watres.2014.04.037

Alcocer-Yamanaka, V., Tzatchkov, V., & Cortés, F. (2004). Modelos de calidad del agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(2), 77-88. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1001>

AWWA, American Water Works Association. (2017). *Computer modeling of water distribution systems*. AWWA Engineering Computer Applications Committee. Recuperado de <https://www.awwa.org/Portals/0/files/publications/documents/M32LookInside.pdf>

Baños-Caballero, D. (2016). *Modelado y simulación de la calidad de agua en una red de abastecimiento municipal: implementación y validación en el municipio de Alcantarilla* (trabajo fin de máster), Universidad Politécnica de Cartagena, Cartagena, Colombia. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10317/5731>

Beasley, D., Bull, D. R., & Martin, R. R. (1993). An overview of genetic algorithms: Part 1, fundamentals. *University Computing*, 15(2), 56-69. Recuperado de https://orca.cardiff.ac.uk/64436/1/ga_overview1.pdf

- Conagua, Comisión Nacional del Agua. (2016). Modelación hidráulica y de calidad del agua en redes de distribución. En: *Manual de agua potable, alcantarillado y saneamiento*. México, DF, México: Comisión Nacional del Agua. Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/biblioteca-digital-de-mapas>
- Díaz-Arévalo, J. L., Izquierdo-Sebastián, J., López-Jiménez, P. A., & Pérez-García, R. (2004). Métodos de análisis de datos. En: Díaz-Arévalo, J. L., Izquierdo-Sebastián, J., López-Jiménez, P. A., & Pérez-García, R. *Métodos de análisis inteligente de datos* (pp. 1-70). Valencia, España: Grupo Multidisciplinar de Modelación de Fluidos, Universidad Politécnica de Valencia.
- Díaz-Duque, O. R. (2015). *Calibración de modelos de calidad del agua en redes de distribución* (Master's thesis), Universidad de los Andes, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.uniandes.edu.co/bitstream/handle/1992/13382/u722222.pdf?sequence=1>
- Eliades, D. G., Kyriakou, M., Vrachimis, S., & Polycarpou, M. M. (November, 2016). EPANET-MATLAB Toolkit: An open-source software for interfacing EPANET with MATLAB. *Procedures of the 14th International Conference on Computing and Control for the Water Industry (CCWI)*, 8. DOI: 10.5281/zenodo.831493
- Elshorbagy, W. E., Abu-Qdais, H., & Elsheamy, M. K. (2000). Simulation of THM species in water distribution systems. *Water Research*, 34(13), 3431-3439.

- Fisher, I., Kastl, G., & Sathasivan, A. (2012). A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems. *Water Research*, 46(10), 3293-3303. DOI: 10.1016/j.watres.2012.03.017
- García-Ávila, F., Sánchez-Alvarracín, C., Cadme-Galabay, M., Conchado-Martínez, J., García-Mera, G., & Zhindón-Arévalo, C. (2020). Relationship between chlorine decay and temperature in the drinking water. *MethodsX*, 7, 101002. DOI: 10.1016/j.mex.2020.101002
- Geng, B., Fan, J., Shi, M., Zhang, S., & Li, J. (2022). Control of maximum water age based on total chlorine decay in secondary water supply system. *Chemosphere*, 287, 132198. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.132198
- Gestal, M., Rivero, D., Rabuñal, J. R., Dorado, J., & Pazos, A. (2010). *Introducción a los algoritmos genéticos y la programación genética*. La Coruña, España: Universidade da Coruña.
- Goldberg, D. E. (2002). *The design of innovation: Lessons from and for competent genetic algorithms*. Berlin, Germany: Springer Science & Business Media.
- Hernández-Cervantes, D. (2015). *Algoritmos genéticos para la ubicación óptima de estaciones de reinyección de cloro en redes de abastecimiento de agua potable* (tesis de licenciatura), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.

Hernández-Cervantes, D., Mora-Rodríguez, J., Delgado-Galván, X., Ortiz-Medel, J., & Jiménez-Magaña, M. R. (2016). Optimal use of chlorine in water distribution networks based on specific locations of booster chlorination: Analyzing conditions in Mexico. *Water Science and Technology: Water Supply*, 16(2), 493-505. DOI: 10.2166/ws.2015.161

Hernández-Cervantes, D. (2021). *Desarrollo de modelo de mezcla en cruceros de redes de agua potable y su aplicación en EPANET* (tesis doctoral), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.

Holland, J. (1975). *Adaptation in natural and artificial systems*. Ann Arbor, USA: University of Michigan Press. Republished by the MIT Press, 1992. Recuperado de <https://www.proquest.com/openview/c78067a39019fb29daf134cf5dfbb2d6/1?pq-origsite=gscholar&cbl=30748>

Hua, P., Gao, Q., Wang, Z., Jiang, S., De Oliveira, K. R. F., & Macedo, D. O. (2021). Modeling and elucidation the effects of iron deposits on chlorine decay and trihalomethane formation in drinking water distribution system. *Water Research*, 207, 117804. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117804

Hua, P., Vasyukova, E., & Uhl, W. (2015). A variable reaction rate model for chlorine decay in drinking water due to the reaction with dissolved organic matter. *Water Research*, 75, 109-122. DOI: 10.1016/j.watres.2015.01.037

MATLAB. (2016). *Version 9.0.1 (R2016a)*. Natick, USA: The MathWorks Inc.

- Minaee, R., Afsharina, M., Moghaddam, A., Ebrahimi, A., Askarishahi, M., & Mokhtari, M. (2019). Calibration of water quality model for distribution networks using genetic algorithm, particle swarm optimization, and hybrid methods. *MethodsX*, 6, 540-548. DOI: 10.1016/j.mex.2019.03.008
- Monteiro, L., Figueiredo, D., Dias, S., Freitas, R., Covas, D., Menaia, J., & Coelho, S. (2014). Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX. *Procedia Engineering*, 70, 1192-1200. DOI: 10.1016/j.proeng.2014.02.132
- Munavalli, G., Kumar, M., & Kulkarni, M. (2009). Wall decay of chlorine in water distribution system. *Journal of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 58(5), 316-326. DOI: 10.2166/aqua.2009.048
- NOM-127-SSA1-1994. (1994). *Salud ambiental. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización*. México, DF, México: Diario Oficial de la Federación. Recuperado de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/110534/NOM_127_SSA1_1994.pdf
- Nouiri, I. (2017). Optimal design and management of chlorination in drinking water networks: A multi-objective approach using genetic algorithms and the Pareto optimality concept. *Applied Water Science*, 7(7), 3527-3538. DOI: 10.1007/s13201-017-0620-7
- Nouiri, I., & Lebdi, F. (2006). Algorithme génétique (AG) pour le choix optimal des stations d'appoint de chlore sur les réseaux d'eau potable. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 19(1), 47-55. DOI: 10.7202/012596ar

- Ozdemir, O. N., & Erkan-Ucaner, M. (2005). Success of booster chlorination for water supply networks with genetic algorithms. *Journal of Hydraulic Research*, 43(3), 267-275. DOI: 10.1080/00221680509500121
- Pineda-Sandoval, J. (2020). *Validación del modelo de optimización de cloro en redes de agua potable* (tesis de maestría), Universidad de Guanajuato, Guanajuato, México.
- Rossman, L. A. (2001). *EPANET 2: Manual de usuario*. Cincinnati, USA: US Environmental Protection Agency. Recuperado de https://epanet22.readthedocs.io/_/downloads/en/latest/pdf/
- Saldarriaga, J., Hernández, X. M., Prieto, C., Jurado, M., Gacharná, S., & Páez, D. (2014). Localización de puntos de monitoreo de calidad de agua en sistemas de distribución. *Tecnología y ciencias del agua*, 5(2), 39-53. Recuperado de <https://www.revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/463>
- Servicio Geológico Mexicano. (Diciembre, 2018). *Panorama minero del estado de Guanajuato*. Recuperado de <http://www.sgm.gob.mx/pdfs/GUANAJUATO.pdf>
- Tzatchkov, V., Alcocer-Yamanaka, V., & Cortés, F. (2004). Decaimiento del cloro por reacción con el agua en redes de distribución. *Ingeniería Hidráulica en México*, 19(1), 41-51. Recuperado de <https://revistatyca.org.mx/index.php/tyca/article/view/1007>
- Valdez, E. C. (1994). *Abastecimiento de agua potable*. México, DF, México: Universidad Nacional Autónoma de México.

- Vasconcelos, J., Rossman, L., Grayman, W., Boulos, P., & Clark, R. (1997). Kinetics of chlorine decay. *Journal-American Water Works Association*, 89(7), 54-65. DOI: 10.1002/j.1551-8833.1997.tb08259.x
- Zhang, G. R., Kiene, L., Wable, O., Chan, U. S., & Duguet, J. P. (1992). Modelling of chlorine residual in the water distribution network of Macao. *Environmental Technology*, 13(10), 937-946.
- Zhong, D., Feng, W., Ma, W., Ma, J., Du, X., & Zhou, Z. (2021). A variable parabolic reaction coefficient model for chlorine decay in bulk water. *Water Research*, 201, 117302. DOI: 10.1016/j.watres.2021.117302