

Análisis de sensibilidad en la generación de sulfuros en redes de saneamiento. Caso de la ciudad de Murcia

Juan T. García^a, David Ruiz-Martínez^a, Antonio Vigueras-Rodríguez^a, Luis G. Castillo^a, José M. Carrillo^a, Pedro D. Martínez Solano^b y Simón Nevado Santos^b

^a Grupo Hidr@m, Departamento de Ingeniería Civil. Universidad Politécnica de Cartagena, Paso Alfonso XIII, 52, 30203, Cartagena, España; juan.gbermejo@upct.es; davidruizmartinez@outlook.es; avigueras.rodriguez@upct.es; luis.castillo@upct.es; jose.carrillo@upct.es.

^b Empresa Municipal de Aguas y Saneamiento de Murcia S.A., Plaza Circular 9, Murcia, España; pdmartinez@emuasa.es; snevado@emuasa.es.

Línea temática C | Agua y ciudad

RESUMEN

El control de los sulfuros que se generan en las redes de saneamiento se está convirtiendo en una de las principales preocupaciones en la gestión de las mismas. Este trabajo presenta una campaña experimental en campo en dos puntos de la red de saneamiento de la ciudad de Murcia. Se han realizado medidas de sulfuros disueltos en el agua residual, y de ácido sulfhídrico en la atmósfera del colector. Se ha ajustado un modelo empírico para la generación y salida a la atmósfera del colector de los sulfuros. Desde un punto de vista estadístico, se han analizado las variables con influencia en dichos procesos y se ha propuesto una regresión lineal múltiple para el cálculo del ácido sulfhídrico en la atmósfera del colector. El trabajo se ha completado con un análisis de sensibilidad. El objetivo es conocer el comportamiento del ácido sulfhídrico en las redes de saneamiento.

Palabras clave | Red de saneamiento; sulfuros; ácido sulfhídrico; modelo empírico; regresión lineal múltiple; análisis de sensibilidad.

INTRODUCCIÓN

El ácido sulfhídrico, H_2S , es un gas que se genera en las aguas residuales debido a la reducción del sulfato a sulfuro, como consecuencia de la falta de oxígeno (condiciones anaerobias). En el proceso de reducción del sulfato se generan mayoritariamente los compuestos H_2S , HS^- y S^{2-} , que conforman los denominados sulfuros y que están en equilibrio en función del pH (U.S. EPA, 1985). El H_2S tiene una baja solubilidad en el agua, y por efecto de la turbulencia, se libera a la atmósfera de las conducciones en concentraciones nocivas para las personas que trabajan en las redes de saneamiento. Además, provoca importantes quejas por malos olores cuando dicho gas alcanza la superficie de las calles. Otro problema importante se debe a la formación de ácido sulfúrico que favorece la degradación de los colectores de hormigón tanto por neutralizar la alcalinidad del hormigón, disolviéndola y lixiviándola, como por la formación de sales expansivas. A esto se añade la corrosión del hierro en el caso de conducciones de hormigón armado. En la Figura 1 se puede ver una conducción que sufre dicho fenómeno de degradación en la ciudad de Murcia. De esta forma, conocer la concentración de sulfhídrico existente en el interior de las redes de saneamiento, así como su control y disminución, se ha convertido hoy en día en uno de las principales preocupaciones en la gestión de los sistemas de saneamiento (García et al., 2017a).

A priori, algunos de los principales factores que influyen en la formación de los sulfuros en el agua residual a su paso por las redes de saneamiento son: - la carga orgánica transportada por el agua en tiempo seco (DBO_5); - la temperatura ambiente y del agua residual; - el tiempo de retención hidráulica (TRH); así como las condiciones hidráulicas de los caudales transportados, como su velocidad, perímetro mojado o el porcentaje de llenado de la conducción.

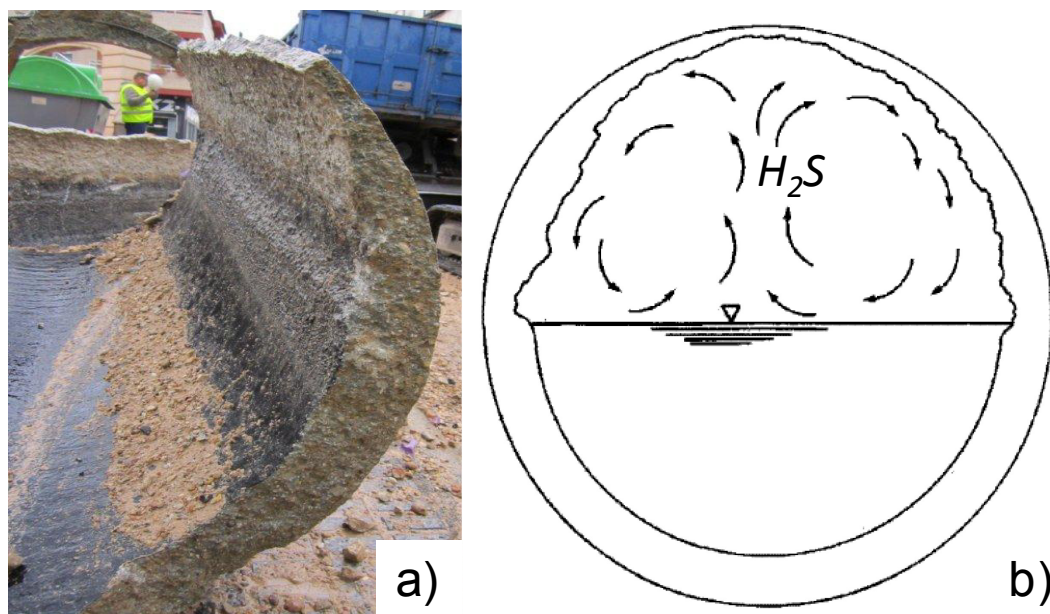


Figura 1 | a) Vista de la degradación en colector Javalí Nuevo C/Corredera (Murcia). b) Detalle de conducción degradada como consecuencia de la acción del ácido sulfhídrico recogido en U.S. EPA (1985).

Para predecir las concentraciones de sulfuros, tanto disueltos como en la atmósfera del colector, así como el oxígeno disuelto, se emplean modelos de simulación de tipo determinístico, basados en las ecuaciones de balance de masas propuestas por los modelos de la IWA y que requieren el conocimiento de un elevado número de parámetros, como es el caso del modelo WATS (Hvitved-Jacobsen et al., 2013). Por otro lado, los modelos empíricos, con un menor número de parámetros, plantean también un balance que se basa en diversos factores, como la carga contaminante y las condiciones hidráulicas de los caudales transportados, alcanzando, en algunos casos, una aproximación suficiente a los valores medidos en campo (Matos y De Sousa, 1992).

Durante los meses de septiembre a noviembre de 2016 se llevó a cabo una campaña de toma de muestras en diversos puntos de la red donde se caracterizaban los sulfuros disueltos en el agua residual, mediante kits colorimétricos, así como el sulfhídrico existente en la atmósfera del colector, mediante un medidor en continuo de sulfhídrico. A la vez, se colocaba una sonda multiparamétrica sumergida que permitía la medición de parámetros como: el oxígeno disuelto (*OD*), los sólidos totales disueltos (*TDS*), el potencial redox, el pH, la conductividad, y la temperatura del agua residual.

A partir de las medidas de campo, en el presente trabajo se comprueba el ajuste entre los valores medidos, y los calculados mediante un modelo empírico como el presentado por Matos y De Sousa (1992) que toma algunas ecuaciones de otros modelos empíricos clásico en este campo (Pomeroy, 1959; U.S. EPA, 1974; Pomeroy y Parkhurst, 1977). Para ello se hace uso de los resultados del modelo hidráulico calibrado que dispone la Empresa Municipal de Agua y saneamiento de Murcia (EMUASA). A continuación, se realiza un análisis estadístico para estudiar las variables con mayor influencia en la concentración de ácido sulfhídrico en la atmósfera de los colectores mediante correlaciones bivariadas y realizar un análisis de componentes principales (ACP). Elegidas una serie de variables, se ajusta una regresión lineal múltiple que permite calcular la concentración de dicho gas en la atmósfera de los colectores. Por último, se estudia la sensibilidad del ajuste propuesto respecto a las variables elegidas (Hall et al., 2009).

MATERIALES Y MÉTODOS

Red de saneamiento de la ciudad de Murcia

El sistema de saneamiento del término municipal de Murcia es unitario con una longitud aproximada de 1597 km. Se trata de una red que se encuentra ubicada en el valle aluvial del río Segura, disponiendo de pendientes bajas, lo que hace necesario disponer de más de 180 elevaciones. La empresa Municipal de Agua y Saneamiento de Murcia (EMUASA) opera dicha red, y para ello se apoya en un modelo hidráulico calibrado que permite su caracterización a lo largo del tiempo y para diversos caudales, tanto en el tiempo seco como durante un episodio de lluvia (García et al., 2017b). La red dispone de sensores que registran diversos datos que se envían y trazan continuamente a través de un sistema SCADA. Entre otros cabe nombrar medidores de nivel de agua con sensores ultrasónicos Endress + Hauser FMR50. En diversos puntos se registra la turbidez mediante un turbidímetro nefelométrico infrarrojo Endress + Hauser CUS 42 que mide a una longitud de onda de 880 nm de acuerdo con la norma NF EN 27027.

La campaña experimental en campo se ha realizado en dos puntos concretos de la red de saneamiento de la ciudad de Murcia, denominados Zarandona y La Venta. Se trata de dos puntos situados en la zona media y final de la red de saneamiento previo a su descarga en la EDAR de Murcia Este (Figura 2). En el primero, la conducción es un túnel hecho con dovelas de hormigón armado de 2.80 m de diámetro y pendiente aproximada de 0.002 m/m. En el caso de La Venta se encuentra en el denominado colector de la margen izquierda de 2.00 m de diámetro y de pendiente aproximada de 0.002 m/m, situado cerca de la entrada a la planta de tratamiento.

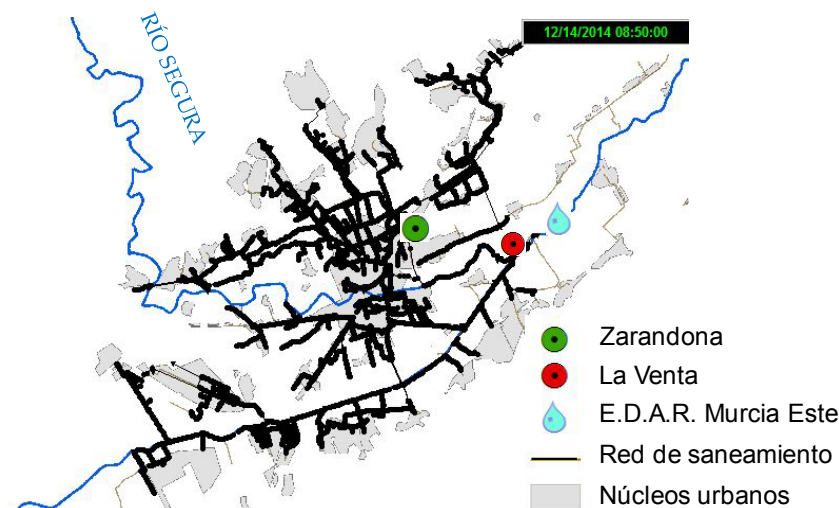


Figura 2 | Vista de la situación de los puntos de monitorización de sulfuros en la red de saneamiento de la ciudad de Murcia.

Previa a la campaña experimental, en los puntos de Zarandona y La Venta se ha recopilado la información relativa a: caudal circulante en tiempo seco, tiempo de retención hidráulico del agua en la red (*TRH*), temperatura del agua en el colector, y la curva de demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (*DBO₅*) circulante por la red a lo largo del día de acuerdo a diversas mediciones y a otros trabajos realizados (Espín, 2016). En la Figura 3 se presentan las curvas diarias de dichas variables que se utilizarán posteriormente al aplicar tanto el modelo empírico como el análisis estadístico.

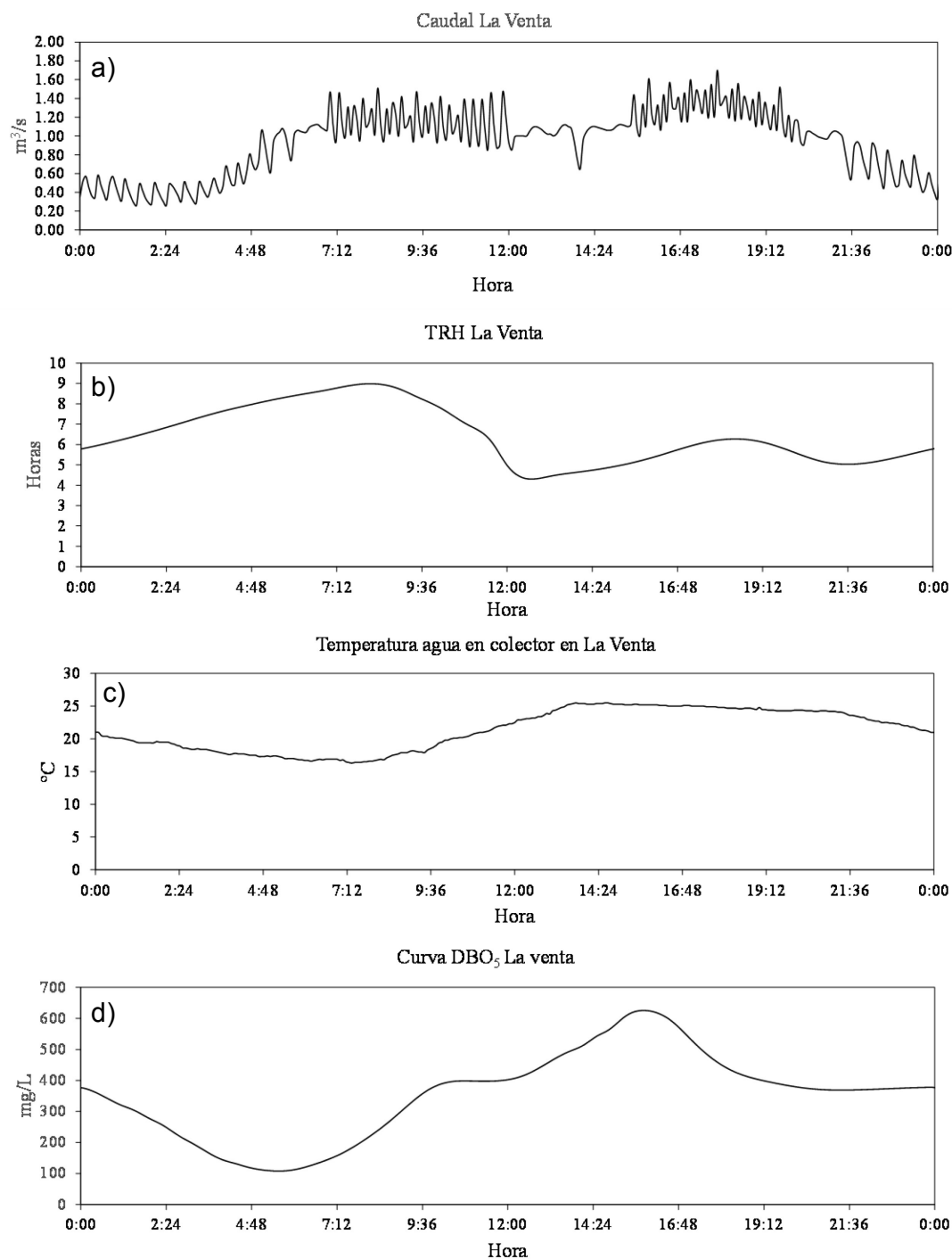


Figura 3 | a) Curva diaria de caudal en La Venta; b) Tiempo de retención hidráulica del agua en la red (*TRH*) a lo largo del día en La Venta; c) Temperatura del agua residual en el interior del colector medida en La Venta; d) Evolución a lo largo del día en tiempo seco de la demanda bioquímica de oxígeno (*DBO₅*) en el agua residual en La Venta.

Monitorización de la red de saneamiento

La campaña experimental llevada a cabo en los puntos de Zarandona y La Venta tuvo lugar en el periodo de septiembre a noviembre de 2016. Consistió en la toma de muestras del agua residual sobre las que se cuantificaba el contenido total de sulfuros solubles en ácido a partir de la metodología del azul de metileno. Los sulfuros reaccionan con dimetil p-fenilendiamina en presencia de cloruro férrico para producir azul de metileno. Para ello se han utilizado los kits colorimétricos de CHEMetrics® (USEPA, 1998). En la Figura 4a se puede observar la tonalidad azul adquirida por una muestra que se compara con un patrón para determinar el total de sulfuros disueltos. Los resultados se expresan en mg/L de sulfuros. La campaña de muestras puntual se llevó a cabo siempre en horario de 10:00 a 14:00 horas.

En la zona de medida se dispusieron además dos sondas multiparamétricas HANNA HI 9828, que caracterizan diversas propiedades fisicoquímicas y eléctricas de las aguas residuales como el oxígeno disuelto en el agua residual, el potencial de oxidación-reducción (ORP), la conductividad eléctrica (EC), la temperatura (T), el grado de acidez o basicidad (pH) y los sólidos totales disueltos (TDS) en ambos puntos. Como se puede ver en la Figura 4b las sondas se sumergen en el agua residual que circula por la tubería protegiéndolas con una malla de acero inoxidable que permitía el paso del agua. La medida del oxígeno disuelto inferior a 0.5 mg/L es un indicador de que las condiciones anaerobias empiezan a gobernar las reacciones en el seno del agua residual. En general los valores medidos fueron inferiores a 0.1 mg/L.

En los pozos de registro cercanos a la zona de medida se dispusieron dos medidores en continuo de ácido sulfhídrico en la atmósfera de los colectores Odalog modelo LL-H2S-0-1000 con rango de medida de 0-1000 ppm y con resolución de 1 ppm. Dichos equipos tienen una autonomía en cuanto a su batería de más de 20 días y disponen en su interior de un data logger que en función de la periodicidad de los valores registrados alcanza también varios días. El equipo registra también la temperatura en la atmósfera del colector. En el presente estudio se registró una medida cada 5 minutos. La Figura 4c muestra el equipo Odalog para la medición en la atmósfera del colector.

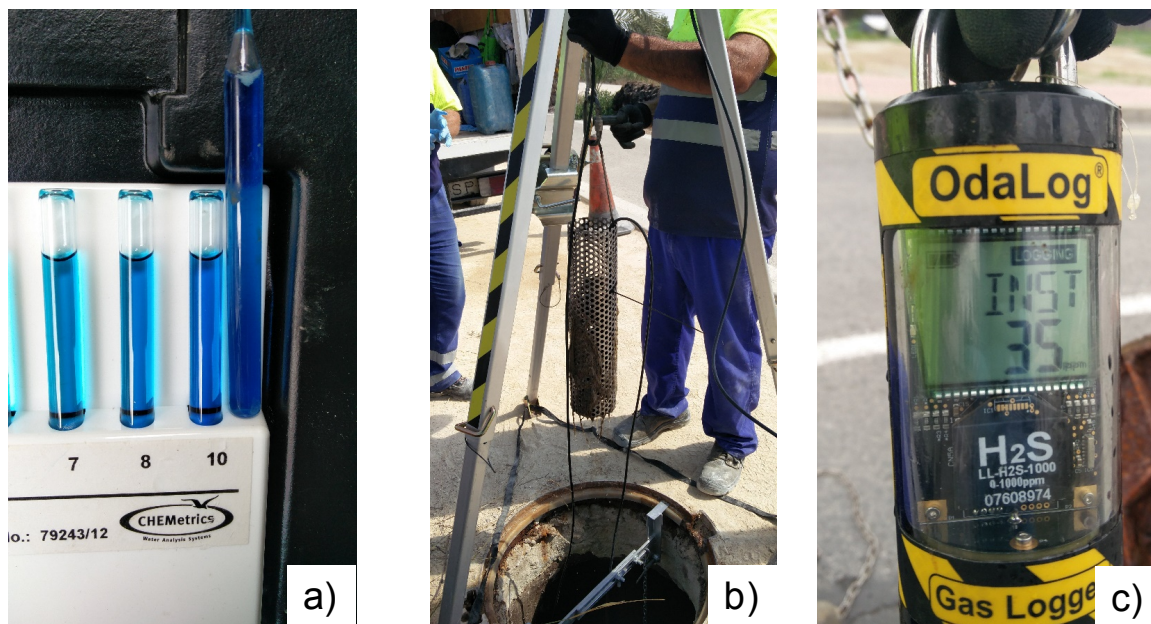


Figura 4 | a) detalle de test colorimétrico de sulfuros en agua residual junto a patrón; b) vista de sonda mutiparamétrica en el interior de reja protectora para su introducción en la red de saneamiento; c) equipo de medición de sulfhídrico en atmósfera y temperatura en atmósfera de colector.

MODELO EMPÍRICO

Base teórica

En el presente trabajo se ha utilizado el modelo empírico propuesto por Matos y De Sousa (1992). Dicho modelo se compone de dos ecuaciones principales. La primera recoge el balance de sulfuros en el agua residual y la segunda recoge el balance de ácido sulfhídrico en la atmósfera del colector. Ambas ecuaciones están acopladas.

$$\frac{d[S]_{aq}}{dt} = \frac{[S]_{generado}}{R_h} - \frac{[S]_{emitido}}{d_m} \quad (1)$$

$$\frac{d[S]_{atm}}{dt} = \frac{[S]_{emitido}}{d_m} V_{liquido} - [S]_{wall} P_{seco} \quad (2)$$

donde:

$$[S]_{generado} = M' EBOD = M' DBO_5 1.07^{T-20} \quad (3)$$

$$[S]_{emitido} = m[S]_{aq} C_A (su)^{3/8} (1-q) \quad (4)$$

$$[S]_{pared} = \frac{D_H C_H (1-f_p)}{T_c} \quad (5)$$

Otras ecuaciones utilizadas son (Matos y Sousa, 1992):

$$C_A = \left(\frac{1 + 0.17u^2}{gd_m} \right) \quad (6)$$

$$q = \left[\frac{C_H}{C_{eq}} \right] \quad (7)$$

$$C_{eq} = (3.79 \times 10^{-5} T^2 + 7.64 \times 10^{-3} T + 0.197) [S]_{aq} \quad (8)$$

$$T_c = \frac{32.8 \nu_{air}}{u_{air} f^{0.5}} \quad (9)$$

donde: $[S]_{aq}$ = sulfuros disueltos en el agua residual simulados (mg/L); $[S]_{generado}$ = sulfuros generados en el perímetro mojado de biofilm (mg/m); $[S]_{emitido}$ = sulfhídrico emitido desde el agua residual a la atmósfera del colector a través de la superficie del agua (mg/m²); $[S]_{atm}$ = sulfhídrico existente simulado en la atmósfera del colector (ppm); $[S]_{pared}$ = sulfhídrico absorbidos por el perímetro seco de la conducción (ppm/m); M' = coeficiente del flujo de generación de sulfuros debido al biofilm (m/h) que adopta valores constantes comprendidos en el rango de $0.32 - 1 \times 10^{-3}$ (U.S. EPA, 1985; Hvitved-Jacobsen et al., 2013); $EBOD$ = demanda biológica de carbono efectiva en función de la temperatura del agua; T = temperatura del agua (°C); m = coeficiente empírico de pérdida de sulfuros por salida a la atmósfera, adopta valores, de más a menos conservativo, de 0.64 a 0.96; C_A = factor de turbulencia; s = pendiente de la línea de energía en (m/m); u = velocidad media del agua (m/s); d_m = calado medio del agua = Superficie mojada/ancho en la superficie libre del agua (m); q = saturación relativa de H_2S en el aire (C_H) respecto a la concentración de equilibrio (C_{eq}), adopta entre un 2 y un 20 % expresado en fracción decimal; T_c = espesor biopelícula sobre perímetro seco de conducción; f_p = grado de colmatación de la biopelícula que rodea al perímetro seco de la

conducción; D_H = difusividad del ácido sulfhídrico a través de la biopelícula asumido constante = $58 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{h}$; u_{air} = velocidad media del aire $\approx 0.65 \text{ u}$ (m/s); ν_{air} = viscosidad cinemática del aire (m^2/s); f = coeficiente de Darcy-Weisbach teniendo en cuenta la rugosidad debida a los sedimentos y al transporte de éstos por el fondo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Simulación modelo empírico en Zarandona y La Venta

Para llevar a cabo la simulación se resuelven las ecuaciones anteriores por diferencias finitas para un intervalo de tiempo de $\Delta t = 5$ minutos y para los puntos de medición correspondientes con Zarandona y La Venta. Para un mejor ajuste a los valores medidos en campo en la Tabla 1 se presentan algunos de los valores tomados respecto a varios de los parámetros del modelo y que están dentro de los rangos propuestos en la bibliografía (U.S. EPA, 1985; Matos y De Sousa, 1992; Hvitved-Jacobsen et al., 2013):

Tabla 1 | Valores adoptados para las variables simuladas en Zarandona y La Venta.

	M'	m	u_{air}/u	s	Diámetro	f_p
	(m/h)	(-)	(-)	(m/m)	(m)	(-)
Zarandona	0.32×10^{-3}	0.96	0.65	0.002	2.80	0.97 - 1.00
La Venta	0.70×10^{-3}	0.96	0.65	0.002	2.00	0.93 - 1.00

A la vista de la tabla anterior, la principal diferencia entre los valores de las variables utilizadas para simular Zarandona y La Venta aparece en el parámetro M' de generación de sulfuros debido al biofilm, al que se le han asignado valores más elevados en la zona de La Venta como consecuencia de que la biopelícula presenta una mayor actividad en vista de los valores puntuales medidos. Además de que la biopelícula en la zona de La Venta posee un mayor desarrollo, la diferencia en este parámetro también puede deberse a que como dichas aguas presentan tiempos de retención hidráulica superiores (2 horas superiores en media) a los de la zona de Zarandona, y se facilita el proceso de hidrólisis de la materia orgánica biodegradables y así su posible uso por parte de los microorganismos anaerobios. En las Figuras 5 y 6 se presentan los resultados de los valores simulados para los sulfuros en el agua residual, $[S]_{aq}$, y los sulfuros en la atmósfera, $[S]_{atm}$, respectivamente, junto con los valores puntuales medidos mediante los kits colorimétricos y las mediciones en continuo en la atmósfera de los colectores a lo largo de diversos días de medición. Respecto a las Figuras 5a y 5b, debido al horario en el que se realizó la campaña sólo se disponen datos en el horario de 10:00 a 14:00 de los valores de sulfuros disueltos, por lo que sería conveniente extender la campaña al resto de horas del día y así poder comprobar de forma más precisa el ajuste de dicha simulación. Para poder ver mejor la evolución de los valores puntuales de ácido sulfhídrico medidos en la atmósfera del colector, en las Figuras 5b y 6b, se ha trazado una curva suavizada. Esta consiste en una curva de media móvil de 20 valores respecto a la original y que se visualiza en color rojo. Comparando los valores simulados con los medidos suavizados se observa cómo, de forma generalizada se marca la tendencia de la evolución del sulfhídrico en el interior de los colectores, aunque en ciertos periodos temporales aparezcan diferencias. En la simulación de los valores de ácido sulfhídrico en atmósfera $[S]_{atm}$, resulta de mucha importancia el parámetro de colmatación de la biopelícula que rodea al perímetro seco de la conducción f_p , dado que regula la extracción de sulfhídrico de la atmósfera del colector para pasar a ser absorbido por la conducción que, a pesar de los elevados valores que adopta ($f_p = 0.93 - 1.00$), absorbe en su totalidad el ácido sulfhídrico que circula por esta. Esta es una simulación simplificada en la que no se considera un modelo de transporte de aire acoplado y donde se considera el sistema equivalente al tramo de estudio.

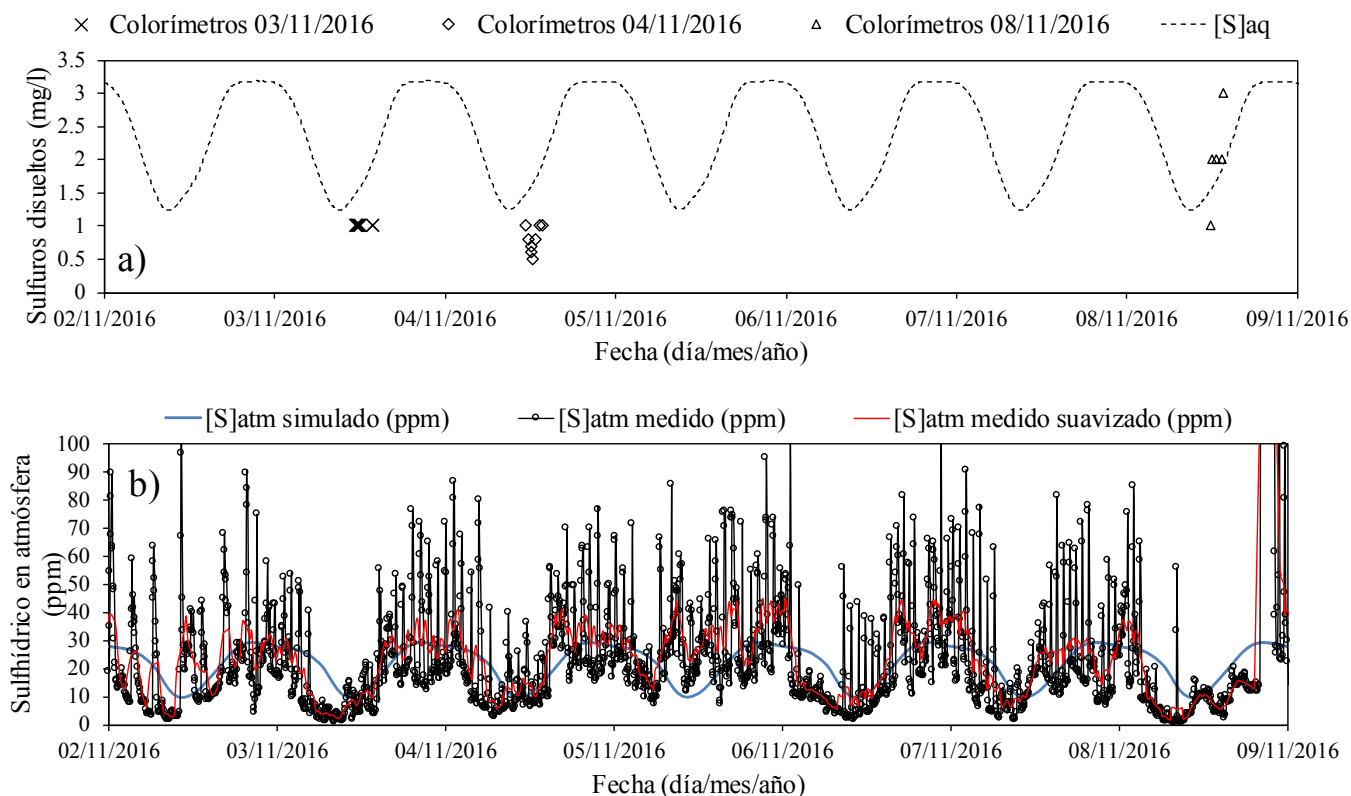


Figura 5 | Valores simulados y medidos en la zona de Zarandona fechas comprendidas entre el 02/11/2016 y el 09/11/2016.

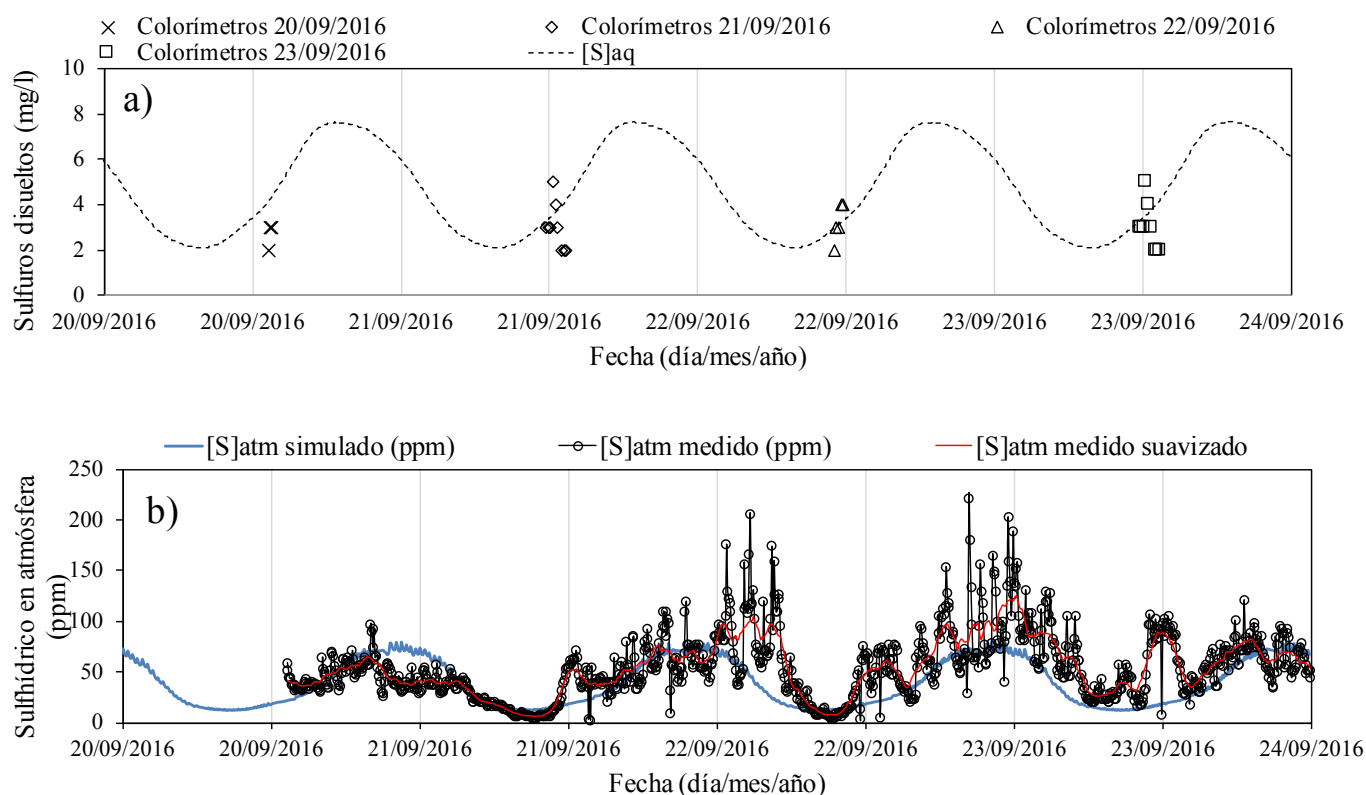


Figura 6 | Valores simulados y medidos en la zona de La Venta fechas comprendidas entre el 20/09/2016 y el 24/09/2016.

Análisis estadístico de los datos

El análisis de los datos presenta en primer lugar los valores de correlación bivariada de Pearson para cada pareja de variables disponibles. Los resultados se pueden apreciar en la Tabla 2. Se observan algunas correlaciones entre variables que van a permitir trazar a posteriori una regresión lineal múltiple, como es el caso de la correlación $R = 0.65$ entre la variable sulfhídrico medido suavizado, $[S]_{suav}$, y el tiempo de retención hidráulico del agua residual en la red, TRH , con un nivel de significación menor de 0.0009. Para los análisis recogidos en el presente apartado se ha hecho uso del software IBM® SPSS® Statistics versión 24.

Tabla 2 | Matriz de correlaciones de Pearson bivariadas entre variable para el punto de medición de La Venta.

	<i>Tatm</i>	<i>Tagua</i>	<i>Q</i>	<i>Calado</i>	<i>U_agua</i>	<i>Vol</i>	<i>TRH</i>	<i>DBO5</i>	$[S]_{aq}$	$[S]_{atm}$	$[S]_{suav}$
<i>Tatm</i>	1.00	-0.23	-0.48	-0.51	-0.53	0.03	0.14	-0.33	0.25	0.55	0.40
<i>Tagua</i>	-0.23	1.00	0.34	0.34	0.34	0.82	-0.71	0.89	0.80	0.43	0.39
<i>Caudal</i>	-0.48	0.34	1.00	0.99	0.98	-0.14	0.01	0.38	0.08	-0.31	-0.32
<i>Calado</i>	-0.51	0.34	0.99	1.00	0.98	-0.15	0.01	0.38	0.07	-0.32	-0.33
<i>U_agua</i>	-0.53	0.34	0.98	0.98	1.00	-0.16	0.00	0.37	0.05	-0.34	-0.34
<i>Vol</i>	0.03	0.82	-0.14	-0.15	-0.16	1.00	-0.76	0.72	0.76	0.62	0.59
<i>TRH</i>	0.14	-0.71	0.01	0.01	0.00	-0.76	1.00	-0.61	-0.57	-0.41	-0.65
<i>DBO5</i>	-0.33	0.89	0.38	0.38	0.37	0.72	-0.61	1.00	0.62	0.22	0.14
$[S]_{aq}$	0.25	0.80	0.08	0.07	0.05	0.76	-0.57	0.62	1.00	0.84	0.64
$[S]_{atm}$	0.55	0.43	-0.31	-0.32	-0.34	0.62	-0.41	0.22	0.84	1.00	0.74
$[S]_{suav}$	0.40	0.39	-0.32	-0.33	-0.34	0.59	-0.65	0.14	0.64	0.74	1.00

donde: T_{atm} es la temperatura del aire en el interior de la conducción ($^{\circ}\text{C}$); T_{agua} la temperatura del agua residual circulando por la conducción ($^{\circ}\text{C}$); Q el caudal circulante por la tubería (m^3/s); *Calado* la altura de la lámina de agua en la conducción; U_{agua} la velocidad del agua en la conducción (m/s); *Vol* el porcentaje de volumen ocupado por el agua respecto al total de la conducción (%); *TRH* el tiempo de retención hidráulica (h); *DBO₅* la demanda bioquímica de oxígeno del agua residual (mg/L); $[S]_{aq}$ la concentración simulada de sulfuros disueltos en el agua residual (mg/L); $[S]_{atm}$ la concentración simulada de ácido sulfhídrico en la atmósfera del colector (ppm); y $[S]_{suav}$ la concentración medida de sulfuros disueltos en el agua residual (mg/L).

Para tratar de complementar la información derivada de la matriz de correlaciones bivariadas, se ha realizado un análisis estadístico de componentes principales (ACP). Se trata de una técnica estadística de síntesis de la información y de reducción de la dimensión (número de variables). Permite definir unas componentes principales que serán una combinación lineal de las variables originales e independientes entre sí. Estos componentes principales tratan de explicar el mayor porcentaje posible de la varianza del conjunto de los datos. A partir de dichos componentes se puede interpretar cómo se agrupan las variables.

La Tabla 3 presenta el análisis de componentes principales para La Venta. Se han elegido 3 componentes principales que explican el 47.15, 33.60 y el 9.71% respectivamente, lo que supone un total de 90.46% de la varianza explicada. En la Tabla 2 aparecen las correlaciones de cada componente principal con cada variable y se han representado solo aquellas con valores de correlación bivariada de Pearson $R > 0.30$. La componente 1 podría referirse al proceso relacionado con la concentración de ácido sulfhídrico en la conducción. A priori, a la vista de los valores de la tabla no se obtienen componentes principales que permitan concluir el uso de unas variables frente a otras con claridad.

Tabla 3 | Matriz de coeficientes de correlación de Pearson (R) entre variables y componentes principales para La Venta.

	Componentes principales		
	1	2	3
<i>Tatm</i>		-0.70	0.58
<i>Tagua</i>	0.86	0.46	
<i>Caudal</i>		0.94	0.30
<i>Calado</i>		0.94	
<i>U_agua</i>		0.95	
<i>Vol</i>	0.95		
<i>TRH</i>	-0.81		
<i>DBO5</i>	0.71	0.55	
<i>[S]_{aq}</i>	0.89		0.37
<i>[S]_{atm}</i>	0.75	-0.39	0.43
<i>[S]_{suav}</i>	0.72	-0.39	

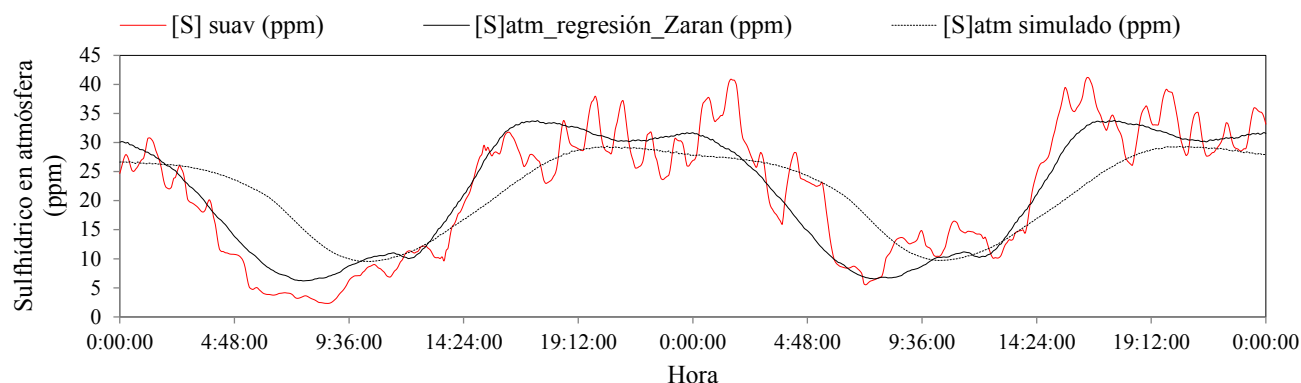
Regresión lineal múltiple

A continuación, y a la vista de los resultados presentados en el apartado anterior, se han elegido una serie de variables para poder ajustar los valores de sulfhídrico medidos en la atmósfera del colector, $[S]_{suav}$, componente cuya concentración a lo largo del tiempo interesa conocer para posibilitar el posterior control del mismo. Las variables seleccionadas finalmente son el porcentaje de volumen ocupado por el agua residual, Vol , el tiempo de retención hidráulico, TRH , la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días, DBO_5 , y el sulfuro disuelto simulado en el agua residual, $[S]_{aq}$, calculado a partir de la Ecuación (1).

$$[S]_{atm_regresión_Zaran} = 0.268Vol + 1.645TRH + 0.037DBO_5 + 12.962[S]_{aq} - 29.807 \quad (10)$$

$$[S]_{atm_regresión_Venta} = 2.248Vol - 10.397TRH - 0.159DBO_5 + 8.809[S]_{aq} + 90.719 \quad (11)$$

En el caso de Zarandona se obtiene un coeficiente de correlación $R^2 = 0.92$ y en el caso de La Venta $R^2 = 0.90$. En las Figura 7 y 8 se presentan los valores obtenidos mediante la regresión lineal, ecuaciones (10) y (11), frente a los valores simulados, ecuaciones (1) a (5), a partir del modelo empírico y los valores medidos en diversos periodos de tiempo. Los datos se representan para 48 horas de medición en Zarandona y La Venta.

**Figura 7** | Ácido sulfhídrico en atmósfera del colector ajustado con regresión lineal, simulado con modelo empírico y medido suavizado con media móvil para la zona Zarandona.

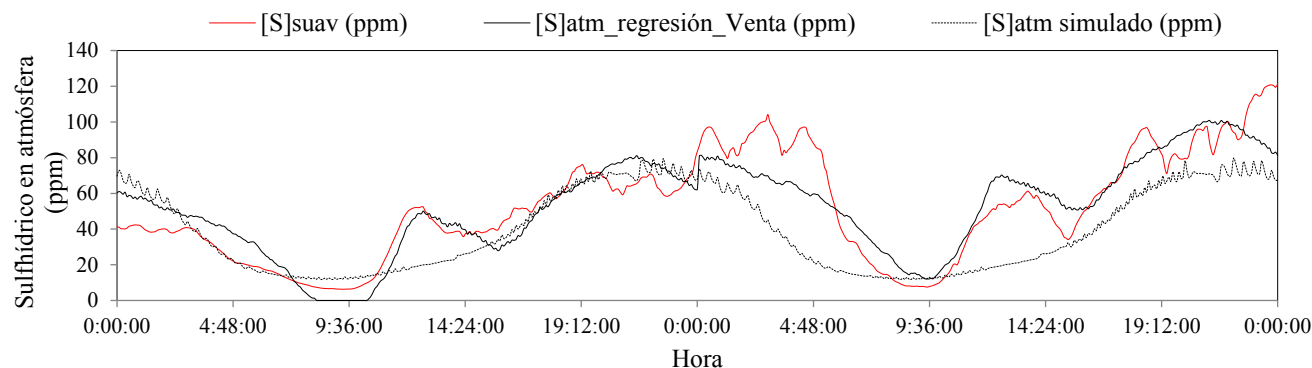


Figura 8 | Ácido sulfhídrico en atmósfera del colector ajustado con regresión lineal, simulado con modelo empírico y medido suavizado con media móvil para la zona de La Venta.

Análisis de sensibilidad de las variables seleccionadas

En el presente apartado se analiza cómo de sensible es cada una de las regresiones lineales múltiples propuestas, ecuaciones (10) y (11), frente a la variación de una de las variables que intervienen en dichas regresiones. Para ello se ha utilizado un índice de sensibilidad, IS , que tiene la siguiente forma:

$$IS = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{[S]_{regresión_Xi} - [S]_{suav}}{[S]_{suav}} \right)}{\frac{X_i - \bar{X}}{\bar{X}}} \quad (12)$$

donde: X_i es el valor adoptado por la variable sobre la que se estudia la sensibilidad. En este trabajo se han utilizado los valores máximos y mínimos de las variables medidas; $\bar{X}$ es la media de los valores adoptados por la variable en cuestión; N es el número de valores para los que se calcula el índice, total de 288 valores – intervalos de 5 minutos en el periodo de 24 horas; $[S]_{regresión_Xi}$ es el valor de sulfhídrico en atmósfera calculado mediante la regresión propuesta una vez se fija el valor de X_i . Dicho índice de sensibilidad se ha calculado para cada una de las variables que conforman la regresión. En la siguiente tabla se presentan los valores mínimos, máximos y medios de cada variable.

Tabla 4 | Valores mínimos, máximos y medios adoptados por las variables utilizadas en la regresión de Zarandona.

	<i>Vol (%)</i>	<i>TRH (h)</i>	<i>DBO5 (mg/l)</i>	<i>[S]aq</i>
X_{Min}	8.36	2.30	75.76	1.23
X_{Max}	17.98	6.99	437.98	3.18
X_{Medio}	14.27	4.45	246.82	2.39

Tabla 5 | Índice de sensibilidad, IS , obtenido para los valores mínimo y máximo de las variables de la regresión en Zarandona.

	<i>Vol</i>	<i>TRH</i>	<i>DBO5</i>	<i>[S]aq</i>
X_{Min}	0.194	2.01	1.16	5.83
X_{Max}	-0.28	-0.28	-0.36	-0.985

Los valores de la Tabla 5 muestran que, en el caso de Zarandona, dicha regresión presenta la sensibilidad más elevada respecto a la variable sulfuros en el agua residual, $[S]_{aq}$, por lo que se deberá prestar especial atención a la determinación de esta variable. Como variable que presenta una menor sensibilidad se observa el volumen ocupado por el agua, Vol .

Tabla 6 | Valores mínimos, máximos y medios adoptados por las variables utilizadas en la regresión de La Venta.

	<i>Vol (%)</i>	<i>TRH (h)</i>	<i>DBO5 (mg/l)</i>	<i>[S]_{aq}</i>
<i>X_{Min}</i>	8.36	2.30	108.22	2.11
<i>X_{Max}</i>	17.98	8.99	625.69	7.63
<i>X_{Medio}</i>	14.27	5.45	352.60	4.77

Tabla 7 | Índice de sensibilidad, *IS*, obtenido para los valores mínimo y máximo de las variables de la regresión en La Venta.

	<i>Vol</i>	<i>TRH</i>	<i>DBO5</i>	<i>[S]_{aq}</i>
<i>X_{Min}</i>	0.52	-2.71	-3.14	-1.1
<i>X_{Max}</i>	-1.81	1.01	0.69	-3.82

Los valores de la Tabla 7 muestran que, en el caso de La Venta, confirma una sensibilidad elevada respecto a la variable sulfuros en el agua residual, *[S]_{aq}*, y de la DBO5. De igual modo, el tiempo de retención hidráulico, *TRH*, es una variable que influye en los valores de la regresión. En este caso, aunque la variable volumen ocupado por el agua, *Vol*, ofrece la menor sensibilidad tras su variación no es tan baja como en el caso de Zarandona.

De este análisis de sensibilidad se desprende que, si bien hay ciertas variables que hacen que los resultados sean más sensibles a su variación, ninguna de ellas es despreciable y todas se deben cuantificar de forma adecuada para que la regresión lineal se aproxime a los valores medidos en campo.

CONCLUSIONES

El desarrollo de herramientas que faciliten entender y cuantificar la concentración de ácido sulfhídrico en las redes de saneamiento, así como su evolución en función de la variación de diversas variables, es considerado de importancia como paso previo a poder establecer prácticas y desarrollar actuaciones que reduzcan la acción de dichos gases sobre las infraestructuras, los trabajadores que actúan en las mismas y la población.

Este trabajo, realizado a partir de los valores medidos en una campaña experimental en dos puntos de la red de saneamiento de la ciudad de Murcia, calcula tanto los sulfuros disueltos en el agua residual como la concentración de sulfhídrico en la atmósfera de los colectores a partir de un modelo empírico y a partir de un modelo estadístico ajustado para estos puntos de control. Si bien los resultados recogen con una buena aproximación el fenómeno, se observa la necesidad de ampliar la campaña experimental, así como complementar las simulaciones con un modelo del flujo de aire en los colectores.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido posible gracias al Convenio entre EMUASA y la UPCT para “Conocer y Cuantificar los fenómenos de Generación de Sulfuros en las redes de Saneamiento de la ciudad de Murcia y establecer prácticas correctoras para su minimización” C-128/2017.

REFERENCIAS

Espín Leal, P. 2016. *Estudio de los flujos de contaminación transportados por un sistema de saneamiento y drenaje unitario en tiempo de lluvia para la ciudad de Murcia*. Master's thesis. Universidad Politécnica de Cartagena.

García, J.T., Espín-Leal, P., Viguera-Rodríguez, A., Castillo, L.G., Carrillo, J.M., Martínez-Solano, P.D., Nevado-Santos, S. 2017. Urban Runoff Characteristics in Combined Sewer Overflows (CSOs): Analysis of Storm Events in Southeastern Spain. *Water*, 9(5), 303.

García, J.T., Viguera-Rodríguez, A., Castillo, L.G., Carrillo, J.M. 2017. Evaluation of Sulfide Control by Air-Injection in Sewer Force Mains: Field and Laboratory Study. *Sustainability*, 9(3), 402.

Hall, J.W., Boyce, S.A., Wang, Y., Dawson, R.J., Tarantola, S., Saltelli, A. 2009. Sensitivity analysis for hydraulic models. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(11), 959-969.

Hvitved-Jacobsen, T.; Vollertsen, J.; Nielsen, A.H. 2013. *Sewer Processes: Microbial and Chemical Process Engineering of Sewer Networks*. CRC Press: Boca Raton, FL, USA.

Matos, J.S., De Sousa, E.R. 1992. The forecasting of hydrogen sulphide gas build-up in sewerage collection systems. *Water Science and Technology*, 26(3-4), 915-922.

Pomeroy, R. 1959. Generation and control of sulfide in filled pipes. *Sewage and industrial Wastes*, 31(9), 1082-1095.

Pomeroy, R.D., Parkhurst, J.D. 1977. Forecasting of sulfide buildup rates in sewers. *Progress in water technology*, 9(3), 621.

U.S. EPA. 1974. *Process Design Manual for Sulfide Control and in Sanitary sewerage Systems*, USEPA 625/1-85/018, Washington, DC.

U.S. EPA. 1985. *Design manual, odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants*. EPA/625/I-85/018.

U.S. EPA. 1998. *Métodos para Análisis de Aguas y Residuos, método 376.2 (1983)*. APHA Standard Methods, 20a ed. p. 4-165, método 4500-S2- D.