



# Medidas de control de olores para un tanque homogeneizador de una planta de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica

*Odor control measures for a homogenization tank of a wastewater treatment plant in Costa Rica*

*Medidas de controle de odor para um tanque homogeneizador em uma estação de tratamento de águas residuais na Costa Rica*

Britanny Ramos-Castellón<sup>1</sup>, Mary-Luz Barrios-Hernández<sup>1,2\*</sup>

Received: Aug/19/2023 • Accepted: Apr/16/2024 • Published: Aug/31/2024

## Resumen

**[Objetivo]** El objetivo de este estudio fue evaluar la respuesta, a corto plazo, de cuatro diferentes medidas de control de olores en un tanque de homogeneización de una PTAR universitaria. **[Metodología]** Se aplicaron la aireación, adición de cal, adición de sulfato de hierro y adición del producto comercial BiOWiSH® Odor, durante cuatro tiempos de retención hidráulica. Se monitoreó el afluente y la unidad en cada periodo, utilizando una línea base como comparación de las medidas. Se midió por triplicado, cada 30 min, el potencial de hidrógeno, potencial de oxidación-reducción, oxígeno disuelto y la concentración de sulfuro disuelto. Se pasó una encuesta de percepción de olores a visitantes de la PTAR, con el propósito de evaluar intensidad, ofensividad y carácter (en total, 15 encuestas por periodo de monitoreo). Se determinaron diferencias entre las medidas de control y la línea base, con pruebas t-student (datos cuantitativos) y medianas de Mood (datos cualitativos). Se usó Minitab2019 y un límite de confianza de 95 %. **[Resultados]** Todas las medidas de control disminuyeron significativamente la concentración de sulfuro disuelto en la unidad. La aireación evitó el agotamiento de oxígeno, el régimen reductivo y la fermentación ácida, favoreciendo la oxidación de odorantes; además, fue la única medida de control estudiada que generó una reducción en la intensidad y ofensividad del olor. **[Conclusiones]** La aplicación de aireación generó un cambio en el comportamiento de la unidad y la percepción de olor, hecho que confirma su efectividad. La adición de sulfato de hierro, cal y BiOWiSH® no produjeron modificaciones significativas en la percepción de olor.

**Palabras clave:** adición de cal; percepción de olor; potencial de oxidación-reducción; ruedas de olor; sulfuro de hidrógeno.

\* Autor para correspondencia

Britanny Ramos-Castellón, ✉ [britannyramcas@gmail.com](mailto:britannyramcas@gmail.com),  <https://orcid.org/0009-0000-7620-7866>

Mary-Luz Barrios-Hernández, ✉ [mbarrios@itcr.ac.cr](mailto:mbarrios@itcr.ac.cr),  <https://orcid.org/0000-0002-4399-6333>

1 Ingeniería Ambiental, Escuela de Química, Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.

2 Escuela de Química, Centro de Investigación para la Protección Ambiental, Tecnológico de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.



## Abstract

**[Objective]** This study aimed to evaluate the short-term response of four different odor control measures in a homogenization tank of a university Wastewater Treatment Plant (WWTP). **[Methodology]** The following were implemented: aeration, adding lime, adding iron sulfate, and adding the commercial product BiOWiSH® Odor over four hydraulic retention times. The effluent and the unit were monitored during each period, using a baseline to compare the measures. Hydrogen potential, oxidation-reduction potential, dissolved oxygen, and dissolved sulfide concentration were measured in triplicate every 30 minutes. An odor perception survey was administered to WWTP visitors to evaluate intensity, offensiveness, and character (15 surveys per monitoring period). Differences were determined between control measures and the baseline using Student's t-tests (quantitative data) and Mood's median tests (qualitative data). Minitab 2019 was used with a 95% confidence level. **[Results]** All control measures significantly reduced the dissolved sulfide concentration in the unit. Aeration prevented oxygen depletion, reductive regime, and acid fermentation, which favored the oxidation of odorants. Aeration was also the only studied control measure that reduced odor intensity and offensiveness. **[Conclusions]** Applying aeration changed unit behavior and odor perception, which confirms its effectiveness, while adding iron sulfate, lime, and BiOWiSH® did not significantly change odor perception.

**Keywords:** hydrogen sulphide; lime addition; odor perception; odor wheels; oxidation-reduction potential.

## Resumo

**[Objetivo]** O objetivo deste estudo foi avaliar a resposta em curto prazo de quatro diferentes medidas de controle de odores em um tanque de homogeneização de uma ETE universitária. **[Metodologia]** Foram aplicadas aeração, adição de cal, adição de sulfato de ferro e adição do produto comercial BiOWiSH® Odor durante quatro tempos de detenção hidráulica. O afluente e a unidade foram monitorados em cada período, utilizando uma linha de base como comparação das medições. Foram medidos em triplicata a cada 30 minutos o potencial de hidrogênio, o potencial de oxidação-redução, o oxigênio dissolvido e a concentração de sulfeto dissolvido. Foi aplicado um questionário de percepção de odores aos visitantes da ETE, com o objetivo de avaliar a intensidade, a ofensividade e o carácter (no total, 15 questionários por período de monitorização). Foram determinadas diferenças entre as medidas de controle e a linha de base, com testes t-Student (dados quantitativos) e da mediana de Mood (dados qualitativos). Foram utilizados Minitab2019 e limite de confiança de 95%. **[Resultados]** Todas as medidas de controle diminuíram significativamente a concentração de sulfeto dissolvido na unidade. A aeração evitou o esgotamento do oxigênio, o regime redutor e a fermentação ácida, favorecendo a oxidação dos odorantes; além disso, foi a única medida de controle estudada que gerou redução na intensidade e na ofensividade do odor. **[Conclusões]** A aplicação da aeração gerou uma mudança no comportamento da unidade e na percepção do odor, fato que confirma sua eficácia. A adição de sulfato de ferro, cal e BiOWiSH® não produziu modificações significativas na percepção do odor.

**Palavras-chave:** adição de cal; percepção de odor; potencial de oxidação-redução; rodas de odor; sulfeto de hidrogênio.



## Introducción

Los procesos de tratamiento de aguas residuales desempeñan una función vital en el saneamiento y la preservación de nuestros recursos naturales. No obstante, las plantas de tratamiento de dichas aguas (PTAR) enfrentan un desafío significativo relacionado con la emisión de olores desagradables (Jiang *et al.*, 2017).

En las PTAR, las principales unidades que emiten olores son los alcantarillados sanitarios, el tratamiento preliminar y primario que incluye los tanques de homogenización y el procesamiento de los lodos. En esos alcantarillados se generan condiciones anaeróbicas a través de los procesos biológicos como la fermentación y la reducción de sulfato, hecho que promueve la producción de odorantes (Park *et al.*, 2014). Estos altos niveles de sulfuros y odorantes se pueden acumular aguas abajo en las unidades homogeneizadoras (Bazemo *et al.*, 2020), las cuales son diseñadas para contrarrestar variaciones de caudal y carga orgánica en el agua de entrada, por medio de su almacenamiento temporal. Asimismo, el ingreso del agua residual a la PTAR suele ser una zona de turbulencia que favorece la transferencia de sustancias hacia la fase gaseosa (Gostelow *et al.*, 2001; Lewkowska *et al.*, 2016), lo que funciona como fuerza de corte y contribuye significativamente a la dispersión de los olores (Carrera-Chapela *et al.*, 2014). Dicha emisión puede ser pasiva o activa, dependiendo de si la unidad está aireada o no.

Las circunstancias que instan a la formación de los olores en las PTAR están relacionadas con la presencia de condiciones anóxicas o anaeróbicas, que benefician reacciones biológicas de fermentación y reducción. Entre los diversos grupos de odorantes en las PTAR, están los compuestos sulfurados (inorgánicos),

compuestos sulfurados orgánicos (mercaptanos), gases nitrogenados, aldehídos y cetonas. Tradicionalmente, el sulfuro de hidrógeno ( $H_2S$ ) y el amoníaco son utilizados como indicadores del olor de las PTAR (Lebrero *et al.*, 2011). El  $H_2S$ , por su parte, proviene principalmente de la reducción del ion sulfato, llevada a cabo por las bacterias reductoras de sulfato (Bazemo *et al.*, 2020). Estas bacterias son anaerobias obligadas y obtienen energía mediante la reducción de compuestos orgánicos e inorgánicos de azufre. Además, pueden sobrevivir temporalmente a una exposición al oxígeno y volver a activarse en condiciones anaeróbicas (Hao *et al.*, 2009), así que se convierten en una de las principales fuentes de generación de  $H_2S$  en el agua residual.

Los parámetros de calidad del agua también tienen una relación indirecta con la emisión de olores, ya que influyen en la actividad de los microorganismos (Kang *et al.*, 2020). Por ejemplo, el pH del agua residual influirá en la distribución de las especies de odorantes. El sulfuro de hidrógeno puede presentarse en forma de  $H_2S$ ,  $HS^-$  y  $S^{2-}$ , dependiendo del pH; sin embargo, solo el  $H_2S$  podría ser transferido de la fase líquida a la gaseosa y, por lo tanto, generar un olor desagradable (Oliveira *et al.*, 2017).

Las molestias relacionadas con los olores solo ocurrirán si los odorantes se transfieren desde la fuente de aquellos hacia la atmósfera y son transportados hasta los receptores (Van Harreveld, 2001). Por ello, es que la problemática de los hedores en las PTAR debe ser abordada desde distintos enfoques. En primer lugar, determinando su presencia y caracterización mediante análisis químicos o sensoriales, lo que permite identificar los odorantes, compuestos químicos responsables de generar el olor percibido (Carrera-Chapela *et al.*, 2014). Por otro lado, los exámenes sensoriales investigan los factores vinculados con



la percepción negativa de un olor (Burlingame, 2009); esa percepción del hedor por parte del receptor se verá influenciada por aspectos como la frecuencia, intensidad, duración, ofensividad y localización de los olores (factores FIDOL) (Griffiths, 2014), así como por experiencias personales, asociaciones emocionales, edad, sexo y estado de salud (Valencia *et al.*, 2011). Para cuantificar los olores, Brancher *et al.* (2017) han utilizado métodos analíticos, sensoriales e instrumentales, o una combinación de ellos, que posibilitan medir eficazmente dimensiones como concentración, intensidad, carácter, ofensividad y persistencia, llamadas CICOP.

Según Hawko *et al.* (2021), la calificación del carácter y la ofensividad, también conocidos como la naturaleza del olor y el tono hedónico, se puede evaluar mediante tres métodos principales, utilizando la evocación, la descripción con referencia y los perfiles odoríficos. Para lo anterior, se proponen las ruedas de olor. Muñoz *et al.* (2010) mencionan que estas herramientas establecen un léxico unificado en la descripción de la naturaleza del hedor en un contexto determinado, facilitando al encuestado la identificación de aquel, a la hora de expresar las molestias causadas en las PTAR (Suffet y Rosenfeld, 2007; Burlingame, 2009). Las encuestas se refuerzan con escalas para determinar la intensidad, ofensividad y carácter del olor percibido por los afectados (Burlingame, 2009).

El presente trabajo tiene como objetivo principal mostrar los resultados de la aplicación, a corto plazo, de cuatro medidas de control de olores, en el tanque de homogeneización de la PTAR Finca 2, ubicada en las instalaciones de la Universidad de Costa Rica. El análisis se realizó por medio de la comparación de los cambios ocurridos en la unidad, utilizando parámetros fisicoquímicos de

interés: potencial de hidrógeno (pH), potencial de oxidación-reducción (oxidation-reduction potential, ORP, por sus siglas en inglés), oxígeno disuelto (OD) y la concentración de sulfuro disuelto. La investigación fue reforzada mediante una evaluación de cómo percibe el olor un grupo de encuestados fijos (trabajadores) y aleatorios (visitantes).

## Metodología

### Instalaciones de la PTAR

El estudio se llevó a cabo en la PTAR localizada en las instalaciones de la sede Rodrigo Facio de la Universidad de Costa Rica, Finca 2 (9.938311, -84.045415). Recibe agua cruda de tipo especial de los edificios académicos y de investigación ubicados en la propiedad denominada con el mismo nombre. Se define como agua de tipo especial aquella destinada a usos adicionales que van más allá de los ordinarios, en especial, la proveniente de centros de investigación y laboratorios universitarios. Por consiguiente, tales aguas están sujetas a regulaciones específicas costarricenses para su aprovechamiento especial, según lo establecido en el Reglamento para el Reúso y Vertido de Aguas Residuales (MINAE, 2007). El agua residual procedente de los edificios es almacenada en un tanque de entrada y, de seguido, transportada por bombeo a un sistema de rejillas. Cae por gravedad al tanque de homogeneización. Luego, entra a uno de los tanques biológicos operado con tecnología de lodos activados convencionales, por lo que abandona la PTAR a través de un último tanque de salida que va hacia el alcantarillado público.

El tanque homogeneizador en estudio fue diseñado para un tiempo de retención de siete horas y cuenta con las siguientes dimensiones: 11,3 m de largo, 1,2 m de ancho y



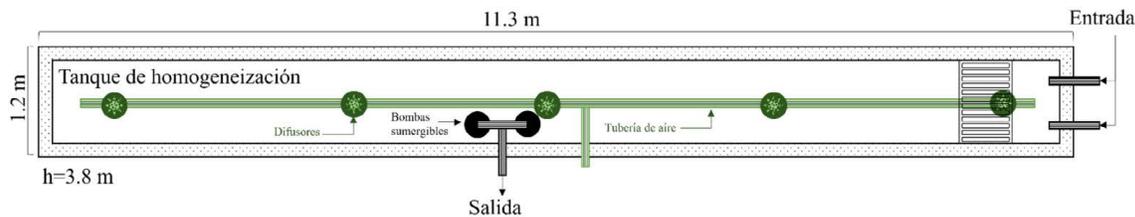
3,8 m de altura total (figura 1). Está equipado con cinco difusores de membrana tipo disco (Blowtac), colocados en fila a lo largo del fondo. La salida del agua es a través de dos bombas sumergibles en uno de los laterales.

### Muestreo y parámetros de evaluación

Se realizaron, por triplicado, mediciones puntuales al agua de entrada de los siguientes parámetros: OD, temperatura y pH utilizando los instrumentos listados en la tabla 1. Las muestras fueron tomadas específicamente en

los puntos A, B y C (figura 2) dentro del tanque homogeneizador, cada 30 minutos.

El caudal de entrada se midió por aforo, utilizando el vertedero instalado en la unidad. La concentración de sulfuros totales disueltos en el agua de entrada y en la unidad se cuantificó empleando el kit de pruebas LaMotte que sigue el método estándar 4500-S2-D de cuantificación con azul de metileno, para el rango de 0,2-20 ppm. Los sólidos sedimentables se valoraron de acuerdo con el método estándar 2540-F. Ambos sistemas están incluidos en [Rice et al., 2012](#).



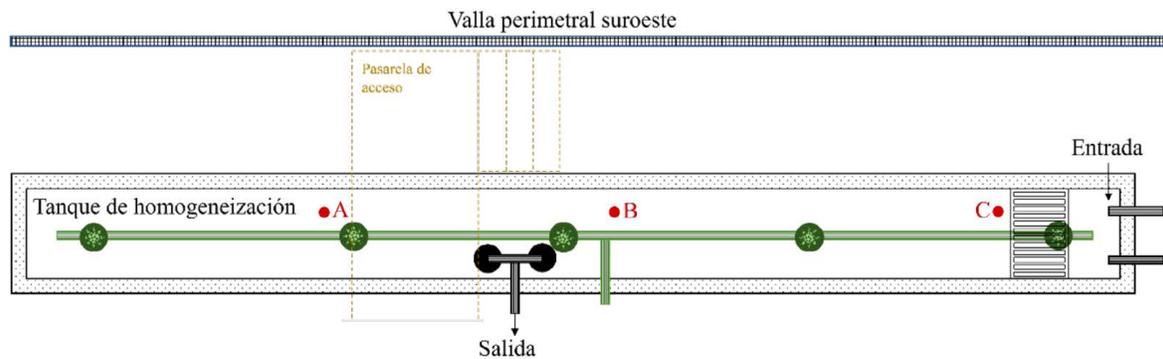
**Figura 1.** Plano de planta del tanque de homogeneización

Nota: Fuente propia de la investigación.

**Tabla 1.** Detalles de la instrumentación utilizada en el muestreo, durante el periodo de estudio (de setiembre a octubre de 2022)

Medición	Instrumento (modelo)	Marca
pH	pHmetro (pHep)	HANNA
ORP	Medidor de ORP (ORP100)	Ruizhen
Saturación de oxígeno	Sonda de OD (HI9146)	HANNA
Sulfuro total (S <sup>2-</sup> , rango 0,2-20 ppm)	Kit de pruebas	LaMotte
Medición de sólidos sedimentables (mL/L)	Cono Imhoff	Simax

Nota: Fuente propia de la investigación.



**Figura 2.** Puntos de muestreo en plano de planta del tanque de homogeneización

Nota: Fuente propia de la investigación.



### Línea base y medidas aplicadas

El estudio fue realizado entre setiembre y octubre del 2022. Se efectuó una campaña de monitoreo de la unidad, una línea base (estado cero de la unidad) y la aplicación de cuatro medidas de control de olor nombradas: aireación, adición de cal, adición de sulfato de hierro y adición de BiOWiSH® Odor (tabla 2). Cada periodo de estudio por medida aplicada tuvo una duración de cuatro tiempos de retención hidráulica (TRH, Ecuación 1); se calcula según el volumen de la unidad (m<sup>3</sup>) y el caudal de entrada (m<sup>3</sup>/h).

$$TRH (h) = \frac{\text{Volumen de la unidad (m}^3\text{)}}{\text{Caudal de entrada (m}^3\text{/h)}}$$

Ecuación 1

**Aireación:** Se controló por medio de la abertura de la válvula de aire del tanque de homogeneización, hecho que permite el funcionamiento de los cinco difusores. El nivel de aireación fue intervenido hasta que el oxígeno disuelto de la unidad se aproximó a 1 mg/L y el ORP fue positivo.

**Adición de cal:** Con el fin de mantener el pH en valores entre 7,5-8, se agregaron

entre 100 y 130 g de cal al inicio de cada sesión, en una disolución acuosa filtrada y cada 30 minutos hasta llegar al pH deseado. A partir de este punto, únicamente se adicionó cal, si el pH promedio de la unidad disminuía. En total se agregaron 928 g, 730 g, 1114 g y 1153 g para cada TRH calculado y posteriormente reportado en la tabla 4. Pensando en realizar una mezcla completa, la válvula de aire se abrió por tres minutos justo después de la adición.

**Adición de sulfato de hierro:** Para esta, se utilizaron dos disoluciones acuosas de sulfato de hierro, una de aplicación puntual (A) para eliminar el sulfuro presente en la unidad y otra de aplicación periódica (B) para eliminar el sulfuro que entra con continuidad en el afluente. La concentración de ambas se basa en los valores de la concentración de sulfuro total en el agua de entrada y de la unidad, estimados antes de la aplicación de la medida. La disolución A se agregó al inicio del experimento, con apoyo del sistema de aireación, para mezclar por tres minutos. La disolución B se colocó de forma horaria, se agregaron 250 mL por hora en la zona de entrada. Los cálculos realizados para generar las

**Tabla 2.** Descripción del empleo de medidas de control de olores en el periodo del 16 de setiembre al 27 de octubre de 2022

Medida	Modo de aplicación	Periodo
Línea base	Monitoreo durante el funcionamiento de la unidad antes de aplicar las medidas de control.	16-29 de setiembre
Aireación	Aireación de la unidad, buscando mantener el ORP superior a 100 mV y el OD mayor a 1 mg/L.	30 de setiembre - 6 de octubre
Adición de cal	Adición de cal para aumentar el pH de la unidad y mantenerlo en el rango de 7,5-8.	10-14 de octubre
Adición de sulfato de hierro	Adición de sulfato de hierro para eliminar el sulfuro disuelto en el agua residual de la unidad.	17-20 de octubre
Adición de BiOWiSH® Odor	Adición de BiOWiSH® Odor para la disminución de olores, con la dosis recomendada por el productor, de 10 ppm.	24-27 de octubre

*Nota:* Fuente propia de la investigación.



disoluciones se describen en las Ecuación 2 (disolución A) y Ecuación 3 (disolución B). Las diluciones están basadas en la descripción de uso del producto.

$$\text{Disolución A } \left(\frac{g}{L}\right) = \frac{\text{Cn TH} \left(\frac{g S^-}{L}\right) * \text{Dosis} \left(\frac{g FeSO_4}{g S^-}\right) * \text{Volumen TH (L)}}{\text{Volumen de disolución A (L)}}$$

Ecuación 2

Donde:

Cn TH: concentración de sulfuro medida en el tanque de homogeneización (g S/L).  
Dosis: gramos de FeSO<sub>4</sub> por cada gramo de sulfuro (FeSO<sub>4</sub>/g S<sup>-</sup>).  
Volumen TH: volumen del tanque de homogeneización (L).  
Volumen de disolución A: volumen de disolución A que se desea (L).

$$\text{Disolución B } \left(\frac{g}{L}\right) = \frac{\text{Cn E} \left(\frac{g S^-}{L}\right) * \text{Dosis} \left(\frac{g FeSO_4}{g S^-}\right) * Q \left(\frac{L}{h}\right) * 10h}{\text{Volumen de disolución B (L)}}$$

Ecuación 3

Donde:

Cn E: Concentración de sulfuro medida en el agua de entrada (g S-/L)  
Dosis: gramos de FeSO<sub>4</sub> por cada gramo de sulfuro (FeSO<sub>4</sub>/g S-)  
Q: Caudal de entrada horario promedio (L/h)  
Volumen de disolución B: Volumen de disolución B deseado (L).

**Adición de BiOWiSH® Odor:** Para preparar el producto comercial BiOWiSH® Odor se dio seguimiento a las recomendaciones de la casa comercial. Su evaluación fue tomada en cuenta en este estudio, debido a su uso rutinario en la PTAR para el manejo de los olores. Cuando ya iba a utilizarse, la mezcla se preparó siguiendo la Ecuación

4, con una concentración de 10 mg/L, y se dejó reposar por 15 minutos. Luego se agregó a la entrada del tanque homogeneizador e inmediatamente se activó el sistema de aireación por tres minutos, para establecer una mezcla homogénea.

$$\text{Disolución } \left(\frac{g}{L}\right) = \frac{\text{Cn BW} \left(\frac{mg}{L}\right) * \text{Volumen TH (L)}}{\text{Volumen de disolución A (L)}}$$

Ecuación 4

Donde:

Cn BW: Concentración de BiOWiSH® Odor recomendada (mg/L).  
Volumen TH: Volumen del tanque de homogeneización (L).  
Volumen de disolución A: Volumen de disolución A deseado (L).

### Encuesta de percepción de olores

Durante cada uno de los periodos de muestreo se caracterizó cualitativamente la percepción de olor, mediante encuestas en el sitio (tabla 3), a trabajadores y estudiantes que se encontraban de visita en la PTAR, específicamente, entre el lindero suroeste de la planta y el tanque de homogeneización, debido a que es la zona más cercana a la unidad con permiso de movilización, según los protocolos de seguridad de esta. Se realizó un total de 15 encuestas para cada fase de la recolección de datos.

La encuesta midió intensidad, ofensividad y carácter de los olores. La escala de carácter, intensidad y ofensividad se basó en las recomendaciones de Burlingame (2009). La pregunta de carácter está acompañada de una rueda de olores (figura 3), traducida al español y apoyada en los grupos propuestos por Burlingame (2009) y Suffet y Rosenfeld (2007). Finalmente, se solicitó la fecha y hora de llenado de la encuesta, más características del receptor.



**Tabla 3.** Detalles de la encuesta de percepción de olores aplicada durante el periodo de estudio (de setiembre a octubre de 2022)

Pregunta	Opciones			
¿Cuál es la intensidad de olor?	1. Sin olor	3. Débil	5. Fuerte	
¿Cómo percibe el olor?	2. Muy leve	4. Fácilmente notable	6. Muy Fuerte	
¿Qué grupo de descriptores se ajusta mejor a su percepción del olor?	1. Neutral	3. Desagradable	4. Extremadamente desagradable	
	2. Ligeramente			
	1. Natural	5. Rancio-agrio	9. Cañería-fecal	
	2. Frutal	6. Desinfectante	10. Putrefacto	
	3. Fresco	7. Químico	11. Azufre	
	4. Tierra-moho	8. Amoniaco	12. Otro:	
Fecha y hora				
Razón por la que se encontraba en la zona	1. Trabajo	3. Ocio		
	2. Estudio	4. Otro:		

Nota: Fuente propia de la investigación.



**Figura 3.** Rueda utilizada para la encuesta de percepción de olores. Adaptación de Burlingame (2009) y Suffet y Rosenfeld (2007).



### Análisis de datos

Las pruebas estadísticas se ejecutaron con el programa *Minitab 2019*, utilizando un 95 % de confianza. Para los conjuntos de información cuantitativa que incluye temperatura, ORP, pH y OD, se aplicó una prueba de datos anómalos (Grubbs) y, posteriormente, una de comparación de medias (*t Student*). Tal comparación se realizó entre los conjuntos de datos de cada medida de control de olores y la línea base.

En el caso de las respuestas de las encuestas de percepción de olores, las correspondientes a intensidad y ofensividad son datos cualitativos ordinales, es decir, categorías con jerarquía. A pesar de que se le pueden asignar valores numéricos, se debe aplicar estadística para datos cualitativos; por esta razón, se usó la comparación de medianas de Mood, una prueba no paramétrica. Se empleó para la comparación de las medianas de la intensidad y ofensividad de cada una de las medidas de control de olores con la línea base. Además, se confrontaron las medianas de los resultados de intensidad y ofensividad obtenidos al categorizar estudiantes y trabajadores.

Con las respuestas de la encuesta de carácter, se adaptó la rueda de olor para

cada periodo de estudio, agregando dos descriptores nuevos a todas las ruedas de olor generadas: “estero” al grupo de sulfuro y “cloaca” al grupo de fecal-cañería, debido a sugerencias de los encuestados (figura 3). La representación gráfica mantiene un total de 11 grupos generales, cada uno con subcategorizaciones entre tres y nueve descriptivos.

### Análisis y resultados

#### Características del agua entrada

El caudal de la PTAR, en el período de estudio, estuvo en el rango 0,42-1,83 m<sup>3</sup>/día, mientras que los TRH entre 6,9-30,1 horas (tabla 4). Existió un aumento en el caudal de entrada de la planta y la reducción de TRH en el período de adición de sulfato de hierro y de agregado de BiOWiSH® Odor. Esto es de importancia para los resultados del estudio y comparaciones, debido a que TRH más largos tienen mayor potencial de generar olores desagradables (Lozada y Giraldo, 2019), por lo que pueden ocasionar un efecto en el funcionamiento del producto comercial.

**Tabla 4.** Caudal y TRH medidos en la recolección de datos durante el periodo de estudio (de setiembre a octubre de 2022)

Fases		1	2	3	4	Promedio
Línea base	Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1,42	0,47	0,46	1,52	0,96
	TRH (h)	8,9	26,4	27,3	8,3	17,72
Aireación	Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1,46	0,42	0,46	1,65	0,99
	TRH (h)	8,7	30,1	27,1	7,7	18,4
Adición de cal	Caudal (m <sup>3</sup> /h)	0,51	0,51	0,49	1,83	0,83
	TRH (h)	24,8	24,4	25,8	6,9	20,47
Adición de sulfato de hierro	Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1,46	1,51	1,56	1,49	1,50
	TRH (h)	8,7	8,4	8,1	8,5	8,42
Adición de BiOWiSH® Odor	Caudal (m <sup>3</sup> /h)	1,45	1,41	1,79	1,49	1,53
	TRH (h)	8,8	9	7,1	8,5	8,35

Nota: Fuente propia de la investigación.



Los olores que desprende una PTAR varían en función del agua residual cruda que entra en la planta y del funcionamiento de los procesos de tratamiento (Suffet *et al.*, 2007). Con el fin de normalizar el efecto de las medidas de control y dar precisión y confiabilidad a los resultados, los parámetros fisicoquímicos de todos los periodos fueron monitoreados, en paralelo, en el tanque homogeneizador y en el agua de entrada. La condición inicial del agua cruda se reporta en la tabla 5 con parámetros de importancia (temperatura, pH, OD, ORP y sólidos sedimentables) que se relacionan directa o indirectamente con la emisión de olores. Cabe indicar que las características del agua cruda se valoraron antes y durante la aplicación de cada medida de control, con el objetivo de sistematizar los resultados y poder comparar lo derivado de cada medida aplicada con la línea base.

Respecto a la temperatura, las tasas de emisión de olores varían su valor, debido al cambio en la solubilidad (Lozada y Giraldo, 2019) y a la constante de Henry (Tagliaferri y Invernizzi, 2023). Las diferencias de temperatura en el agua residual se pueden atribuir al uso del agua, a variaciones de la temperatura en el alcantarillado y a modificaciones climáticas (García y Peréz, 1985). En este estudio, no se observaron fluctuaciones importantes de temperatura, se reportan diferencias menores a 1 °C, que pudiesen disminuir la solubilidad de los odorantes estudiados.

Respecto al pH, para el promedio general de agua de entrada se registró un valor de 7,4. Debido al efecto que la medida de adición de cal tiene en la fluctuación del pH, se discute en detalle en la sección “adición de cal”.

**Tabla 5.** Monitoreo de la condición del agua cruda antes de ingresar a la unidad homogeneizadora (de setiembre a octubre de 2022)

Parámetro	Antes de aplicar						Promedio general
	Línea base	Aireación	Adición de cal	Adición de FeSO <sub>4</sub>	Adición de BiOWiSH®	Odor	
ORP (mV)	$\bar{x}$	-85,10	-37,78	-40,46	-23,26	-49,29	-45
	s	44,92	35,31	44,14	37,76	42,67	20
	n	31	36	28	42	35	172
Temperatura (°C)	$\bar{x}$	23,3	22,9*	23,1*	23,8*	23,0*	23
	s	1,74	1,11	1,31	1,39	1,34	0,78
	n	31	36	28	42	35	172
pH	$\bar{x}$	7,4	7,6	8,0*	7,1*	7,1*	7,4
	s	0,58	0,48	0,64	0,46	0,41	0,29
	n	31	36	28	42	35	172
OD (mg/L)	$\bar{x}$	1,80	2,44*	2,07	2,60*	2,24*	2,3
	s	0,884	0,882	0,781	0,843	0,721	0,40
	n	31	36	28	42	35	172
Sólidos	$\bar{x}$	14	10	8,0	16	13	12
Sedimentables (mL/L)	s	9,8	6,6	5,2	6,8	7,4	4,4
	n	8	8	8	8	8	40

$\bar{x}$ : Promedio s: Desviación estándar n: Cantidad de mediciones

\*Existe una diferencia de media con la línea base

Nota: Fuente propia de la investigación.



La diferencia de concentración de OD se atribuyó al uso del agua y las condiciones de alcantarillado. Menores condiciones de oxigenación en este último se vinculan con la producción de odorantes (Hvitved *et al.*, 2000) y la presencia de bacterias reductoras del sulfato (Hao *et al.*, 2009). Durante todos los periodos, se reporta un OD mayor a 1 mg/L, lo que deja saber que, en general, no hay un agotamiento de oxígeno (< 0,1 mg/L) en las tuberías (Gudjonsson *et al.*, 2002). El ORP promedio de entrada general es -48 mV. Este se encuentra en el límite superior del ORP esperado para el agua de entrada de una PTAR, el cual debe estar entre -50 mV y -150mV (Hvitved *et al.*, 2000) y se califica como agua residual “fresca”. Esto coincide con la presencia de oxígeno.

Finalmente, el promedio de sólidos sedimentables (8-16 mL/L), asociado con la tasa de producción biológica de H<sub>2</sub>S (Attal *et al.*, 1992), no presentó variaciones entre periodos, se calificó como agua residual

doméstica de media concentración (Metcalf y Eddie, 2003; Chen *et al.*, 2023). No existe evidencia estadística de variaciones significativas de las características del agua de entrada medidas durante la línea base y antes de la aplicación de cada medida, lo que posibilita comparar entre periodos.

### Aplicación de las medidas de control de olores

En la tabla 6 se encuentran el resumen estadístico de los parámetros fisicoquímicos de la aplicación de las medidas de control de olor y los resultados de la comparación de las medias con la línea base.

#### Línea base

Durante el periodo sin intervención, se detectó un régimen anaerobio en el tanque homogeneizador, reconocido por un agotamiento del OD en el agua almacenada (no detectable; tabla 6). Se observó,

**Tabla 6.** Resultados generales del monitoreo en el tanque de homogeneización, después de la aplicación de las medidas de control de olores (de setiembre a octubre de 2022)

Parámetro	Línea base	Aireación	Adición de cal	Adición de sulfato de hierro	Adición de BiOWiSH® Odor	
ORP (mV)	$\bar{x}$	-130,42	157,88*	-136,56	-85,21*	-132,39
	s	38,66	30,67	44,16	24,46	15,96
	n	243	273	189	186	174
Temperatura (°C)	$\bar{x}$	22,6	23,4*	22,8	23,5*	22,6
	s	0,840	1,36	1,16	1,23	0,690
	n	243	270	189	192	174
pH	$\bar{x}$	6,6	7,4*	7,7*	6,8*	6,6
	s	0,46	0,37	0,33	0,32	0,28
	n	240	267	183	192	177
OD (mg/L)	$\bar{x}$	ND	3,43*	ND	ND	ND
	s	-	1,78	-	-	-
	n	25	255	25	20	20
Sulfuros (mg/L)	$\bar{x}$	8,4	< 0,2*	0,9*	1,8*	3,5*
	s	5,7	--	0,8	0,5	1,7
	n	8	4	4	4	4

\*Existe una diferencia de media con la línea base ND: No detectable

Nota: Fuente propia de la investigación.



adicionalmente, un valor promedio de pH dentro de la unidad, un poco ácido (6,6; tabla 6), no atribuible al agua de entrada (7,4; tabla 5), sino a una posible fermentación ácida, la cual es un conjunto de reacciones que puede ocurrir en el rango de ORP de -100 mV a -225 mV (Environmental, 2007); así que coincide con el ORP promedio medido en la unidad (-130 mV). Dicha fermentación ácida es causada por un grupo de reacciones biológicas que producen ácidos grasos volátiles, consumen la alcalinidad del agua y, por lo tanto, reducen el pH de esta (López *et al.*, 2017).

La concentración de sulfuros totales disueltos en la unidad fue 8,3 mg/L, mientras que en el agua residual de entrada se encontró en un rango menor (entre 0,2 y 1,0 mg/L), lo cual muestra la presencia de reacciones que aumentan la concentración de sulfuros tales como la reducción de sulfato y la formación de H<sub>2</sub>S (Hao *et al.*, 2009); circunstancias que ocurren junto con la liberación de ácidos volátiles (Environmental, 2007).

#### Aireación

El empleo de esta al tanque de homogeneización logró cambiar las condiciones fisicoquímicas de la unidad e interferir en el proceso de la generación de olores. Hao *et al.* (2009) recomienda un mínimo de 1,0 mg/L de OD para reducir la producción de olores en el agua residual cruda, lo cual fue posible mediante la abertura de la válvula de aire, así que se alcanzaron niveles de OD promedio de 3,4 mg/L y mínimos de 1,0 mg/L; además, se elevó el ORP a valores positivos promediados en 158 mV. Un mayor contenido de oxígeno disuelto se traduce en valores de ORP menos negativos y está vinculado tanto a la inhibición del sulfuro como a cambios en la comunidad microbiana en las aguas residuales (Khanal y

Huang, 2003; Zhang *et al.*, 2022). Por otro lado, se logró mantener el pH promedio de la unidad de homogeneización (7,4; tabla 6) constante respecto al pH del agua de entrada (7,6; tabla 5).

El régimen oxidativo y aerobio del agua residual ayudó a controlar las condiciones necesarias para la reducción del sulfato, formación de H<sub>2</sub>S y fermentación ácida, reacciones que sí se presentaron en la línea base (Hvitved *et al.*, 2000; Environmental, 2007). Dichas condiciones oxidantes y aerobias inhiben a las bacterias reductoras de sulfato (Hao *et al.*, 2009) y fomentan la oxidación química de los sulfuros en el agua (Vollertsen, 2008). Se puede interpretar que esa inhibición de bacterias ocurrió, basada en los resultados en la concentración de sulfuro disuelto total en la unidad, la cual, comparada con la línea base (8,4 mg/L), fue significativamente disminuida a < 0,2 mg/L, hecho que implica un decrecimiento en la concentración de sulfuros mayor a 97,5 %. Estos resultados y las condiciones fisicoquímicas de la unidad concuerdan con la inhibición del descenso de sulfatos y la oxidación química del sulfuro a sulfitos y sulfatos.

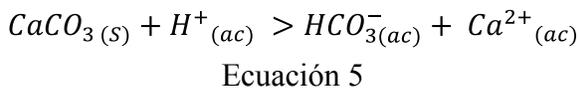
Se debe mencionar que activar el sistema de aireación en el tanque de homogeneización pasó de ser una fuente de emisión pasiva a una activa (Jiang, 2017), con mayor intercambio entre fases y mayores tasas de emisión (Lozada y Giraldo, 2019). Sin embargo, a pesar de que la tasa de emisión se ve influenciada por el aumento de agitación de la interfase, es más afectada cuando se aglomeran odorantes en el líquido. En este periodo, se gestó un cambio en las concentraciones de sulfuros y se asume también para las de otros odorantes. Asimismo, se aclara que el impacto de mitigar la formación de estos últimos puede sobreponer el



cambio de tipo de fuente de emisión, lo cual resulta en un decrecimiento en la tasa de emisión de olores (Kim *et al.*, 2014).

#### *Adición de cal*

Durante el agregado de cal en el tanque de homogeneización, la unidad tiene capacidad de compensación y neutralización de acidez. La ecuación 5 muestra la reacción específica al agregar cal al agua, en busca de un incremento de los iones de carbonato y, por ello, de un aumento del pH (Allende *et al.*, 2002; Chen *et al.*, 2023). El ajuste del pH del agua residual dentro de los tanques homogeneizadores es conocido como neutralización del afluente; en algunos casos, el pH es elevado más del punto neutro para brindar alcalinidad al agua o facilitar procesos específicos como el desplazamiento del equilibrio de especies (Goel *et al.*, 2005).



En este estudio, el objetivo de modificar el pH del agua de entrada fue la búsqueda de un desplazamiento del equilibrio de las especies de sulfuro hacia  $\text{HS}^-$ , para reducir las emisiones de  $\text{H}_2\text{S}$ , dado que solo este puede transferirse de la fase líquida a la gaseosa y, por lo tanto, ser percibido por el sistema olfativo humano (Talaiekhosani, 2016).

Durante el periodo de aplicación de cal, se reportó una concentración de sulfuro en el tanque de homogeneización de 0,9 mg/L y un pH de 7,7 (tabla 6). De este pH, se espera que un 15 % de la concentración total de sulfuros se presente como  $\text{H}_2\text{S}$  (Stuedel, 2020; Oliveira *et al.*, 2017). Por lo tanto, en el periodo evaluado, tal concentración fue 0,14 mg/L de  $\text{H}_2\text{S}$  (15 % de 0,9 mg/L). Por otro lado, en la línea base,

se tiene un promedio de concentración de sulfuros de 8,4 mg/L y un pH de 6,6 (tabla 6). En dicho pH, un 75 % de la concentración total de sulfuro se encuentra como  $\text{H}_2\text{S}$ , lo que resultó en 6,2 mg/L de  $\text{H}_2\text{S}$  en la unidad (75 % de 8,4 mg/L). Tomando las concentraciones de  $\text{H}_2\text{S}$  en ambos periodos, la remoción de  $\text{H}_2\text{S}$  en el de adición de cal es de hasta 98 %.

La aglomeración de sulfuros disueltos en el lapso de adición de cal (0,9 mg/L) disminuyó, en promedio, un 89 %, al compararlos con la línea base (8,4 mg/L). Se recuerda que los valores de concentración de sulfuro disueltos incluyen las especies  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{HS}^-$ . Este decrecimiento en la concentración total no se atribuye al cambio de distribución de las especies de sulfuro antes detallado, sino a la oxidación química del componente. Vollertsen (2008) señala que la adición de compuestos alcalinos aumenta la tasa de oxidación química del sulfuro. Tal oxidación tiene producto azufre elemental y con disponibilidad de oxígeno, produce sulfato y tiosulfato (Ruiz y Moreno, 2009).

#### *Adición de sulfato de hierro*

Para la aplicación de sulfato de hierro se utilizaron las disoluciones del elemento descritas en la metodología, tomando en cuenta las variables de concentración de sulfuros en el agua de entrada y la de sulfuros en la unidad, mostradas en la tabla 7. Además, se utilizó el caudal horario promedio de las sesiones anteriores a la aplicación (1420 L/h).

La adición de sulfato de hierro permite agregar  $\text{Fe}^{2+}$  al agua; reacciona con el sulfuro en forma de  $\text{H}_2\text{S}$  y  $\text{HS}^-$ , y se separa en forma de precipitación. Esto evita la emisión de  $\text{H}_2\text{S}$  a la atmósfera. Las sales de hierro tienen un costo económico bajo y una alta eficiencia de



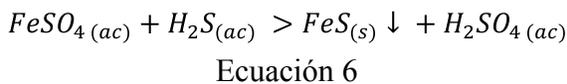
**Tabla 7.** Características de la aplicación de sulfato de hierro en la unidad en estudio, durante el periodo de estudio (de setiembre a octubre de 2022)

Datos	TRH 1	TRH 2	TRH 3	TRH 4	Promedio
Sulfuro en entrada (mg/L)	0,5	0,2	0,5	1	0,55
Sulfuro en inicial unidad (mg/L)	10	5	5	10	7,5
Disolución A (g/L)	140	70	70	140	--
Disolución B (g/L)	10	10	10	20	--
Sulfuro final en unidad (mg/L)	1	2	2	2	1,75
Remoción (%)	80	80	60	80	75

Nota: Fuente propia de la investigación.

remoción de sulfuro (Talaiekhosani, 2016). La formación de sulfuro de hierro es un proceso rápido, demostrado por la creación inmediata de un precipitado negro, el cual no aumenta la toxicidad ni genera subproductos peligrosos (Zhang, 2008).

La reacción del establecimiento de FeS tiene mayor efectividad ante pH neutros (Firer *et al.*, 2008) como los presentados en el periodo de aplicación del sulfato de hierro (6,8; tabla 6). La ecuación 6 muestra la reacción específica al usar sulfato de hierro para oxidar el sulfuro de hidrógeno.



En el presente estudio, se midieron concentraciones de 2 mg/L y 1 mg/L de sulfuro total, las cuales, al utilizar la distribución de especies de sulfuro (45 % de H<sub>2</sub>S a pH 7), se pueden leer como concentraciones residuales de 0,9 mg H<sub>2</sub>S/L y 0,5 mg H<sub>2</sub>S/L. Esos resultados concuerdan con el estudio de dosificación de Oviedo *et al.* (2011), en el cual determinan, como límite de remoción de H<sub>2</sub>S, 0,5 mg/L. Cabe recalcar que estas concentraciones residuales no se logran eliminar incluso con muy altas dosis de sulfato de hierro. Finalmente, se obtuvo un promedio de 1.8 mg/L de sulfuro que representa una reducción de sulfuros promedio de 79 %, en comparación con la línea base.

De acuerdo con la estequiometría de la reacción a la hora de formarse el sulfuro de hierro, se requieren 4,5 gramos de sulfato de hierro para precipitar un gramo de sulfuro de hidrógeno. Sin embargo, en la práctica, esto difiere. Las dosificaciones reales pueden variar, debido a factores como el pH y concentraciones de fósforo en el agua (Oviedo *et al.*, 2011). Esto dado que la creación de FeS es solo una de las posibles interacciones entre fósforo, azufre y hierro en las PTAR (Hauduc *et al.*, 2019). Sin embargo, las dosis utilizadas en este estudio se consideran acertadas, ya que lograron acercarse a una remoción máxima de H<sub>2</sub>S.

#### Adición de BiOWiSH® Odor

En este periodo, la PTAR recibió un caudal mayor al reportado en los otros lapsos del estudio; se observó un THR, en el tanque de homogeneización, menor (7,08 h) al reportado durante la aplicación de las otras medidas (Tabla 7). Dicha condición operacional pudo haber mostrado una afectación positiva en los resultados, durante la colocación del producto, ya que TRH más largos tienen mayor potencial de generar olores desagradables por las condiciones anaeróbicas y ácidas que provoca y viceversa (Lozada y Giraldo, 2019). Sin embargo, en este momento de la investigación, se presentaron pH ligeramente ácidos, con un promedio de 6,6 (tabla 6), por lo que se observa una reducción con respecto al pH del agua



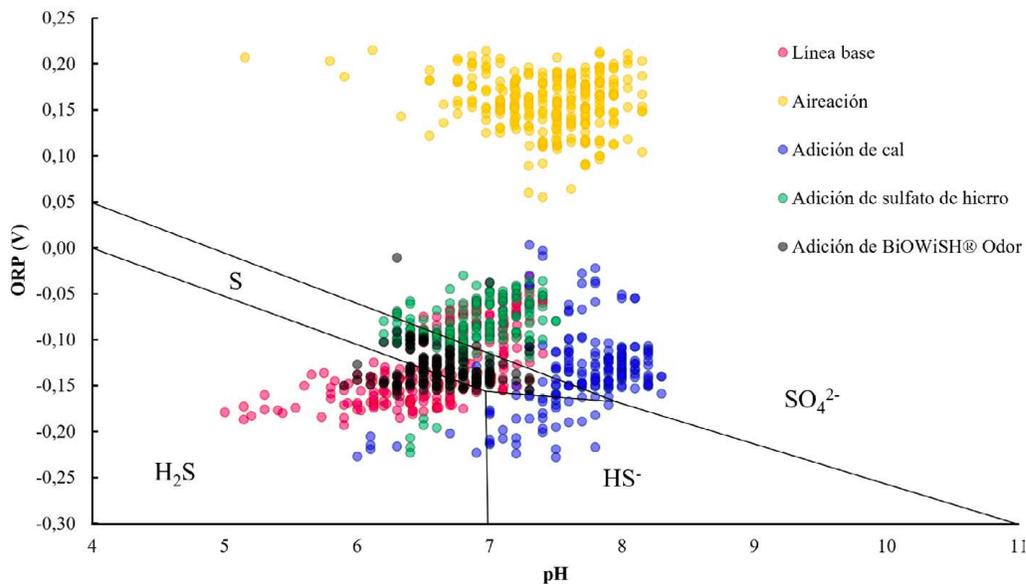
de entrada (7,1; tabla 5), lo cual, combinado con un promedio de ORP de -132,39 mV, señala la presencia de una fermentación ácida en la unidad (Environmental, 2007). Por lo tanto, el uso de BiOWiSH® Odor evidencia un comportamiento muy similar al medido en la línea base donde no se aplicó ninguna medida de control de olores.

Adicionalmente, la concentración de los sulfuros se redujo a 3,5 mg/L, correspondiente a 56 % de remoción ligada directamente con la reducción de H<sub>2</sub>S. Se presume que la concentración de sulfuros es menor a la reportada en la línea base, por la adición de microorganismos, micronutrientes y activadores de procesos metabólicos encontrados en el producto comercial (BiOWiSH® technologies, 2006); no obstante, se desconoce los grupos bacterianos específicos utilizados en el cultivo. Ya que se ha reportado su efectividad en alcantarillados con altos niveles de H<sub>2</sub>S (Jiang, 2017), es recomendable realizar pruebas adicionales, con el fin de profundizar

en su mecanismo de remoción y garantía en la reducción de olores en tanques de homogeneización. Dichas pruebas pueden apoyarse en la adaptación de la dosis y el tiempo de activación del producto, basados en los TRH de los tanques de almacenamiento.

### Tendencias del pH y ORP durante la aplicación de las medidas de control

En la figura 4, se presentan los resultados de la correlación de los parámetros pH y ORP, durante la aplicación de las medidas de control de olores, los cuales se posicionaron a escala sobre el diagrama de dispersión de Pourbaix Oliveira *et al.* (2017), donde se describe la distribución de las especies de sulfuro (ORP en función del pH) en condiciones de equilibrio en sistemas hídricos. Dicha representación tiene como objetivo valorar si las medidas de control aplicadas desplazan las condiciones de la unidad lejos de la zona del diagrama gobernada por el



**Figura 4.** Comportamiento del tanque de homogeneización en los periodos del estudio de medidas de control de olores, en contraste con el diagrama de las especies de azufre en el agua  
Nota: Adaptación de Oliveira *et al.*, 2017, con datos propios de esta investigación.



H<sub>2</sub>S, recordando que este es la única especie de tal diagrama que puede ser transferida a la fase gaseosa y causar emisiones de olores ofensivos (Talaiekhosani, 2016).

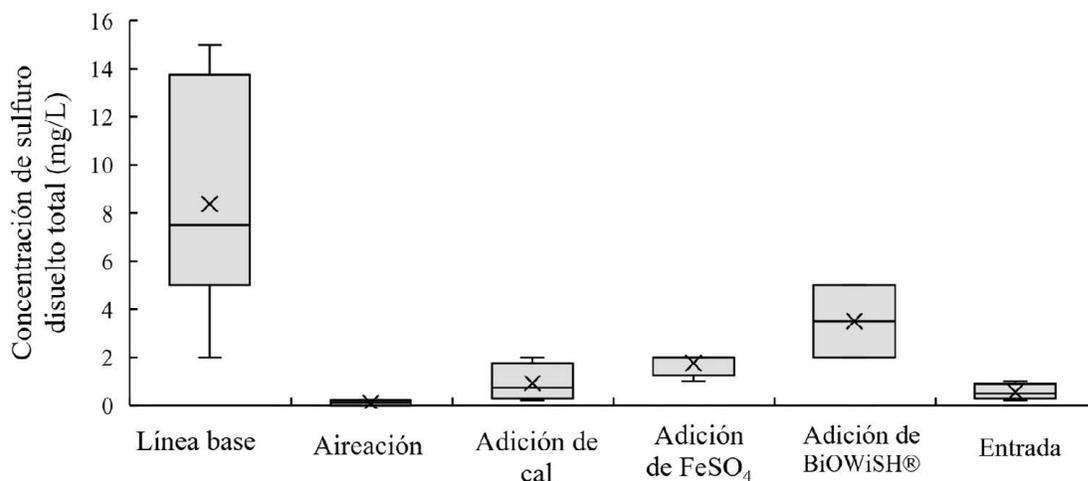
Se puede observar que los periodos con mayor densidad de puntos en la zona gobernada por el H<sub>2</sub>S son la línea base y adición de BiOWiSH® Odor. Por otro lado, las medidas de adición de cal y adición de sulfato de hierro, debido a cambios en el pH y en el ORP, se alejan de la especie H<sub>2</sub>S. Ambos periodos tienen escasos puntos en la zona gobernada por el H<sub>2</sub>S. Por su parte, la adición de cal se desplaza hacia SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> y HS<sup>-</sup> mientras el periodo de agregado de sulfato de hierro se moviliza hacia azufre elemental y sulfato. Estos lapsos tienen un potencial de emisión de H<sub>2</sub>S menor al de la línea base y al de aplicación de BiOWiSH® Odor. Finalmente, el periodo de aireación es el que tiene condiciones de pH y ORP más alejadas a la zona gobernada por H<sub>2</sub>S. La totalidad de los puntos se encuentra en la zona de la especie SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. Es el momento con condiciones más favorables, con menor potencial de producir emisiones de H<sub>2</sub>S. En

orden creciente de potencial de emisión de H<sub>2</sub>S, se encuentran aireación, adición de cal y adición de sulfato de hierro, línea base y adición de BiOWiSH® Odor.

### Sulfuro disuelto total medido antes y durante la aplicación de las medidas de control

En todos los periodos de aplicación de medidas de control de olores, se reportó una mengua en la concentración de sulfuros disueltos totales. Como se presenta en la figura 5, el orden decreciente la concentración de sulfuro es aireación, adición de cal, adición de sulfato de hierro y, finalmente, adición de BiOWiSH®.

En el caso de la aireación, se removieron y previnieron sulfuros disueltos. Se presenta remoción, ya que el agua de entrada de la PTAR reportó un promedio de 0,6 mg/L, mientras que la unidad en el periodo de aireación mostró concentraciones menores (< 0,2 mg/L). Las medidas de adición de cal, sulfato de hierro y BiOWiSH® Odor disminuyeron la concentración de sulfuro en función de la línea base.



**Figura 5.** Concentración de sulfuro total en los periodos del estudio con medidas de control de olores

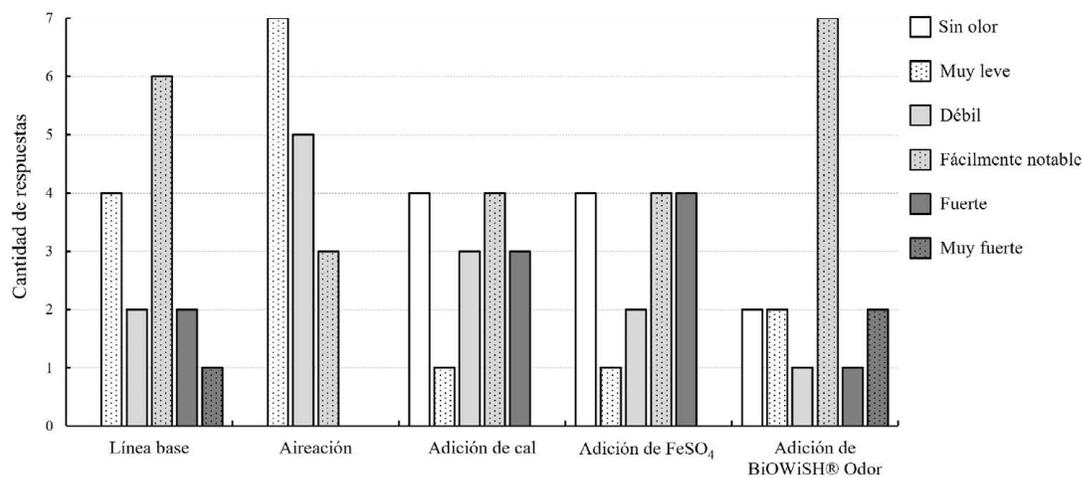
Nota: Fuente propia de la investigación.



A partir de los resultados y del funcionamiento teórico de las medidas, se asume que, en el caso de la aireación, se inhibe la actividad de las bacterias reductoras de sulfato y oxidación química del sulfuro; la adición de cal causó una oxidación química del sulfuro en el agua; y, en el agregado de sulfato de hierro, el sulfuro precipitó en forma de FeS. Finalmente, en la adición de BiOWiSH® Odor, el cambio es característico de las propiedades presentes en el producto comercial.

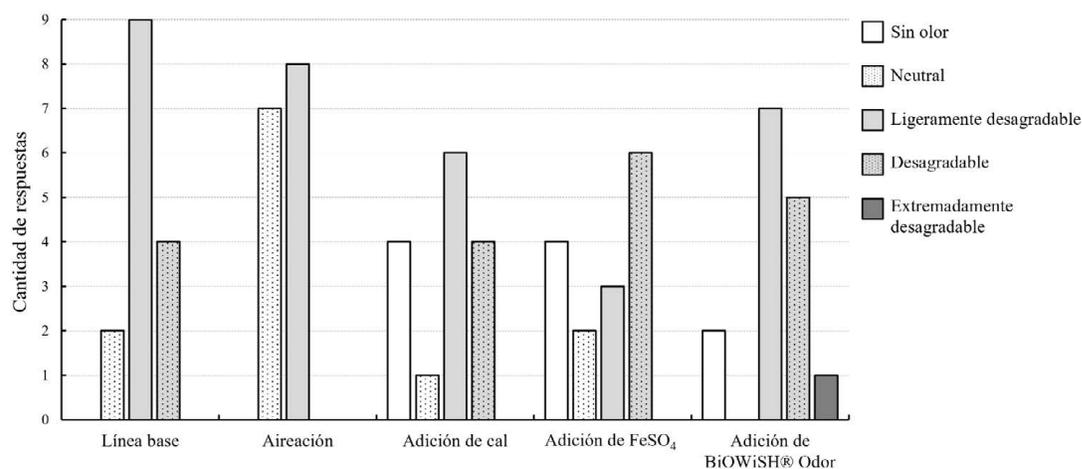
### Percepción humana del olor a partir de encuestas

La percepción humana del olor es un criterio esencial de la eficacia de una medida de control de olores en aguas residuales (Jiang, 2017); las respuestas son influenciadas por la detección y percepción de los encuestados. La figura 6 y figura 7 presentan los resultados de la encuesta utilizada antes y durante la aplicación de las cuatro medidas,



**Figura 6.** Frecuencia de intensidad del olor para cada uno de los periodos de aplicación de medidas de control

Nota: Fuente propia de la investigación.



**Figura 6.** Frecuencia de ofensividad del olor para cada uno de los periodos de aplicación de medidas de control.

Nota: Fuente propia de la investigación.



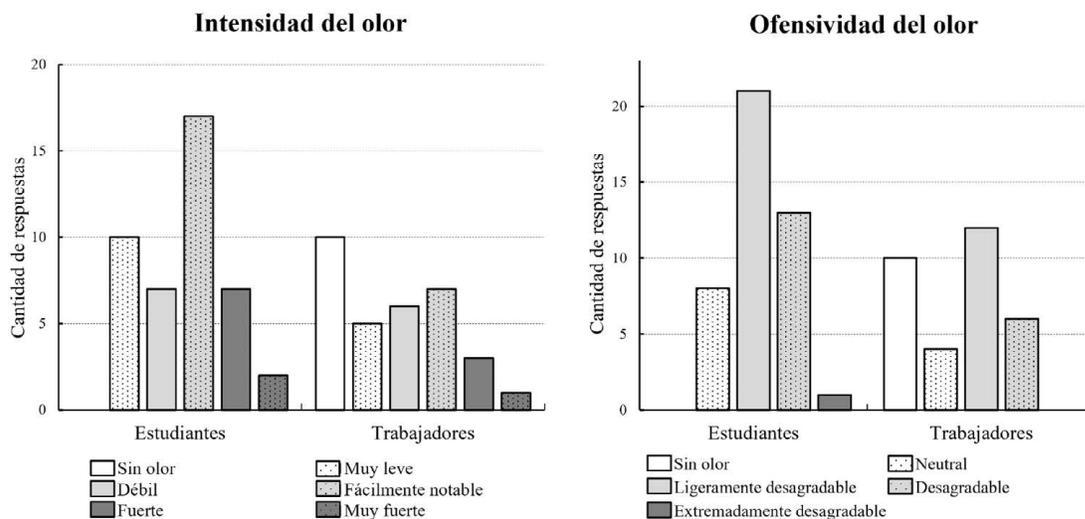
con el fin de relacionar la efectividad de los parámetros fisicoquímicos anteriormente monitoreados, con respecto a la percepción al olor. Las contestaciones están basadas en cómo el individuo percibe la intensidad del olor y qué tan ofensivo lo considera.

De esa manera, la aireación fue la que mostró mayor diferencia en todos los parámetros fisicoquímicos estudiados, concordó con los resultados de la encuesta, en la cual, para el criterio de intensidad, sobresalen las categorías “muy leve” y “débil”, seguidas solo por “fácilmente notable”; mientras que de ofensividad resaltan únicamente las categorías más bajas: “neutral” y “sin olor” (figura 8). Al comparar el resto de las medidas aplicadas con la línea base, una vez más, se observaron diferencias significativas solo con respecto a la aireación, con la cual los valores en las variables intensidad y ofensividad son menores al resto de los periodos.

A pesar de que la adición de cal, adición de sulfato de hierro y adición de BiOWiSH® Odor generaron una disminución de sulfuro total y del H<sub>2</sub>S, no mostraron un cambio significativo en ninguna de las categorías de

percepción del olor, basado en las variables intensidad y ofensividad del olor. Al igual que en la línea base, todas muestran presencia de la categoría de ofensividad “desagradable” con una intensidad de “fuerte” a “muy fuerte”. Esto puede ser debido a que la mitigación de H<sub>2</sub>S es un tema ampliamente recopilado y central en la problemática de olores, sin embargo, su control no asegura la disminución de la intensidad y ofensividad de estos (Suffet *et al.*, 2007).

Al categorizar los grupos encuestados en estudiantes y trabajadores, se encontró una diferencia significativa en la percepción de los grupos, en torno a la intensidad y ofensividad bajo las mismas condiciones (figura 8). Los trabajadores reportaron una baja intensidad y ofensividad del olor, mientras que los estudiantes encontraron los hedores mucho más intensos y ofensivos. Esto pudo darse por las características y el contexto de los encuestados que influyen la percepción del olor (Van Harreveld, 2001), ya que los estudiantes realizan la visita aleatoriamente y los trabajadores están más habituados.



**Figura 8.** Frecuencia de intensidad (izquierda) y ofensividad (derecha) del olor para los estudiantes y trabajadores

Nota: Fuente propia de la investigación.



El tono hedónico del olor está relacionado positivamente con la familiaridad de este (Seo *et al.*, 2008). Gamonal y Sota (2021) aluden al fenómeno de fatiga odorífica, en la cual los pobladores expuestos repetitivamente a un mismo hedor disminuyen su sensibilidad ante él. Todos estos factores (familiaridad, edad, capacitación y sensibilidad) pueden verse involucrados en las diferencias en ofensividad e intensidad por parte de los encuestados. A pesar de esta diferencia en percepción de olores, no se recomienda priorizar una perspectiva sobre otra.

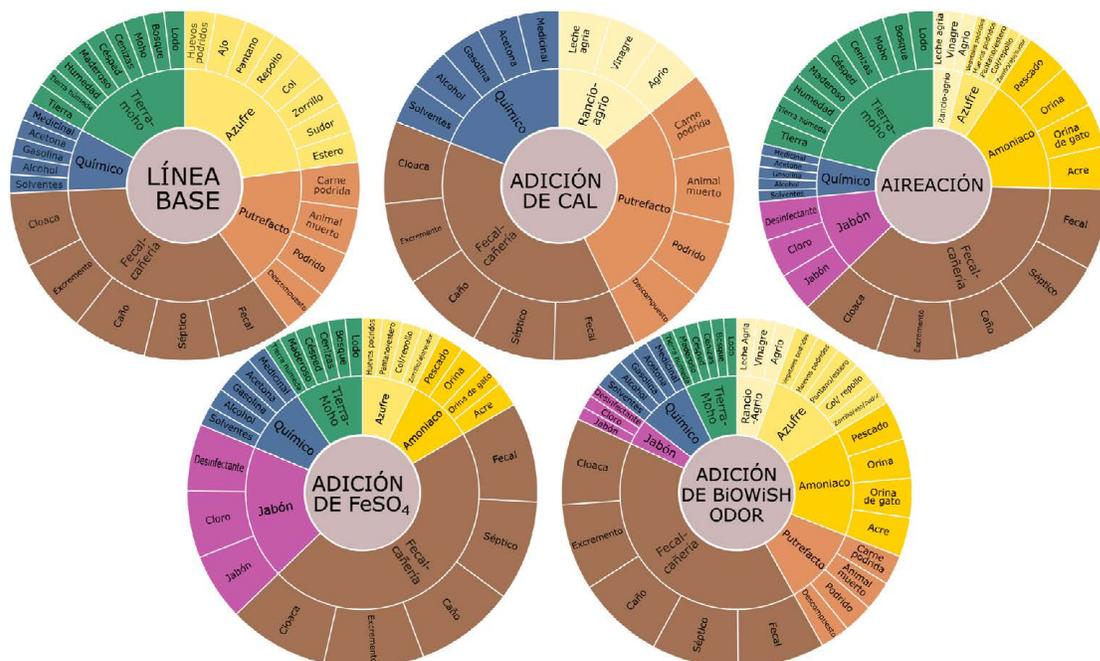
### Caracterización por medio de ruedas de olor

Los olores de aguas residuales son fuentes de hedores complejas y los seres humanos suelen tener grandes dificultades para identificar odorantes específicos. Esta complejidad se hace insuperable a medida que aumenta la de la fuente de olor (Jinks y Laing, 1999). Por esta razón, las ruedas de

olores son herramientas útiles para su caracterización o identificación.

Como parte los productos de la investigación se adaptaron de la literatura ruedas de olor, con el objetivo de identificar lo percibido antes y durante la aplicación de las medidas de control; las respuestas se pueden observar en la figura 9. En todas las ruedas de olores generadas en el estudio, se encuentra el grupo “fecal-cañería”. Los compuestos escadol e indol son frecuentemente asociados con un olor fecal, son percibidos y reconocidos a bajas concentraciones (Zhou *et al.*, 2016); sin embargo, no se tiene evidencia de que sean los odorantes responsables, por lo que las respuestas en la categoría “fecal” pueden deberse a las influencias visuales y al contexto durante la realización de la encuesta.

La disminución de las concentraciones de sulfuro disuelto en el agua del tanque de homogeneización es acompañada por menor frecuencia del grupo de “azufre”, en



**Figura 9.** Ruedas de olor específicas en los periodos de control de olores

Nota: Fuente propia de la investigación.



comparación con la línea base. No obstante, no se encuentra una relación lineal. Esto es, en parte, por la dificultad de identificación de olores específicos, variaciones en las percepciones olfativas de los participantes y porque el  $H_2S$  no es el único odorante con la etiqueta de “azufre”. Suffet *et al.* (2007) mencionan que, aunque muchas veces el  $H_2S$  se utiliza como sustituto de todos los olores a azufre, su umbral de detección no es tan bajo como el de muchos otros compuestos de azufre en las aguas residuales.

## Conclusiones

En el estudio de las condiciones del agua residual cruda, se pudo determinar que el pH, DO, ORP y la temperatura no presentaron variaciones significativas a lo largo de los periodos valorados. Esto permitió comparar los resultados de cada medida aplicada con la línea base, de manera precisa y confiable. En la línea base, se observó un régimen anaerobio y reductor, con una alta concentración de sulfuros disueltos y un pH ligeramente ácido. Estas características se atribuyeron a la reducción biológica de sulfato y la fermentación ácida. Según los parámetros pH, ORP y concentración de sulfuros, la eficacia de las medidas de control de olores aplicadas en esta investigación se puede organizar en el siguiente orden: aireación, adición de cal, adición de sulfato de hierro y, finalmente, la adición del producto comercial BiOWiSH® Odor.

Respecto a la aplicación de las medidas, el proceso de mantener aireada la unidad homogeneizadora hasta 1 mg/L de DO aseguró un ORP positivo e indujo un régimen oxidativo y aerobio, lo que llevó a disminuir la concentración de sulfuros disueltos, debido a la inhibición de las bacterias reductoras de sulfato y la oxidación química; esto deriva en concentraciones de sulfuros, en la unidad,

menores que las del agua de entrada. En el periodo de adición de cal, la concentración de sulfuros, dada la oxidación química del elemento, se vio disminuida y sugiere que el aumento del pH generó un desplazamiento del equilibrio hacia la especie  $HS^-$ , por lo que disminuyó significativamente la emisión de  $H_2S$ . Del mismo modo, con la adición de sulfato de hierro en la unidad, se logró bajar las concentraciones residuales cercanas al límite teórico de remoción, ya que el sulfuro precipitó en forma de FeS. Durante la adición de BiOWiSH® Odor, el decrecimiento de la concentración de sulfuros se le atribuye a un posible grupo de microorganismos presentes en el producto comercial. Sin embargo, se desconoce el principal mecanismo biológico que ocurre en el tanque de homogeneización.

Las encuestas de percepción de olor mostraron que la medida de control de hedores mediante aireación logró disminuir la intensidad y ofensividad del olor respecto a la línea base, demostrando su efectividad para mitigar lo descrito como desagradable. Por el contrario, la falta de cambio en la percepción del olor durante los periodos de la adición de cal y de sulfato de hierro indica que ambas estrategias no son seguras para el control de los hedores producidos en la unidad en estudio. Además, tales tácticas sugieren que los odorantes problemáticos emitidos en la unidad no se limitan únicamente al  $H_2S$ , lo que podría requerir enfoques de mitigación adicionales para abordar este problema de manera integral.

## Agradecimiento

B. R. C. agradece al personal de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de Costa Rica, Finca 2, por permitir el acceso a sus instalaciones y acompañamiento en el muestreo; y al Grupo PROAM-SA, por las gestiones administrativas.



## Conflicto de intereses

Las autoras declaran no tener algún conflicto de interés.

## Declaración de la contribución de los autores

Las autoras afirmamos que se leyó y aprobó la versión final de este artículo. El porcentaje total de contribución para la conceptualización, preparación y corrección de este artículo fue el siguiente: B. R. C. 50 % y M. L. B. H. 50 %.

## Declaración de disponibilidad de los datos

Los datos que respaldan los resultados de este estudio serán puestos a disposición por la autora B. R. C., previa solicitud razonable.

## Referencias

- Allende, I., Barceló, I., Bussy, A. L., González, C. y Solís, H. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. *Revista de la Sociedad Química de México*, 46. [https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0583-76932002000200004&script=sci\\_arttext](https://www.scielo.org.mx/scielo.php?pid=S0583-76932002000200004&script=sci_arttext)
- Attal, A., Brigodiot, M., Camacho, P. y Manem, J. (1992). Biological mechanisms of H<sub>2</sub>S formation in sewer pipes. *Water Science and Technology*, 26(1), 907-921. <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0471>
- Bazemo, U., Gradner, E., Romero, A., Hauduc, H., Al-Omari, A., Takacs, I., Murthy, S., Torrents, A. y De Clippeleir, H. (2020). Investigating the dynamics of volatile sulfur compound emission from primary systems at a water resource recovery facility. *Water Environment Research*, 93(2), 316-327. <https://doi.org/10.1002/wer.1417>

- BiOWiSH technologies. (2006). BiOWiSH® Odor Case Study- Rapidly Reducing Odor at Sewage Station in Se Jing Shan District, China. *BiOWiSH technologies*. <https://www.biowishtechnologies.com/resource/odor-emissions-sewage-station-china/>
- Brancher, M., Griffiths, K. D., Franco, D. y Lisboa, H. (2017). A review of odour impact criteria in selected countries around the world. *Chemosphere*, 168, 1531-1570. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.11.160>
- Burlingame, G. A. (2009). A practical framework using odor survey data to prioritize nuisance odors. *Water Science and Technology*, 59(3), 595-602. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.872>
- Carrera-Chapela, F., Donoso-Bravo, A., Souto, J. A. y Ruiz-Filippi, G. (2014). Modeling the Odor Generation in WWTP: An Integrated Approach Review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 255(1), 1-15. <https://doi.org/10.1007/s11270-014-1932-y>
- Chen, G. H., van Loosdrecht, M. C., Ekama, G. A. y Brdjanovic, D. (2023). *Biological wastewater treatment: principles, modeling and design*. London: IWA publishing. <https://doi.org/10.2166/9781789060362>
- Decreto No. 33601-S - Reglamento de Vertido y Reuso de Aguas Residuales, Pub. L. No. Decreto, *La Gaceta no. 234*, alcance 106 (2007). [https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm\\_texto\\_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250&strTipM=TC](https://www.pgrweb.go.cr/scij/Busqueda/Normativa/Normas/nrm_texto_completo.aspx?param1=NRTC&nValor1=1&nValor2=59524&nValor3=83250&strTipM=TC) (Accedido el 15-1-23).
- Environmental, Y. S. I. (2007). ORP management in wastewater as indicator of process efficiency. Yellow Springs, OH: YSI.
- Firer, D., Friedler, E. y Lahav, O. (2008). Control of sulfide in sewer systems by dosage of iron salts: Comparison between theoretical and experimental results, and practical implications. *Science of the Total Environment*, 392(2), 145-156. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.11.008>
- Gamonal, S. P. y Sota, L. (2021). *Revisión Sistemática: Compuestos Odorantes Emitidos en el Tratamiento de Aguas Residuales, y su Efecto en la Salud Comunitaria*. (Tesis de bachillerato). Universidad César Vallejo, La Libertad, Perú. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/64900>



- García, E. M. y López, J. (1985). *Aspectos sanitarios del estudio de las aguas*. Granada: Universidad de Granada.
- Goel, R. K., Flora, J. R. V. y Chen, J. P. (2005). *Flow Equalization and Neutralization*. En: Wang, L. K., Hung, Y. T. y Shammas, N. K. (eds.), *Physicochemical Treatment Processes*. Handbook of Environmental Engineering, vol 3. Humana Press. <https://doi.org/10.1385/1-59259-820-x:021>
- Gostelow, P., Parsons, S. A. y Stuetz, R. M. (2001). Odour measurements for sewage treatment works. *Water Research*, 35(3), 579-597. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00313-4](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00313-4)
- Griffiths, K. D. (2014). Disentangling the frequency and intensity dimensions of nuisance odour and implications jurisdictional odour impact criteria. *Atmospheric Environment*, 90, 125-132. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.022>
- Gudjonsson, G., Vollertsen, J. y Hvitved-Jacobsen, T. (2002). Dissolved oxygen in gravity sewers - measurement and simulation. *Water Science and Technology*, 45(3), 35-44. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0049>
- Hao, O. J., Chen, J. M., Huang, J. y Buglass, R. L. (2009). Sulfate-Reducing bacteria. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 26(2), 155-187. <https://doi.org/10.1080/10643389609388489>
- Hauduc, H., Wadhawan, T., Johnson, B., Bott, C., Ward, M. y Takacs, I. (2019). Incorporating sulfur reactions and interactions with iron and phosphorus into a general plant-wide model. *Water Science and Technology*, 79(1), 26-37. <https://doi.org/10.2166/wst.2018.482>
- Hawko, C., Verrielle, M., Hucher, N., Crunaire, S., Leger, C., Locoge, N. y Savary, G. (2021). A review of environmental odor quantification and qualification methods: The question of objectivity in sensory analysis. *Science of The Total Environment*, 795(1), 1-20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148862>
- Hvitved, T., Vollertsen, J. y Tanaka, N. (2000). An integrated aerobic/anaerobic approach for prediction of sulphide formation in sewer. *Water Science and Technology*, 6, 107-115. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0099>
- Jiang, G., Melder, D., Keller, J. y Yuan, Z. (2017). Odor emissions from domestic wastewater: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(17), 1581-1611. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1386952>
- Jinks, A. y Laing, D. G. (1999). A limit in the processing of components in odour mixtures. *Perception*, 28(3), 395-404. <https://doi.org/10.1068/p2898>
- Kang, J. H., Song, J., Yoo, S. S., Lee, B. J. y Ji, H. W. (2020). Prediction of Odor Concentration Emitted from Wastewater Treatment Plant Using an Artificial Neural Network (ANN). *Atmosphere*, 11(8), 785-794. <https://doi.org/10.3390/atmos11080784>
- Khanal, S. K. y Huang, J.-C. (2003). ORP-based oxygenation for sulfide control in anaerobic treatment of high-sulfate wastewater. *Water Research*, 37(9), 2053-2062. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00618-8](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00618-8)
- Kim, H., Lee, H., Choi, E., Choi, I., Shin, T., Im, H. y Ahn, S. (2014). Characterization of odor emission from alternating aerobic and anoxic activated sludge systems using real-time total reduced sulfur analyzer. *Chemosphere*, 117, 394-401. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.008>
- Lebrero, R., Bouchy, L., Stuetz, R. y Muñoz, R. (2011). Odor Assessment and Management in Wastewater Treatment Plants: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41(10), 915-950. <https://doi.org/10.1080/10643380903300000>
- Lewkowska, P., Ciešlik, B., Dymerski, T., Konieczka, P. y Namieśnik, J. (2016). Characteristics of odors emitted from municipal wastewater treatment plant and methods for their identification and deodorization techniques. *Environmental Research*, 151, 573-586. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2016.08.030>
- López, C. M., Buitrón, G., García, H. A. y Cervantes F. J. (2017). *Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño*. London: IWA <https://doi.org/10.2166/9781780409146>
- Lozada, D. L. y Giraldo, E. A. (2019). *Origen de los olores en plantas de tratamiento de aguas residuales*. (Trabajo de grado). Escuela Colombiana de Ingeniería Julio Garavito, Bogotá, Colombia. <https://repositorio.escuelaing.edu.co/handle/001/981>
- Metcalf and Eddy. Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. New York: McGraw-Hill Ltd.
- Muñoz, R., Sivret, E. C., Parcsi, G., Lebrero, R., Wang, X., Suffet, I. H. y Stuetz, R. M. (2010). Monitoring techniques for odour abatement assessment. *Water Research*, 44(18), 5129-5149. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.013>



- Oliveira, M. C., Lima, A. P., Figueredo, R. M., Acciari, H. A. y Codaro, E. N. (2017). Um estudo termodinâmico da corrosão dos aços carbono pelo sulfeto de hidrogênio - explorando conceitos de equilíbrio químico. *Química Nova*, 41(5), 1-9. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042,20170186>
- Oviedo, E. R., Johnson, D. y Shipley, H. (2011). Evaluation of hydrogen sulphide concentration and control in a sewer system. *Environmental Technology*, 33(10), 1207-1215. <https://doi.org/10.1080/09593330.2011.618932>
- Park, K., Lee, H., Phelan, S., Liyanaarachchi, S., Marleni, N., Navaratna, D. y Shu, L. (2014). Mitigation strategies of hydrogen sulphide emission in sewer networks: A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 95(A), 251-261. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.02.013>
- Rice, E. W., Bridgewater, L. y Association, A. P. H. (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (vol. 10). Washington, D. C.: American Public Health Association.
- Ruiz, J. y Moreno, J. (2009). Modelado e identificación del proceso de sulfuro oxidación en el tratamiento biológico de aguas residuales. *Congreso Anual 2009 de la Asociación de México de Control Automático*. [https://amca.mx/memorias/amca2009/articulos/amca2009\\_75.pdf](https://amca.mx/memorias/amca2009/articulos/amca2009_75.pdf)
- Seo, H., Buschhuter, D. y Hummel, T. (2008). Contextual Influences on the Relationship between Familiarity and Hedonicity of Odors. *Journal of Food Science*, 73(6), 273-278. <https://doi.org/10.1111/j.1750-3841,2008,00818.x>
- Steudel, R. (2020). The chemical sulfur cycle. En: Piet, N. L. (ed.), *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution: principles and engineering* (11-53). London: IWA. [https://doi.org/10.2166/9781789060966\\_0011](https://doi.org/10.2166/9781789060966_0011)
- Suffet, I. H. y Rosenfeld, P. (2007). The anatomy of odour wheels for odours of drinking water, wastewater, compost, and the urban environment. *Water Science and Technology*, 55(5), 335-344. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.196>
- Tagliaferri, F. y Invernizzi, M. (2023). Experimental evaluation on liquid area sources: Influence of wind velocity and temperature on the wind tunnel sampling of VOCs emissions from wastewater treatment plant. *Chemosphere*, 312(2), 15-97. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137337>
- Talaiekhosani, A., Bagheri, M., Goli, A. y Khoozani, M. R. (2016). An overview of principles of odor production, emission, and control methods in wastewater collection and treatment systems. *Journal of Environmental Management*, 170, 186-206. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.01.021>
- Valencia, J., Espinosa, A., Parra, A. y Peña, M. (2011). Percepción del riesgo por emisiones atmosféricas provenientes de la disposición final de residuos sólidos. *Revista de Salud Pública*, 13(6), 930-941. <http://hdl.handle.net/10906/80870>
- Van Harreveld, A. P. (2001). From odorant formation to odour nuisance: new definitions for discussing a complex process. *Water Science and Technology*, 44(9), 9-15. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0498>
- Vollertsen, J., Nielsen, A., Jensen, H. S. y Hvitved-Jacobsen, T. (2008). Modeling the formation and fate of odorous substances in collection systems. *Water Environmental Research*, 80(2), 118-126. <https://doi.org/10.2175/106143007X220671>
- Zhang, L., Schryver, P., Gussem, B., Muynck, W., Boon, N. y Verstraete W. (2008). Chemical and biological technologies for hydrogen sulfide emission control in sewer systems: A review. *Water Resources*, 42(1), 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.07.013>
- Zhang, Z., Chang, N., Wang, S., Lu, J., Li, K. y Zheng, C. (2022). Enhancing sulfide mitigation via the sustainable supply of oxygen from air-nanobubbles in gravity sewers. *Science of The Total Environment*, 808, 152203. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152203>
- Zhou, Y., Hallis, A. S., Vitko, T. y Suffet, I. H. (2016). Identification, quantification, and treatment of fecal odors released into the air at two wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 180(1), 257-263. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.046>



Medidas de control de olores para un tanque homogeneizador de una planta de tratamiento de aguas residuales en Costa Rica (Britanny Ramos-Castellón • Mary-Luz Barrios-Hernández)

Uniciencia is protected by Attribution-NonCommercial-NoDerivs 3.0 Unported  
(CC BY-NC-ND 3.0)