

Evaluación de diferentes variables operacionales en un sistema de biofiltración con tres tipos de lechos orgánicos para la remoción simultánea de Sulfuro de hidrogeno (H₂S) y Amoniacó (NH₃)

Fernández Ángela ^a, Paternina María ^a, Cabeza Rojas Iván ^a, Forero Daniel Felipe ^a

^a Facultad de Ingeniería Ambiental, Universidad Santo Tomás, Carrera 9 #51-11

Resumen

Actualmente la actividad industrial en los diferentes procesos se genera olores ofensivos, los cuales se consideran como contaminación atmosférica ya que afectan la calidad de vida de las personas, siendo así un problema para la sociedad. Es por ello que el conocimiento de las fuentes de olores y las tecnologías existentes para su control es de gran importancia para proponer soluciones y facilitar la instalación de un sistema para el control de olores básico. En el presente artículo, se evaluó la remoción simultánea de los compuestos H₂S y NH₃ en tres tipos de lechos orgánicos pollinaza-poda (PO), pollinaza-bagazo (BA) y pollinaza-cascarilla (CA) a partir de las variables operacionales tiempo de retención y humedad. Inicialmente se realizó un acondicionamiento de las condiciones de operación de los contaminantes, con respecto a la operación de la planta de tratamiento de aguas residuales del Salitre con objeto de establecer un sistema de Biofiltración. Las concentraciones de entrada al sistema de biofiltro se sometieron a dos fases, la primera fase fue la evaluación de la variable tiempo de retención, usando concentraciones máximas (250 ppm - 19 ppm) y medias (50 ppm -4 ppm) de H₂S y NH₃ respectivamente, aclarando que cada una de estas permanecía por cuatro días, hasta culminar las mediciones. La segunda fase es la variable de humedad donde se manejaron concentraciones de 70 ppm y 7 ppm de H₂S y NH₃, las mediciones fueron realizadas durante 5 meses, midiendo tres veces a lo largo del día.

Considerando los datos de entrada y salida del sistema, se tuvo en cuenta para estimar la eficiencia de remoción de los dos contaminantes, siendo el biofiltro BA el mejor lecho orgánico para remover H₂S con un 70 % de eficiencia, a un concentración Es de resaltar que obtuvieron eficiencias de eliminación con valores mayores al 50% en todos los lechos estudiados, aunque se encontraron diferencias entre las eficiencias estas están relacionados con los diferentes tipos de lechos y sus diferentes características fisicoquímicas de compostaje que son de gran importancia para el buen desempeño del sistema de biofiltración, parámetros como pH, humedad, porosidad y retención del agua dan una estabilidad al sistema.

Para analizar las diferencias significativas entre las variables operacionales y los biofiltros, se empleó el software R lo cual arrojó que la variable humedad es la que mejor ejerce un efecto significativo sobre la eficiencia de remoción.

Palabras claves: Tiempo de retención, humedad, H₂S, NH₃, eficiencia de remoción, biofiltración.

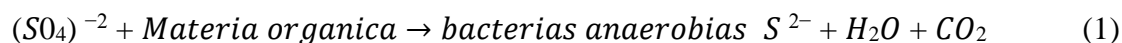
Introducción

Actualmente la contaminación atmosférica es uno de los problemas ambientales más importantes, son numerosas las causas por las cuales se originan, acción del hombre o bien sea por causas naturales. A menudo, la contaminación natural ocurre en cantidades mayores que la producida por las actividades humanas, sin embargo, esta es de mayor impacto y representa una amenaza más significativa; la emisión de contaminantes gaseosos a la atmósfera origina una serie de impactos ambientales considerables a diversas escalas tales como la lluvia ácida, contaminación fotoquímica, efecto invernadero, etc.

Hoy en día son numerosas las actividades industriales generadoras de olores: plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), tratamiento de subproductos de origen animal, procesado de pescado y conservas, industria alimentaria, mataderos, tratamiento de residuos sólidos urbanos (basuras, compostaje, vertederos), industria química y farmacéutica, industrias del tabaco, refinerías de petróleo, etc. [1]

La planta de tratamiento de agua residual es la principal fuente de emisión de H_2S y NH_3 , encontrados en las corrientes de entrada de las aguas residuales y en las unidades de los sistemas de tratamiento [2]; entre las causas de generación de olores, se encuentran las condiciones operacionales, el incremento en las capacidades de tratamiento, así como los procesos deficientes de almacenamiento, la falta de tanques de tratamiento de lodos, todo esto dependiendo del proceso [3]. Las condiciones operacionales como pH, temperatura y el tiempo de retención hidráulico (EBRT) tienen un gran efecto sobre las características de olor, por ejemplo, las condiciones anaerobias o bajos niveles de oxígeno en las aguas residuales y largos EBRT, favorecen la formación de compuestos de azufre reducidos (como mercaptanos) y ácidos carboxílicos [4]. Según un estudio realizado por la Universidad de Chile [5], menciona que el pH ácido favorece la formación del H_2S mientras un pH neutro beneficia al NH_3 , debido al equilibrio químico y su disociación, así como por la presencia de los microorganismos que se desarrollan en dichas condiciones.

La generación del H_2S se debe fundamentalmente al metabolismo en ambiente anaerobio de los sulfatos presentes en el agua residual por bacterias sulfato reductoras, que se describen con las ecuaciones de Cheremisinoff [1]:



En cuanto al amoníaco se puede encontrar en aguas residuales en concentraciones de 12 a 60 mg/L [6]. Dada la gran cantidad de fuentes emisoras de compuestos que generan olores, en los últimos años se ha realizado un esfuerzo por desarrollar tecnologías específicas para la eliminación de este tipo de compuestos. En la actualidad, para prevenir los riesgos de la contaminación por olores, se han considerado sistemas de tratamientos fisicoquímicos y biológicos [7]. No obstante, los sistemas fisicoquímicos (condensación adsorción y

absorción) se caracterizan en general por tener altas eficiencias de eliminación, presentan la desventaja de que los contaminantes sólo son transferidos de una fase a otra generando una corriente que será necesario disponer sus residuos utilizando otro tratamiento, también demandan altos consumos de reactivos y tienen altos requerimientos de energía que encarecen su costo [8].

A diferencia de la biofiltración que es una de las técnicas biológicas más utilizadas para el control o tratamiento de olores, debido a que presenta una tecnología eficiente y económica. Esta ofrece interesantes garantías medioambientales y es económicamente atractivo para las empresas, debido a que puede significar un ahorro en los insumos utilizados para los tratamientos establecidos en el tratamiento de olores [9].

El sistema de biofiltración consta básicamente de unos biofiltros que son recipientes compuestos por lechos de materiales naturales como tierra, compost, residuos agrícolas, o lechos inertes y biológicos, a través de los cuales pasa el aire contaminado. Estos tienen como función tratar los olores provenientes de aguas residuales removiendo por biofiltración una cantidad significativa de contaminantes de las aguas residuales [10].

Los microorganismos, componentes esenciales de los biofiltros necesitan una humedad ambiental adecuada. El sulfuro de hidrógeno pasaría de la fase gaseosa a la fase líquida en la superficie del lecho, mediante una descomposición generada por los microorganismos que se encuentran naturalmente en el lecho. Los microorganismos se encuentran en biopelícula líquida formada alrededor de las partículas del material filtrante, los contaminantes llegan allí por un mecanismo de transferencia de masa entre la fase líquida y vapor [10].

Los principales criterios para el diseño y operación de un biofiltro son:

- La suficiente concentración de oxígeno, la cual permite la oxidación de los componentes presentes en el flujo oloroso, debe ser proporcionado un mínimo de 100 partes de oxígeno por cada parte de gas oxidable.
- Humedad, es un factor crítico, el porcentaje recomendado es del 10 al 25% para biofiltros de arena y del 30 al 50% para biofiltros de compostaje.
- Temperatura, la cual debe ser aproximadamente de 37°C para una óptima operación.
- pH, debe ser neutro para facilitar al máximo la actividad microbiana.
- Tiempo de residencia del flujo de aire; este concepto se encuentra estrechamente relacionado a la tasa de absorción, adsorción y reacción de biodegradación, los cuales definen el tamaño apropiado de la zanja o recipiente de concreto [11], [12].

Es de resaltar que estos sistemas presentan un bajo costo, altas eficiencias de remoción y de fácil acceso, por esta razón se desarrolla la presente investigación con el fin de estudiar la eficiencia de remoción de H_2S y NH_3 a través del proceso de biofiltración con tres compost diferentes (Pollinaza-Cascarilla (CA), Pollinaza-Bagazo de caña de azúcar(BA) y Pollinaza-Poda(PO), haciendo énfasis en las variables operacionales (tiempo de retención y humedad) y de esta manera obtener información acerca del lecho filtrante que presente la máxima capacidad de remoción.

Metodología

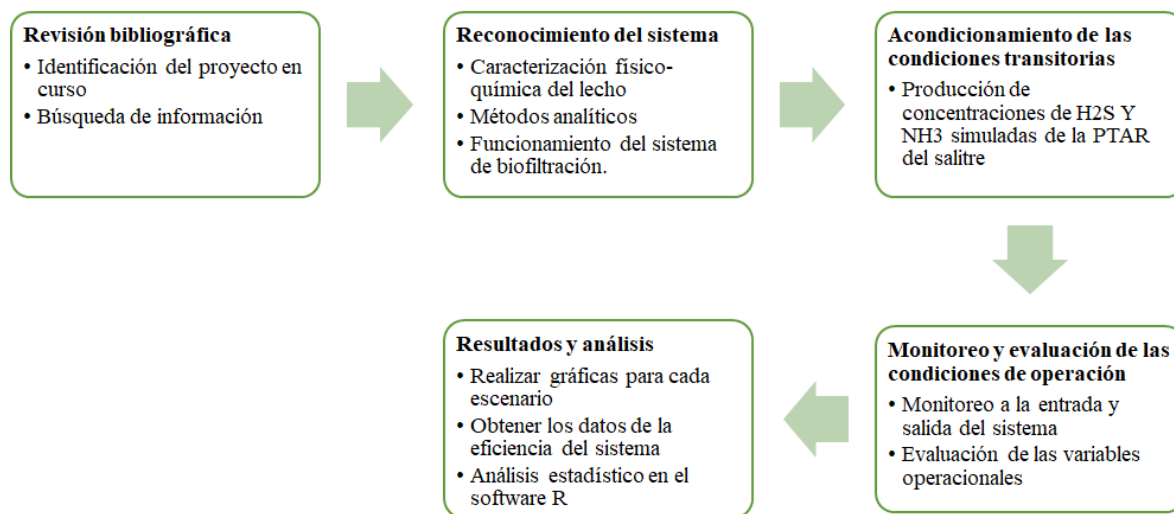


Figura 1. Metodología del proyecto. Fuente: Autoras

La Planta de Tratamiento de Agua Residual el Salitre.

La PTAR El Salitre es una planta de tratamiento primario de aguas químicamente asistido y de lodos por digestión anaeróbica mesofílica, que capta las aguas residuales generadas en la cuenca del Río Salitre, la cuenca del humedal Torca y la cuenca del humedal La Conejera. Posee un caudal promedio de tratamiento de 4 m³ /seg, con una eficiencia de remoción del 40% de la DBO y un 60% de los SST (Sólidos Suspendidos Totales), correspondiente a una población equivalente de las aguas residuales del norte de Bogotá, generadas por más de dos millones de ciudadanos a través de tratamiento primario químicamente asistido [1].

A partir de esto, se realizó una medición en la zona de pretratamiento de la Planta dando como resultado las concentraciones a evaluar [13].

1. Reconocimiento del sistema

1.1. Caracterización físico químico del lecho

Considerando que se tiene un modelo del sistema por parte del proyecto “Biofiltración simultánea de H₂S y NH₃ en condiciones transitorias”, se tienen tres mezclas de compost conformadas cada una por pollinaza-cascarilla (CA), pollinaza-poda (PO), pollinaza-bagazo (BA) asegurando una relación 1:1 en volumen [14]. En la tabla 1 se muestra las características fisicoquímicas iniciales del compost maduro al inicio del proyecto que se consideraron para el sistema de biofiltración.

<i>Características</i>	<i>Unidades</i>	<i>CA</i>	<i>PO</i>	<i>BA</i>
<i>pH</i>		8,87	8,92	8,8
<i>DQO</i>	mg/L	38	17	6
<i>Nitrogeno Kjeldahl</i>		3,313 ± 0,030	3,592 ± 0,062	3,15 ± 0,184
<i>Coef. Biodegradabilidad</i>		0,9076	0,8916	0,9027
<i>Sólidos volátiles</i>	mg	241,0256 ± 13	56,4971 ± 21	30 ± 2
<i>Retención de humedad</i>	%	121,81	71,31	86,23
<i>Tamaño de partícula</i>				
<i>> 25mm</i>	%	55	65	55
<i>5-10 mm</i>	%	45	35	45
<i>Humedad</i>	%	40	40	40
<i>Materia Orgánica</i>		53,71	28,57	16,1

Tabla 1. Caracterización inicial de los lechos filtrantes [14].

Como se puede ver en la Tabla 1, las características iniciales de los compost maduro, el pH se mantiene en un rango de 8 a 9, lo cual indica que es bueno debido a que los valores no se encuentran muy alejados del valor neutro y por ende el proceso de compostaje no se ve estancado o ralentizado, pero una reducción en el pH en algún momento del proceso puede indicar que se produjo en condiciones anaerobias [25], Por otro lado la humedad y la porosidad son de gran importancia para el proceso de compostaje ya que mantener la humedad adecuada en el lecho es complejo, porque se recomienda que no baje del 20% ya que el proceso de compostaje reduce su velocidad llegando incluso a detenerse, pero si la humedad excede el 40% y está acompañada de una inadecuada porosidad, se origina la disminución de la transferencia de oxígeno, es decir, reduce la actividad microbiana aeróbica. La humedad debe estar en un rango óptimo de 40-60% [25]. La porosidad se mide en función de la humedad, esto se mide según el FAS (Free Air Space), que es el más utilizado para medir este parámetro. Este se define como el volumen vacío que esté disponible para el aire respecto a un volumen total. Según el FAS el rango óptimo es alrededor del 30% a 60% [25]. Por otra parte, para tener un buen desempeño en el biofiltro, el rango óptimo de una buena capacidad de retención de agua es de 40-70%; esto con el fin de conservar la humedad en el lecho y así mantener la actividad microbiana [27]. En general las características fisicoquímicas cumplen con la mayoría de rangos, lo que significa que el sistema de biofiltración se encuentra en un estado óptimo para su funcionamiento.

1.2. Métodos analíticos

I. Obtención de sólidos volátiles, totales y fijos.

Para obtener datos de este procedimiento, se tomó en cuenta el protocolo para la Determinación de Sólidos Fijos y Volátiles a 550°C de la Universidad de la Guajira [15], [16]. Estos análisis inician con la determinación de sólidos totales y con los resultados de estos, se obtienen los sólidos volátiles y los sólidos fijos, según las siguientes ecuaciones:

$$ST \left(\frac{mg}{kg} \right) = \frac{(c-a)*1000}{(b-a)} \quad (3)$$

$$SV \left(\frac{mg}{kg} \right) = \frac{(c-d) * 1000}{(b-a)} \quad (4)$$

$$SF \left(\frac{mg}{kg} \right) = \frac{(d-a) * 1000}{(b-a)} \quad (5)$$

Dónde: *ST* sólido totales, *SV* sólidos volátiles, *SF* sólido fijos; *a* peso del crisol vacío (mg), *b* Peso del crisol más muestra húmeda (mg), *c* Peso del crisol más muestra seca (mg), *d* Peso del crisol más muestra calcinada (mg)

II. Determinación de DQO

La Demanda Química de Oxígeno es una medida de la cantidad de oxígeno necesario para la oxidación total de la materia orgánica presente en una muestra, se utilizó el método colorimétrico que consiste en someter las muestras con concentraciones desconocidas de materia orgánica, a ebullición en presencia de una solución fuertemente ácida con un exceso conocido de dicromato de potasio. La materia orgánica será oxidada durante la digestión la reaccionar con el dicromato, cambiando de estado hexavalente a trivalente, Como ambas especies son coloreadas y absorbidas en la región visible del espectro, la lectura se hace en el espectrofotómetro. A 420 nm el ion dicromato absorbe fuertemente y el ion cromo (Cr+3) poco y a 600 nm ocurre lo contrario [17].

$$DQO \text{ (mg O}_2 \text{ /L)} = \frac{\text{mg O}_2 \text{ en volumen final} * 100}{\text{mL de muestra}} \quad (6)$$

III. Determinación de contenido Nitrógeno KJELDAHL

El método consiste en mineralizar la muestra con ácido sulfúrico concentrado y alcalinizar con hidróxido de sodio. El amoníaco liberado es arrastrado por destilación y recogido sobre ácido bórico. La posterior valoración con ácido clorhídrico permite el cálculo de la cantidad inicialmente presente de proteína en la muestra [17]. Se halla con la siguiente fórmula:

$$NTK (\%) = 100 \left[\frac{(V_1 - V_0) \cdot N \cdot 0,014}{P} \right] \quad (7)$$

Dónde: V_1 Volumen ácido clorhídrico usado en la titulación (mL), V_0 Volumen de ácido clorhídrico consumido en la titulación del blanco (mL), N Normalidad del ácido clorhídrico, P Peso de la muestra (g).

IV. Capacidad de retención de agua

Este método consiste en determinar el peso ganado tras humedecer el material con agua; para aplicar este método fue necesario pesar 10g de cada mezcla y colocarlos en vasos de 100 ml, previamente con perforaciones de 0,5mm en su base, esto con el fin de llenar el vaso con agua hasta que sobrepase el nivel de compost [18]. Posteriormente, se dejó secar las muestras y fueron llevadas al horno por 24h a 105°C y por último se pesaron de nuevo; para aplicar este método se realiza con la siguiente ecuación:

$$gH_2O / g \text{ muestra} = \frac{P_{mta} - P_{seco}}{(P_{seco} - P_{vaso})} \quad (8)$$

Dónde: P_{vaso} : peso del vaso plástico, P_{mta} : peso del vaso más el peso de la muestra, P_{seco} : peso de la muestra seca

V. Capacidad buffer

La capacidad buffer es el procedimiento en el cual se mide el cambio de pH en una unidad al adicionar ácido sulfúrico a diferentes concentraciones [19].

VI. pH

La determinación de pH se realizó a través de extracción 1:5 de compostaje, tomando así 1g de muestra y 5mL de agua destilada para posteriormente agitar en un falcón por 4h y finalmente medirlo con el pH-metro [20].

VII. Densidad aparente

La determinación de la densidad aparente es la masa de material en determinado volumen, para este método se pesa una probeta seca de 50 mL, se deja caer libremente el compost hasta alcanzar 30 mL y registrar la lectura de volumen observado, y por último se pesa la probeta con el compost [20]. Para esto se utiliza la siguiente ecuación:

$$\text{densidad aparente} = \frac{(P2 - P1)}{V_o} \quad (9)$$

Dónde: $P1$ es el peso de la probeta, $P2$ peso de la probeta más la muestra, V_o el volumen observado.

VIII. Porosidad

Para este análisis se tomó en cuenta el protocolo “Técnicas de medida del espacio Poroso del Suelo” realizado por la Universidad Politécnica de Valencia, este consta de un picnómetro del cual se conoce exactamente su capacidad y que este dispone de un cierre sellado mediante un fino tubo capilar por el que se puede eliminar un fluido en cantidades muy pequeñas; este se llena de un fluido de densidad conocida, se introduce un cuerpo de masa igualmente conocida y luego se tapa el picnómetro; por el capilar se evacuará una cantidad de fluido exactamente igual al volumen del cuerpo introducido [21].

1.3. Funcionamiento del sistema de biofiltración

Para la preparación de aire contaminado de forma artificial, se tendrá en cuenta las concentraciones obtenidas de H_2S , NH_3 identificados previamente en la zona de pretratamiento de la PTAR [13].

Se realiza una fase con ayuda de un burbujeador que contengan los contaminantes principales emitidos, de tal forma que se realiza un análisis ajustando la concentración de entrada del sistema; se cuenta con un humidificador para asegurar las condiciones ideales de humedad relativa garantizando una corriente adecuada [22].

El procedimiento que se llevó a cabo para la biofiltración de estos compuestos consistió en seis biofiltros a escala laboratorio, en donde se encontraban 3 tipos de compost diferentes, es decir para cada material se tenía una réplica (Imagen 1), además de que cada biofiltro presentaba forma cilíndrica estructurada con un PVC, con un diámetro de 4”, 1m de altura y este a su vez se dividido en 3 secciones, que contenían el compost en igual proporción, el primer biofiltro consiste en una mezcla de compost de pollinaza-poda (PO), el segundo de pollinaza-bagazo (BA) y el tercer lecho pollinaza- cascarilla de arroz (CA), de igual manera en la tabla 1 se presentan las características fisicoquímicas de mayor relevancia de los materiales que componen los biofiltros.

Finalmente, el sistema de biofiltración fue montado en paralelo para asegurar el mismo flujo y concentración de compuestos en todos ellos, además de que se cuenta con unos puntos de muestreo en la entrada y la salida del biofiltro para verificar la eliminación de los gases contaminantes.

Para permitir la aclimatación del biofiltro, la concentración de los gases contaminantes se aumentará gradualmente hasta alcanzar la concentración deseada.

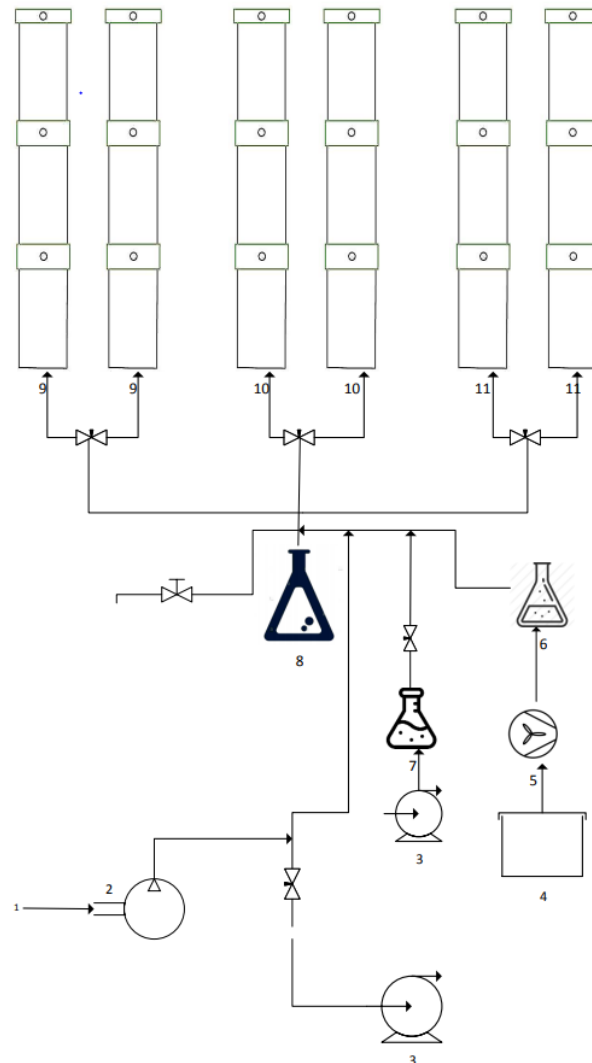
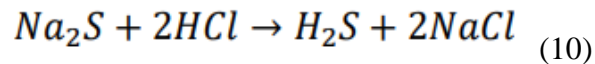


Imagen 1. Esquema del sistema de biofiltración.

Siendo: (1) Entrada de aire; (2) compresor; (3) bomba de vacío; (4) Sulfuro de Sodio; (5) Ácido clorhídrico; (6) Hidróxido de amonio; (7) volatilización del contaminante; (8) medición de entrada de los contaminantes; (9) biofiltro PO pollinaza; (10) biofiltro CA cascarilla de arroz; (11) biofiltro BA bagazo.

2. Acondicionamiento de las condiciones transitorias

Para la simulación de las concentraciones deseadas de H₂S, se acondicionaron artificialmente tres concentraciones:(50, 70 y 250) ppm que son el resultado de una variación de las concentraciones molares de HCl Y Na₂S; este ácido fue generado por medio de una bomba peristáltica que realizaba el goteo del sulfuro de sodio, mezclándose así con el ácido clorhídrico formando la reacción deseada [23], como se muestra en la ecuación:

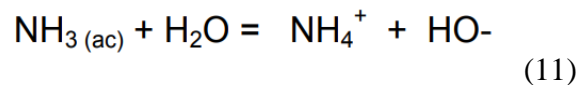


Esto era realizado con la finalidad de abastecer el sistema por 24 o 48 horas. Para mantener el caudal deseado fue ajustado con ayuda de los valores establecidos del tiempo de retención y el volumen del lecho filtrante (6,567L), para luego adecuar con ayuda de un rotámetro el caudal indicado como se muestra en la Tabla 2.

tiempo de retención(s)	Caudal (l/min)
60	6,5
45	8,7
33	11,9
25	15,7
18	21,9

Tabla 2. Tiempo de retención vs Caudal

Igualmente, para la generación de la concentración deseada de NH₃, se produjo a partir del burbujeo al 1% de hidróxido de amonio (NH₄OH) [24], como se muestra en la siguiente reacción



Para mantener las concentraciones deseadas se ajustaron por medio de una válvula obteniendo así los valores de 4ppm y 19 ppm.

3. Monitoreo y evaluación de las condiciones de operación

3.1. Monitoreo

El monitoreo se realizó para los gases de entrada y salida del biofiltro, con ayuda del detector de gases portátil MultiRAE que tiene un monitor multigas inalámbrico portátil con detección avanzada de COV, este incorpora sensores electroquímicos, de combustibles, infrarrojos, detector de fotoionización (PID) y radiación gamma así como la detección de compuestos orgánicos volátiles, amoníaco y sulfuro de hidrógeno [28], esto con el fin de recopilar la información de la remoción de los contaminantes; cabe aclarar que este detector mide concentraciones por debajo de los 100 ppm, por esta razón también se dispuso de un BIOGAS 5000 que mide la composición y el flujo de gas con precisión, para las mediciones mayores a esta concentración que es el caso del sulfuro de hidrógeno [29].

Estas mediciones se realizaron de lunes a sábado, 3 veces en el día, las cuales se distribuyen a lo largo del día en la entrada y salida del sistema, además se realizó una medición diaria en cada sección del biofiltro como se muestra en la siguiente Imagen 2.

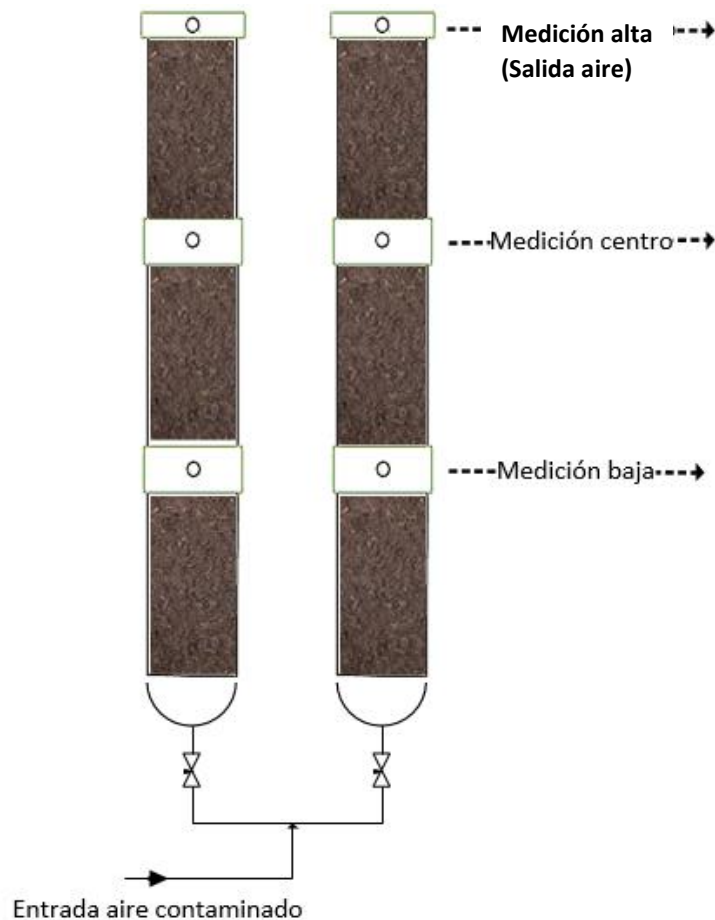


Imagen 2: Secciones de medición en el sistema de biofiltración

Es importante aclarar que los valores de las concentraciones de H₂S y NH₃ varían de la siguiente manera: cuatro 4 días se mantuvo una concentración media de 50 ppm de H₂S y 4 ppm de NH₃ y tres días una concentración máxima de 250 ppm de H₂S y 19 ppm de NH₃.

3.2. Evaluación de las variables operacionales

Los parámetros que se utilizarán para evaluar las condiciones de operación y para la determinación de los rendimientos de remoción son: El tiempo de retención, la humedad y la concentración. A continuación se muestran las variables en condiciones reales de operación de cada uno de los parámetros en la fase de experimentación.

<i>Concentración NH3 (ppm)</i>	<i>Concentración H2S (ppm)</i>	<i>Tiempo de retención (s)</i>	<i>Humedad (%)</i>
(20-5)	(250-50)	60	40
		45	
		33	
		25	
		18	

Tabla 3. Condiciones operacionales en etapa de muestreo.

<i>Concentración NH3 (ppm)</i>	<i>Concentración H2S (ppm)</i>	<i>Tiempo de retención (s)</i>	<i>Humedad (%)</i>
70	7	25	40
			30
			25
			20

Tabla 4. Condiciones operacionales en etapa de muestreo.

3.2.1. Tiempo de retención (EBRT):

Para evaluar el tiempo de retención inicialmente se dio inicio con 60s de retención, esto según la bibliografía reportada [12], es el tiempo óptimo para la remoción de los contaminantes, luego se disminuyó gradualmente cada semana, hasta llegar a los 18 segundos, con el fin de generar las condiciones más críticas a las que llegó el sistema de biofiltración. En la Tabla 2 se especifican los tiempos de retención utilizados.

De igual manera para la evaluación de este parámetro se mantuvo una humedad del (40%), debido a que en este valor se encuentran mejores eficiencias de remoción de contaminantes

[25], y para mantenerla cada 3 o 4 días se controlaba este parámetro pesando cada sección de biofiltro y según la diferencia que se encontrara entre su peso inicial con el medido, se tenía como resultado los mililitros a añadir de agua, esta se adiciona por la parte superior de la sección de cada lecho con ayuda de un rociador, con el fin de que este se humedeciera de la forma más uniforme.

3.2.2. Humedad

Este parámetro es uno de los más complejos en la operación del biofiltro, debido a que es complicado mantener la humedad por un tiempo establecido, ya que, si el contenido de humedad es muy bajo, la actividad biológica va a disminuir. Si el contenido de humedad es elevado, el flujo de aire es restringido y condiciones anaeróbicas se pueden desarrollar en el lecho. El contenido de humedad óptimo debe estar entre 50 y 40 % [3].

Para determinar esto descrito anteriormente, se usa una termo balanza que se utiliza para estimar la cantidad de agua contenida en muestras de materia orgánica. Este equipo consiste en una balanza electrónica y un módulo calefactor, la balanza se encarga de medir el peso de la muestra orgánica mientras se le aplica calor para evaporar el agua que contiene.

Para dar inicio a la evaluación de este se parte de una humedad del 40% seguido de esta 30%, 25% y 20%, es importante recalcar que las concentraciones con las que se realizó este fueron las máximas promedio identificadas en la PTAR del Salitre (6ppm y 70ppm) para NH₃ y H₂S respectivamente.

3.2.3. Eficiencia

La efectividad de un biofiltro se evalúa calculando la eficiencia de remoción (ER) que es el porcentaje de contaminante removido por el biofiltro; la capacidad de eliminación (CE) que es la masa de contaminante degradado en un determinado volumen de soporte en cierto tiempo (g/m³h); y por la máxima capacidad de eliminación, donde la velocidad de degradación es independiente de la carga de contaminante [26]:

$$\%ER = \frac{(C_{entrada} - C_{salida}) * 100}{C_{entrada}} \quad (12)$$

A partir de los datos recolectados del sistema de biofiltración de las concentraciones de entrada y salida del sistema se establece esta eficiencia.

Resultados y Análisis

A continuación, se presentan los resultados obtenidos para la caracterización realizada de los biofiltros y la evaluación de las variables operacionales estudiadas: Tiempo de retención y humedad, en relación con la eliminación de los compuestos H₂S y NH₃ con posterior análisis y de esta forma se establece el mejor rendimiento entre las tres clases de lechos filtrantes (PO, BA y CA).

- Análisis de la caracterización físico química final de los lechos filtrantes

En la siguiente Tabla 3 se observa el resultado de la caracterización físico química promedio obtenida en el transcurso de la operación del sistema.

<i>Características</i>	<i>Unidades</i>	<i>PO</i>	<i>BA</i>	<i>CA</i>
<i>pH</i>	--	7,10	6,92	7,60
<i>DQO</i>	<i>mg/L</i>	2,072	0,952	1,864
<i>NTK</i>	--	2,32	2,88	2,47
<i>Sólidos Volátiles</i>	<i>mg/kg</i>	385,73	352,26	306,37
<i>Sólidos Totales</i>	<i>mg/kg</i>	556,82	650,48	569,51
<i>Sólidos Fijos</i>	<i>mg/kg</i>	171,09	298,22	263,13
<i>Retención de Humedad</i>	%	74,43	71,24	72,69
<i>Densidad Aparente</i>	--	0,213	0,302	0,285
<i>Humedad</i>	%	52,9	44,8	49,3
<i>Porosidad</i>	%	35,475	36,221	35,806

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica final de los lechos filtrantes.

En la tabla 5, se observa que los valores de la caracterización a diferencia de los valores iniciales que corresponden a la tabla 1, para la variable pH se identifica una disminución en promedio de una unidad de pH, a pesar de esto logra mantenerse en un rango neutro, en cuanto al parámetro DQO se observa una pérdida significativa lo que demuestra la implementación de estos lechos tiende a reducir la concentración de este parámetro que según [30], tienen a patrones de contaminación baja.

En general en cuanto a los parámetros retención de humedad y NTK no se vieron afectados en relación a la fase de inicio de la filtración con los resultados finales de la caracterización, manteniéndose así estables durante el proceso de biofiltración.

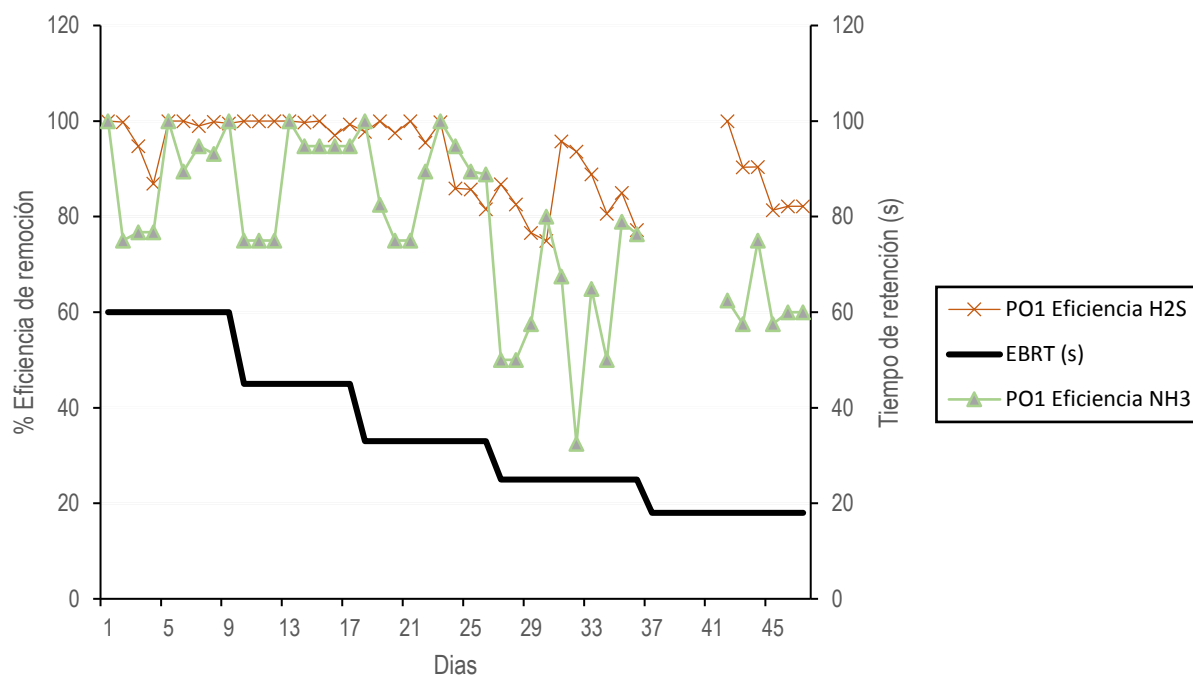
Los parámetros humedad y porosidad se encuentran en el rango óptimo [10], lo cual indica a pesar de llevar el sistema a condiciones críticas aun así presentaron un buen rendimiento.

- Análisis de la eficiencia de remoción del sistema

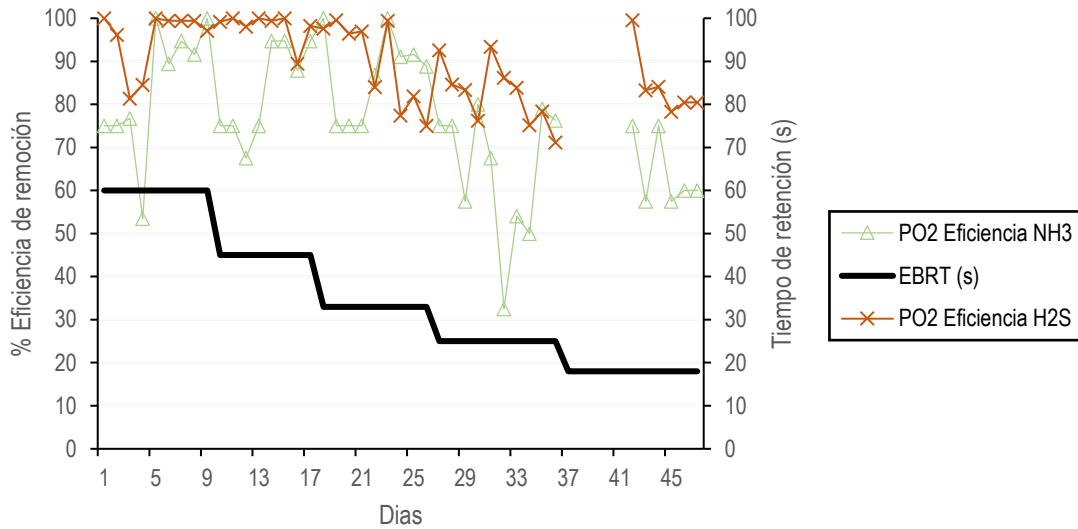
A continuación, se presenta la relación de las variables operacionales evaluadas anteriormente que son el tiempo de retención y la humedad frente a la eficiencia de remoción de los dos compuestos a estudio (H_2S y NH_3) de cada biofiltro.

Es importante resaltar que las mediciones tomadas, se realizaron 3 veces al día; para fines gráficos se realizó un promedio de las mediciones en el día.

○ Tiempo de retención



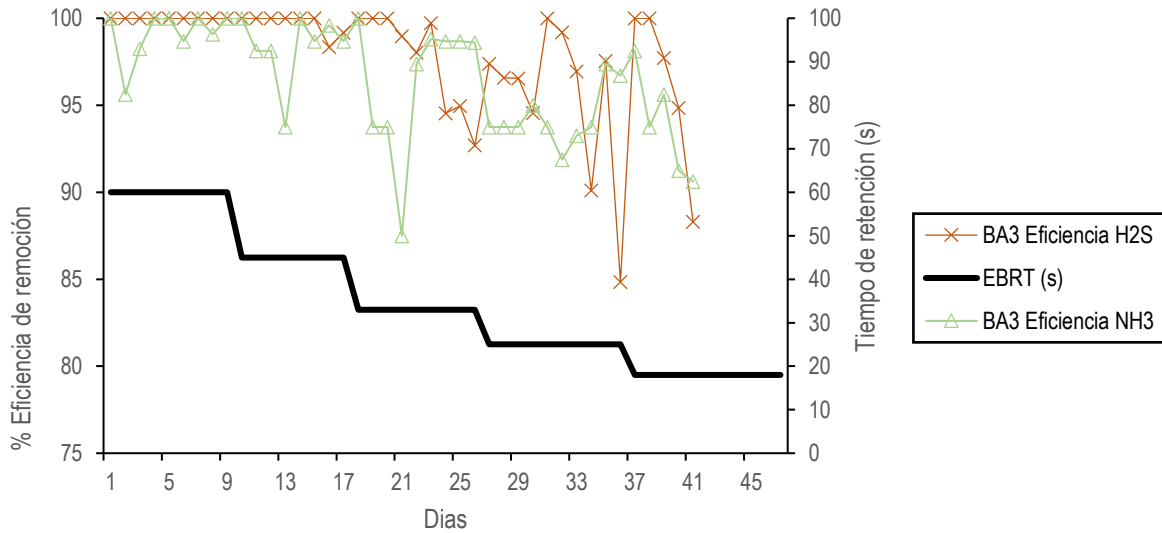
Gráfica 1. Eficiencia de remoción de H_2S y NH_3 en el biofiltro PO1 vs el Tiempo de retención.



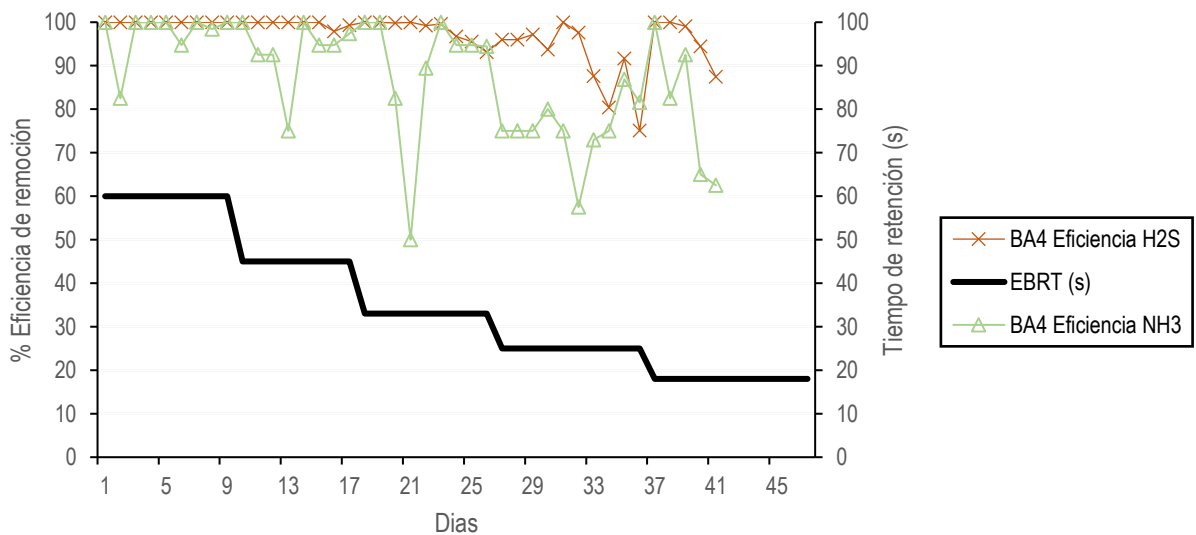
Gráfica 2. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro PO₂ vs el Tiempo de retención.

En el biofiltro PO₁ y PO₂, presentan un comportamiento similar hasta el día 21 con una eficiencia por arriba del 90% para la remoción de los contaminantes evaluados H₂S y NH₃. El contaminante H₂S se mantuvo estable aproximadamente con una eficiencia casi del 100%. Hay que tener en cuenta que estos resultados de los primeros días fueron donde se manejan tiempos de retención de 60s a 30s, esto confirma la teoría presentada en trabajos previos [12]. Hasta el día 26 se manejó una concentración máxima de los contaminantes H₂S y NH₃ (250 y 19 ppm) lo cual produjo una disminución en la eficiencia, debido a que el material del lecho presenta una baja transferencia de masa de los dos compuestos en la fase gaseosa, reduciendo así la cantidad de sustrato disponible para los microorganismos[31]. Desde el día 30 se manejaron las concentraciones promedio, como se puede observar el contaminante NH₃ no logró estabilizar la remoción que iba presentando anteriormente.

Por no haber realizado la medición del día 38 al 43, ocasionó que los biofiltros se recuperaran, debido que durante esta fase, los microorganismos tratan de adaptarse a las condiciones del medio, es decir, estos microorganismos se aclimatan para luego tener la capacidad de degradar o remover los contaminantes H₂S y NH₃ [32], presentando así los últimos días una eficiencia aproximadamente del 60%. En este lecho se encuentran tamaños de partículas grandes, lo que podría sugerir que este es uno de los factores que pueden afectar la eficiencia del sistema. A pesar de esto los dos biofiltros PO₁ y PO₂, aún en sus condiciones más críticas con el tiempo de retención más bajo, genera una eficiencia de remoción del 50%; lo que genera una buena remoción de estos contaminantes.



Gráfica 3. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro BA3 vs el Tiempo de retención.

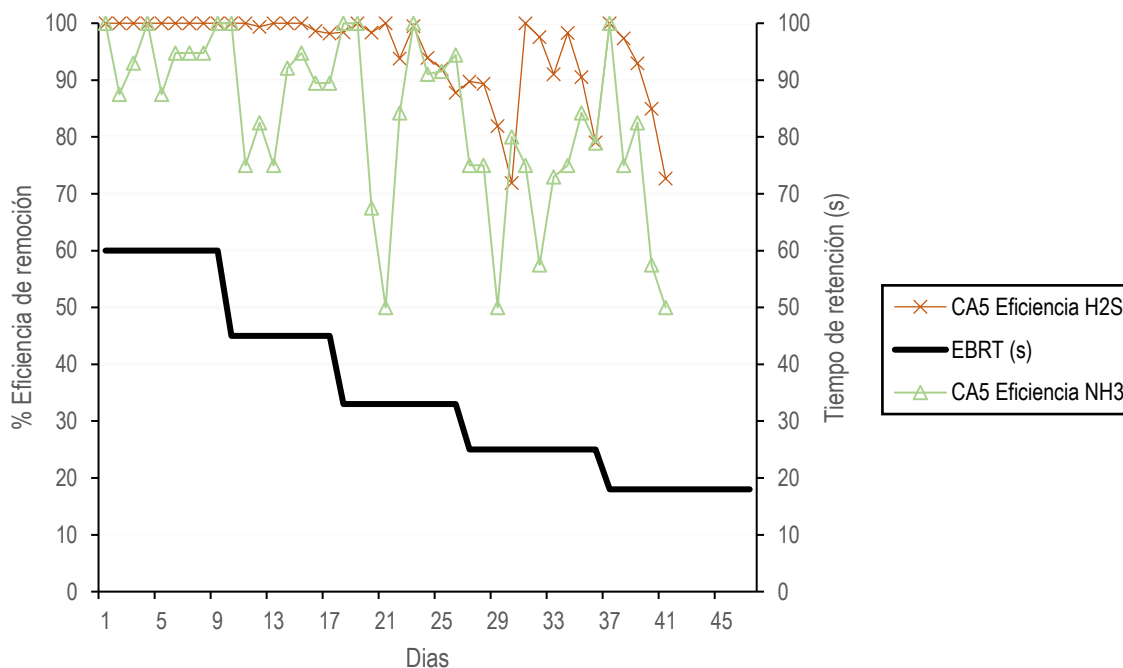


Gráfica 4. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro BA4 vs el Tiempo de retención.

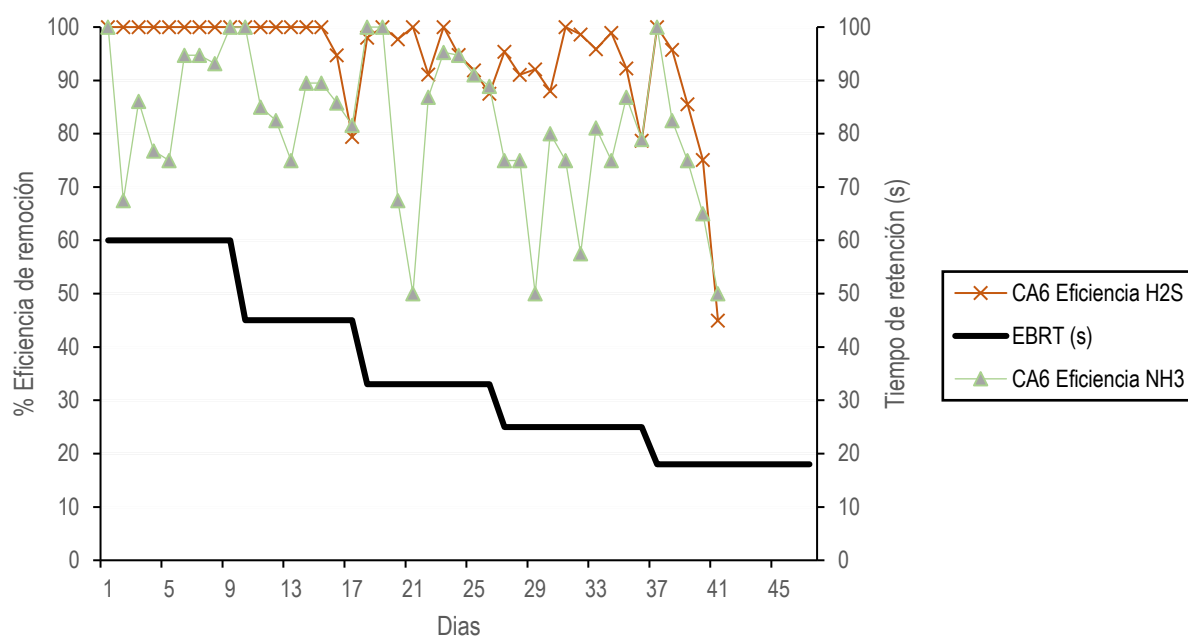
Para los biofiltros BA3 Y BA4 se presenta un comportamiento similar durante los primeros 15 días en cuanto a la remoción de H₂S, con una eficiencia del 100%, para el caso del NH₃ se presentan fluctuaciones en estos mismos días, sin embargo, la eficiencia estuvo por valores encima del 70%. La humedad es un parámetro esencial dentro del proceso debido a que antes y después de realizar el ajuste al 40%, los lechos presentan un descenso en su eficiencia y su

rendimiento. Dado a esto, los biofiltros necesitan de un tiempo de aclimatación para restableces sus propiedades fisicoquímicas y microbiológicas.[33]

En cuanto a BA3 presenta un mayor número de fluctuaciones en general para los dos compuestos a tratar, pero de igual manera siempre estuvo por encima del 85% la eficiencia de remoción a diferencia de BA4 que para NH3 presentó un descenso en su eficiencia a partir del día 25; esto coincide con el cambio en las concentraciones de 4 ppm a 20 ppm lo que ocasionó que el lecho no respondiera de la misma manera.



Gráfica 5. Eficiencia de remoción de H2S y NH3 en el biofiltro CA5 vs el Tiempo de retención.



Gráfica 6. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro CA6 vs el Tiempo de retención.

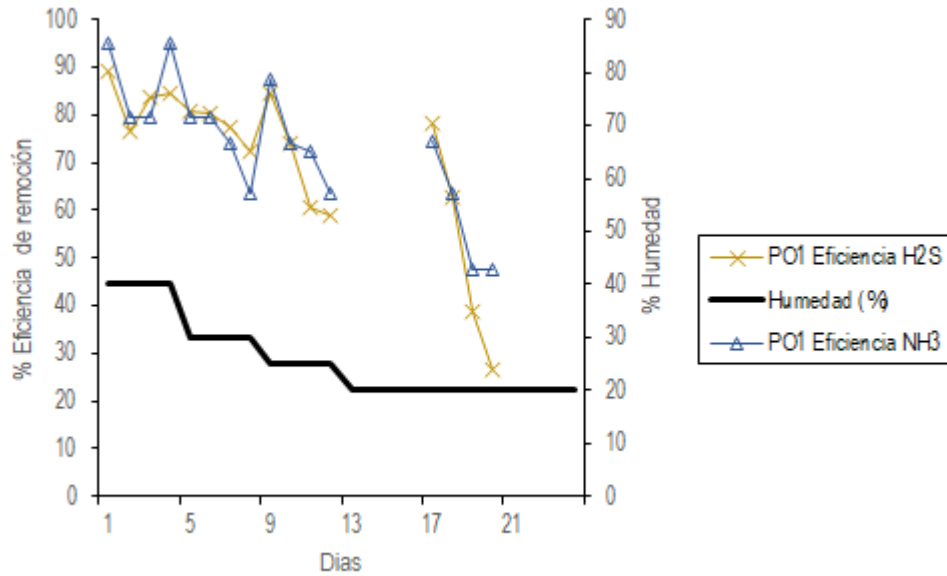
De las gráficas 5 y 6, se puede observar que los biofiltros de CA, presentan una menor eficiencia bajo las mismas condiciones comparado con los demás materiales (PO, BA). Desde los días 17 al 21, los biofiltros empiezan a disminuir su eficiencia, en efecto los tiempos de retención menores a 40 s, producen que el sistema empiece a fluctuar reiteradamente, finalizando el monitoreo con picos por debajo del 50%; asimismo presentando un cambio de su comportamiento debido a las variaciones presentadas en cuanto a tiempos de aclimatación por ajustes de humedad.

Sumado a esto la saturación en los lechos a lo largo del estudio y la variación en las concentraciones de los contaminantes H₂S y NH₃ son parámetros importantes que influyen en el rendimiento de las características fisicoquímicas y la actividad microbiana que se requiere para la degradación de los compuestos [12].

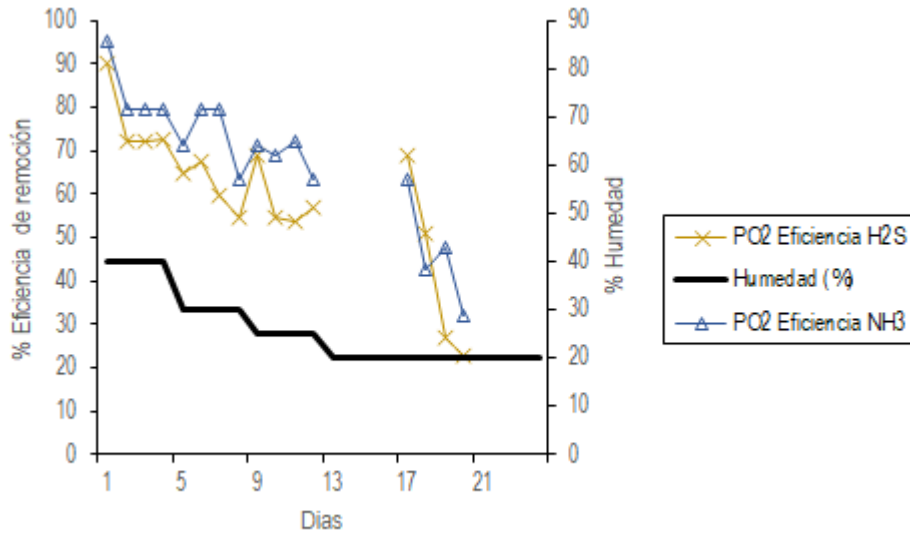
En definitiva los lechos filtrantes en cuanto a la evaluación del tiempo de retención, en general presentaron eficiencias por encima del 40%, destacando una mejor remoción con el compuesto NH₃. Sobresaliendo el lecho BA4, que se caracterizó por mantener un mejor rendimiento a lo largo de todo el muestreo, con pocas fluctuaciones en la remoción de NH₃.

- Humedad

Es importante aclarar que para la evaluación de este parámetro el tiempo de retención EBRT(s) establecido fue de 25 segundos, el cual se estableció como un tiempo crítico, todo esto con el fin de llevar los lechos a sus condiciones más extremas, para determinar finalmente el que mejor se adapte a estas.



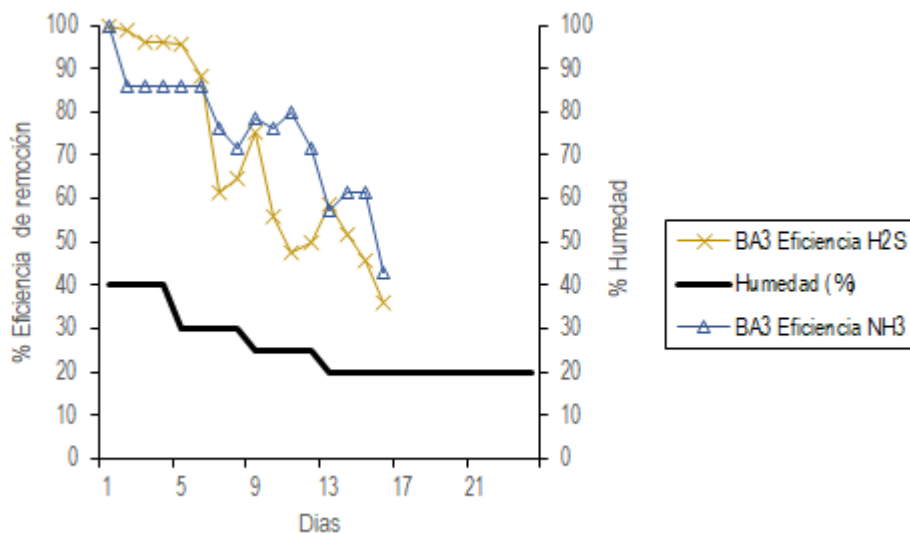
Gráfica 7. Eficiencia de remoción de H2S y NH3 en el biofiltro PO1 vs Humedad



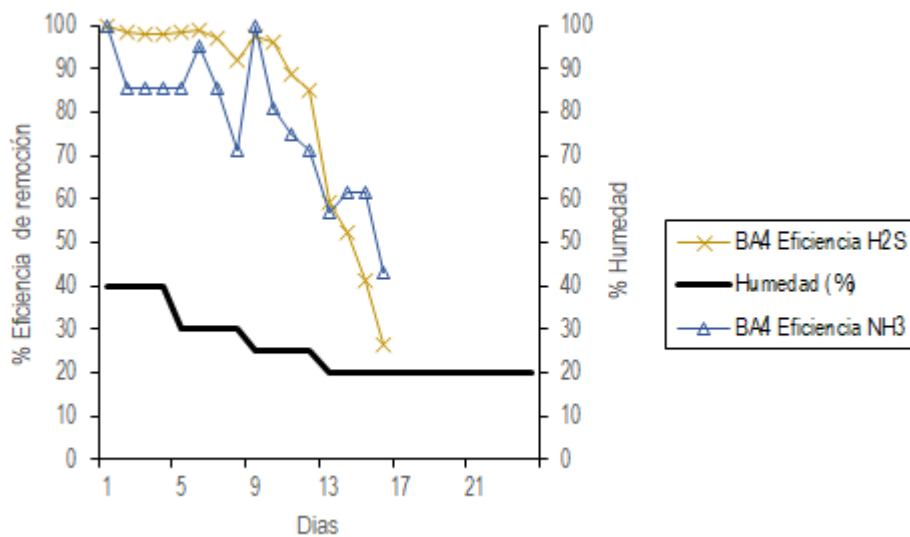
Gráfica 8. Eficiencia de remoción de H2S y NH3 en el biofiltro PO2 vs Humedad

En cuanto a la eficiencia de remoción en los lechos PO1 y PO2 se evidencia en las gráficas 7 y 8 respectivamente, un comportamiento en descenso que es proporcional a los valores en

disminución de la humedad. Estas también presentaron unos días en donde no hubo actividad (13-17) debido a que uno de los compresores usados para el continuo funcionamiento del sistema dejó de funcionar lo cual produjo que desde el día 18 se presentaran un valor de eficiencia alto en comparación con el que se iba presentando, pero luego descendía hasta llegar a eficiencias por debajo de 50%, ya que es un tiempo de recuperación en donde los microorganismos terminan con los excesos de contaminante y el lecho recupera su eficiencia[30].

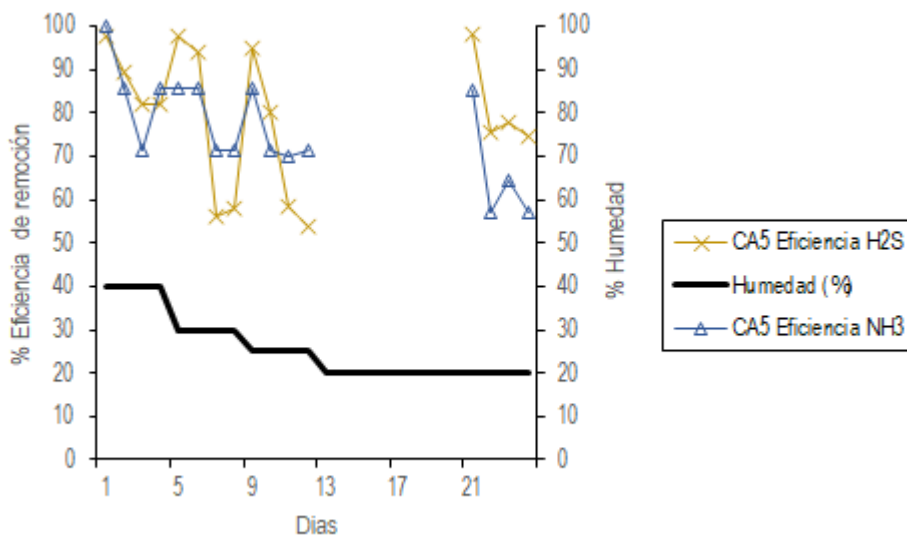


Gráfica 9. Eficiencia de remoción de H2S y NH3 en el biofiltro BA3 vs Humedad

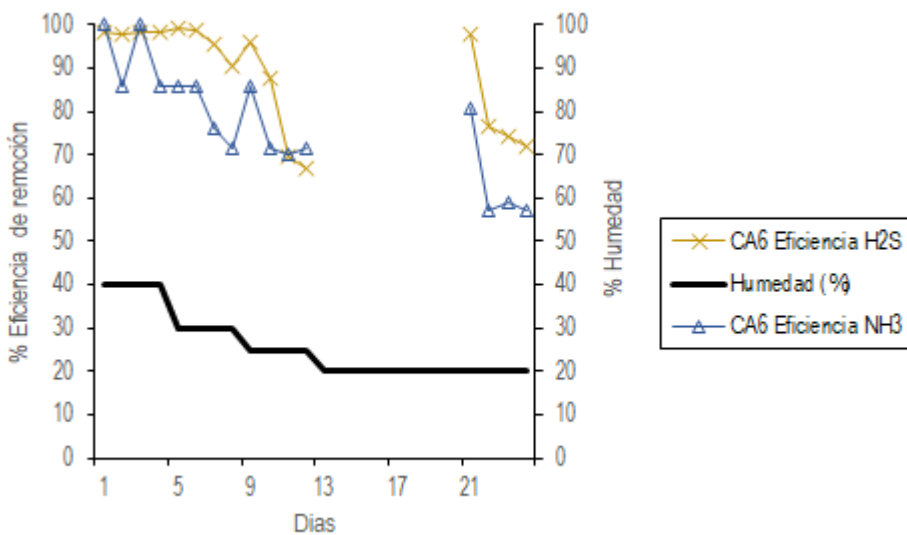


Gráfica 10. Eficiencia de remoción de H2S y NH3 en el biofiltro BA4 vs Humedad

Como ya anteriormente se ha explicado que la humedad es esencial para el rendimiento del sistema de biofiltración, las gráficas 9 y 10 del biofiltro con material de Bagazo, muestra una eficiencia del 100% en los primeros 6 días refiriéndose al contaminante H₂S, y una eficiencia por encima del 70%. A medida que la humedad disminuye llegando a su punto más crítico que es del 20%, su eficiencia también, es decir, que estas son directamente proporcionales, no obstante estos lechos remueven en un 30% los contaminantes (H₂S Y NH₃) durante los últimos días. Es decir que estos lechos alcanzaron sus valores máximos de adsorción y absorción para los dos compuestos (H₂S y NH₃) por consiguiente estas características están saturadas [34].



Gráfica 11. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro CA5 vs Humedad



Gráfica 12. Eficiencia de remoción de H₂S y NH₃ en el biofiltro CA6 vs Humedad

En cuanto al comportamiento de los lechos CA5 Y CA6 se evidencian eficiencias por encima del 50% durante toda la operación, presentando picos intermitentes entre las eficiencias de H₂S que pueden darse debido a la saturación del lecho impidiendo la actividad microbiana que se da en los mismos, a lo largo de los días y por consiguiente la ausencia de las condiciones ideales para generar adsorción y absorción [14]. De igual manera el tiempo en que no tuvo actividad estos lechos, las condiciones mejoraron con respecto a la actividad que este presentaba, pero se evidencia una caída a partir del día 21 es decir esta condición permitió regenerarlo por un pequeño lapso de tiempo, para luego descender.

En general como se pudo observar todos los lechos presentaron eficiencias de remoción por encima del 40%, para cualquiera de los compuestos estudiados (NH₃ Y H₂S), destacando el lecho de bagazo-pollinaza (BA4) que presento las mejores eficiencias en cuanto a la variable de humedad se trata, esto pudo haberse dado a su actividad microbiológica que realizó la degradación de estos contaminantes de manera más eficiente aun cuando se presentaron las condiciones más críticas para su operación [36].

- Análisis estadístico

<i>Material filtrante</i>	<i>coeficiente</i>	<i>r²</i>
PO1 amonio	0,4419	46,19%
PO1 sulfuro	0,3489	26,01%
PO2 amonio	0,4357	13,59%
PO2 sulfuro	0,3942	30,02%
BA3 amonio	0,52708	29,18%
BA3 sulfuro	0,0984	14,63%
BA4 amonio	0,4946	26,44%
BA4 sulfuro	0,1393	14,81%
CA5 amonio	0,3918	11,74%
CA5 sulfuro	0,32115	24,05%
CA6 amonio	0,2618	6,01%
CA6 sulfuro	0,30785	19,94%

Tabla 6. Resultados del Modelo R en tiempo de retención

<i>Material Filtrante</i>	<i>Coefficiente</i>	<i>r²</i>
PO1 amonio	0,9063	51,65%
PO1 sulfuro	1,4368	97,02%
PO2 amonio	2,1145	96,92%
PO2 sulfuro	1,625	96,53%
BA3 amonio	2,5721	97,38%
BA3 sulfuro	2,45709	98,03%
BA4 amonio	2,67615	96,63%
BA4 sulfuro	2,88379	96,59%
CA5 amonio	2,55578	95,65%
CA5 sulfuro	2,42988	97,54%
CA6 amonio	2,60733	97,21%
CA6 sulfuro	2,9934	96,02%

Tabla 7. Resultados del Modelo R en Humedad

A partir del análisis estadístico realizado en R como se muestra en las tablas 6 y 7 para esto se emplearon de modelos de regresión lineal (MCO) que evaluaron las diferencias significativas, que infiere que variable de las que fueron evaluadas (tiempo de retención y humedad) es más representativa en cualquiera de los lechos. El resultado que arrojó por este análisis demostró que la variable que tiene mayor significancia en la eficiencia del sistema es la humedad, todos los lechos presentaron un coeficiente estimado de terminación de ajuste (r^2), en promedio con valores por encima del 90%.

El lecho compuesto de bagazo (BA3 y BA4) realizó la mejor filtración de los compuestos contaminantes con un coeficiente estimado de la regresión de 0.3148 y un coeficiente de determinación de ajuste de 21,27% en promedio para la variable de tiempo de retención, esto puede ser explicado de manera inversa ya que el contaminante H₂S presentó eficiencias altas, es decir el descenso del tiempo de retención no era una variable que influyera directamente en los valores de eficiencia presentados. En cuanto a la variable humedad se tiene un coeficiente estimado de regresión de 2,6472 y un coeficiente de determinación de ajuste de 97.16%, este indica que la mayoría de las relaciones presentadas tienen una alta significancia y de igual manera el lecho (CA5 y CA6) presentó unos valores similares al comportamiento del lecho (BA) confirmando que estos dos tipos de lecho son representativos para un diseño de diferentes sistemas de biofiltración.

Conclusiones

- Las variables operacionales el tiempo de retención y la humedad que fueron evaluadas en el estudio presentan una relación directa en cuanto a la eficiencia de remoción, ya que como se observa en todo el estudio, cada vez que se generaba condiciones críticas la respuesta de los lechos es directamente proporcional.
- En cuanto a la evaluación de la variable humedad se presentó un tiempo de retención crítico (25s) a lo cual la respuesta de los biofiltros fue una eficiencia media, (30% y 70%) aproximadamente, lo que demuestra eficiencia aún en condiciones no favorables, los 6 biofiltros removieron en su mayoría los contaminantes.
- Según el análisis estadístico realizado el mejor lecho corresponde al compuesto por Bagazo-Pollinaza, con eficiencias de remoción por encima del 70% y con un r^2 cercano por encima del 90%.
- Una situación compleja para evaluar las condiciones operacionales del biofiltro es cuando presentan valores superiores de 250 ppm de H_2S , ya que esto conlleva a que el amoníaco tienda a presentar valores muy por encima de los simulados y con gran dificultad de poder estabilizarlos.
- Se evidencia que para un tiempo de retención de 60s se presentaron las mejores eficiencias debido a que en este se tiene una alta solubilidad del H_2S en la fase de biopelícula y una degradación del mismo para la biomasa inmovilizada [14].
- Una de las características del NH_3 es su solubilidad ($H < 0,0001$), en consecuencia, genera una buena remoción que se produjo debido al resultado de la absorción en la fase líquida, la absorción en el medio y el consumo por parte de los microorganismos heterótrofos [35].
- En cuanto a la última fase de humedad en todos los lechos se evidenció que, al presentar un descenso, el sistema no produce ningún proceso de adsorción [36].
- Para el diseño de un sistema de biofiltración es recomendable según los resultados obtenidos a partir de este estudio y la bibliografía estudiada, valores óptimos promedio para el material filtrante (BA) un tiempo de retención entre 30 y 60 s y una humedad de 40-30%.

Referencias

- [1] M. Ramírez, "Estudio y puesta en marcha de un sistema de eliminación de ácido sulfhídrico en una corriente de aire, mediante un biofiltro de escurrimiento con *Thiobacillus thioparus* inmovilizado en espuma de poliuretano," 2006.
- [2] J. Lehtinen and A. Veijanen, "Odour monitoring by combined TD–GC–MS–Sniff technique and dynamic olfactometry at the wastewater treatment plant of low H₂S concentration," *Water, Air, & Soil Pollution*, vol. 218, (1-4), pp. 185-196, 2011.
- [3] Criterios Técnicos, Recomendaciones y Especificaciones Generales de Diseño de los Mecanismos y Sistemas de Control de Emisión de Olores y Calidad del Aire and así como la Posible Ubicación de las Unidades Incluidas en el Proceso de Ampliación de la PTAR Salitre., "ACS IOL 108,"
- [4] L. E. Sáez-Sánchez, "Modelación de dispersión de olores y odorantes mediante el modelo de penacho gaussiano. Estudio de caso en la planta de tratamiento de El Roble de Puntarenas, Costa Rica." 2015.
- [5] A. Arriagada Monreal, "Tecnologías para el tratamiento de olores en aguas servidas," 2008.
- [6] L. Metcalf, H. P. Eddy and G. Tchobanoglous, *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, and Reuse*. McGraw-Hill NewYork, 19724.
- [7] Y. Chung, C. Huang and C. Tseng, "Removal of Hydrogen Sulphide by Immobilized *Thiobacillus* sp. strain CH11 in a Biofilter," *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, vol. 69, (1), pp. 58-62, 1997. Available: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1097-4660\(199705\)69:1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1097-4660(199705)69:1)
- [8] J. Das, E. R. Rene, C. Dupont, A. Dufourny, J. Blin and E. D. van Hullebusch, "Performance of a compost and biochar packed biofilter for gas-phase hydrogen sulfide removal," *Bioresource Technology*, vol. 273, pp. 581-591, 2019.
- [9] N. W. B. Loyola, "Biofiltración con un sistema de tres lechos de compost para la remoción de sulfuro de hidrógeno," *FIGEMPA: Investigación Y Desarrollo*, vol. 1, (2), pp. 73-80, 2017.
- [10] G. Jurado, E. Alirio, L. Cadeño and D. Leonardo, "Origen de los olores en plantas de tratamiento de aguas residuales," 2019.
- [11] EPA. Air emissions models for waste and wastewater. Document EPA-453/R-94-080. Research Triangle Park, NC, USA: EPA Office of Air Quality Planning and Standards; 1994.
- [12] I. Omri, F. Aouidi, H. Bouallagui, J. Godon and M. Hamdi, "Performance study of biofilter developed to treat H₂S from wastewater odour," *Saudi Journal of Biological Sciences*, vol. 20, (2), pp. 169-176, 2013.
- [13] Diana G. Vela-Aparicio, Cristhian C. Muñoz-Lasso and Iván Cabeza Rojas, "Evaluation

of the h₂s, nh₃ and volatile organic compounds emissions in the wwtp el salitre through bogota climate regimen," 2018

[14] Manuel Alejandro Blanco Bolaños, Brandon Steven Murillo Nova, Daniel Felipe Forero Polania, Iván Cabeza Rojas, "Evaluación y Eficiencia de Remoción de Sulfuro de Hidrógeno (H₂S) y Amoníaco (NH₃) a través de Biofiltración a Escala Piloto."

[14] Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Fixed and Volatile Solids Ignited at 550°C 2540 E American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. 21st. ed., New York, 2005.pp 2

[15] Instituto Colombiano de Normas Técnicas y Certificación. Calidad del Agua. Determinación del contenido de sólidos. Primera actualización. Bogotá. ICONTEC, 1994. p.10 (NTC 897)

[16] L. Biotecnología, "Manual de procedimientos de laboratorio digestión anaerobia," 2015.

[17] G. Mart, B. Pineda, M. Francisco, and A. Echeverr, "Determinación del consumo de materia seca de vaquillas Holstein y Jersey con tres a siete meses de preñez en la época seca en El Zamorano," 2004.

[18] D. L. Rowell, *Soil Science: Methods & Applications*. Routledge, 2014.

[19] NORMA TÉCNICA NTC COLOMBIANA 5167.

[20] S. Ibañez Asensio, H. Moreno Ramón and J. M. Gisbert Blanquer, "TÉCNICAS DE MEDIDA DEL ESPACIO POROSO DEL SUELO," 2012

[21] J. L. R. P. Filho, L. T. Sader, M. H. R. Z. Damianovic, E. Foresti, and E. L. Silva, "Performance evaluation of packing materials in the removal of hydrogen sulphide in gas-phase biofilters: Polyurethane foam, sugarcane bagasse, and coconut fibre," *Chem. Eng. J.*, vol. 158, no. 3, pp. 441–450, 2010.

[22] M. P. T. Pulido, "Remoción De H₂S En Un Proceso De Biofiltración Usando Bacterias Inmovilizadas En Carbón Activado Como Material De Empaque", 2016.

[23] UNAM, "Hoja de seguridad XVIII. amoníaco," Tech. Rep. 1, 2011

[24] U. Autonoma De Barcelona and R. Barrena Gómez, "Fundación Privada Estudios del Medio Ambiente de Mollet del Vallès DEPARTAMENTO DE INGENIERIA QUÍMICA," 2006

[25] I. Datta and D.G. Grant , "Biofilter Technology", , " in *Biotechnology for Odor and Air Pollution Control* SE - 6, Z. Shareefdeen and A. Singh, Eds. Springer Berlin Heidelberg, 2005, pp. 125–145

- [26] R. Muñoz, L. Malhautier, J.-L. Fanlo, and G. Quijano, "Biological technologies for the treatment of atmospheric pollutants," *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, vol. 95, no. 10, pp. 950–967, 2015.
- [28] Honeywell, "Wireless gas monitor," *Oil & Gas News*, Jan 4, 2016. Available: <https://search.proquest.com/docview/1753121896>
- [29] LANDTEC, "Portable gas analyzer: for service and maintenance," *Instrumentation & Automation News*, vol. 51, (10), pp. 12, Oct 1, 2003.
- [30] F. L. Burton, A. CAJIGAS, G. Tchobanoglous, I. TRILLO FOX, T. MONTSORIU and J. DE DIOS, *Ingeniería De Aguas Residuales: Tratamiento, Vertido Y Reutilización*. Metcalf & Eddy, 1995.
- [31] Maria P. Pacheco *et al*, "Evaluación de la eficiencia de remoción de ácido acético y pentano en un sistema de biofiltración con compost de pollinaza, residuos de poda y cascarilla de arroz,"
- [32] M. Alexander, "Aging, bioavailability, and overestimation of risk from environmental pollutants," *Environ. Sci. Technol.*, vol. 34, no. 20, pp. 4259–4265, 2000.
- [33] I. O. Cabeza, "Biofiltración de compuestos orgánicos y volátiles utilizando diferentes tipos de lecho basados en mezclas de compost de RSU-poda: monitorización mediante diversas técnicas," 2013. Available: https://www.openaire.eu/search/publication?articleId=od_1106::c61d38fd9e454e1af5111e35b72fd99a.
- [34] E. L. Pagans, X. Font, and A. Sánchez, "Biofiltration for ammonia removal from composting exhaust gases," *Chem. Eng. J.*, vol. 113, no. 2–3, pp. 105–110, 2005.
- [35] S. hun Lee, C. Li, A. J. Heber, J. Ni, and H. Huang, "Biofiltration Of a mixture of ethylene, ammonia, n-butanol, and acetone gases," *Bioresour. Technol.*, vol. 127, pp. 366–377, 2013.
- [36] K. Vikrant *et al.*, "Biofiltration of hydrogen sulfide: Trends and challenges," *J. Clean. Prod.*, vol. 187, pp. 131–147, 2018.