

## **Degradación de metano en biofiltros percoladores: Materiales reciclables como medio de soporte**

Methane degradation in biotrickling filters: Recyclable materials like support media.

Santiago Gómez Herrera. <sup>1</sup>; Yuly Alexandra Córdoba Díaz. <sup>2</sup>

<sup>1</sup>Estudiante Ingeniería Ambiental., Universidad de Nariño, Pasto, Colombia, sgh525@hotmail.com

<sup>2</sup>Estudiante Ingeniería Ambiental., Universidad de Nariño, Pasto, Colombia, alexandra1995cordoba@gmail.com

---

### **RESUMEN**

La biofiltración se ha posicionado como una alternativa interesante para el control de emisiones de Gases de Efecto Invernadero (GEI) como el metano, que generan graves riesgos a la salud pública y un impacto climático profundo. Sin embargo, lechos inorgánicos costosos y con superficies inadecuadas reducen su viabilidad. En este contexto, esta propuesta intentó contribuir a la disminución de este gas a través de una estrategia tecnológica innovadora, para ello, se evaluó la eliminación de metano al 4% de una corriente gaseosa en dos biofiltros percoladores (BTFs), empacados con materiales reciclados diferentes como tereftalato de polietileno (BTF<sub>1</sub>) y poliestireno expandido (BTF<sub>2</sub>), inoculados con un consorcio microbiano metanotrófico. Los sistemas operaron paralelamente durante 24 h.d<sup>-1</sup>, con flujo contracorriente y escala laboratorio; bajo condiciones de 25°C, 10 psi, pH neutro, TRLV de 31 min y caudal constante de 6 L.h<sup>-1</sup> con concentración de ~2000 ppmv. Los resultados indican que el BTF<sub>1</sub> alcanzó una eficiencia de remoción (ER) máxima del 75%, en comparación con un 60% lograda por el BTF<sub>2</sub>, probablemente asociada a su mayor área específica externa. Se demostró que existe una influencia positiva de la temperatura y la humedad en la ER, en contraste con el pH que indicó una tendencia contraria. No obstante, a nivel de Capacidad de Eliminación Específica (CEs) se determinó que el BTF<sub>2</sub> presenta propiedades superficiales superiores y que la compactación del lecho filtrante repercutió en su rendimiento. En conclusión, los materiales reciclados usados pueden ser una opción factible para optimizar el funcionamiento de estos sistemas.

**Palabras clave:** Biofiltración, Contaminación Atmosférica, Eficiencia de Remoción, Empaque Reciclado, Lecho filtrante.

### ABSTRACT

Biofiltration has positioned like an interesting alternative for the control of greenhouse gases (GHG) emissions such as methane, which represents serious public health risks and a deep climate impact. However, expensive inorganic beds with inadequate surfaces reduce their viability. In this context, this proposal tried to contribute to reduction of this gas through an innovative technology strategy, for which, the elimination of 4% methane from a gaseous stream was assessed in two biotrickling filters (BTFs), packed with different recycled materials such as polyethylene terephthalate (BTF<sub>1</sub>) and expanded polystyrene (BTF<sub>2</sub>), inoculated with a methanotrophic microbial consortium. The systems operated in parallel for 24 h.d<sup>-1</sup>, with countercurrent flow and laboratory scale; under conditions of 25 °C, 10 psi, neutral pH, EBRT of 31 min and constant flow rate of 6 L.h<sup>-1</sup> with concentration of ~ 2000 ppmv. The results indicate that the BTF<sub>1</sub> reached a maximum removal efficiency (ER) of 75%, compared to 60% achieved by the BTF<sub>2</sub>, likely associated with its greater external specific area. Also, it was shown that there is a positive influence of temperature and humidity in the ER, in contrast to the pH that indicated a contrary tendency. However, the Specific Elimination Capacity (CEs), reflected that the BTF<sub>2</sub> has superior surface properties and that the compaction of the filter bed affected its performance. In conclusion, recycled materials used can be a feasible option to optimize the operation of these systems.

**Key words:** Atmospheric pollution, Biofiltration, Filtration media, Recycled packaging, Removal Efficiency

### INTRODUCCIÓN

El metano (CH<sub>4</sub>) se encuentra entre los hidrocarburos más abundantes en la naturaleza y principal componente del gas natural, actualmente reconocido como el segundo Gas de Efecto Invernadero (GEI) antropogénico más importante presente en la atmósfera (Cáceres *et al.*, 2016; Gómez-Cuervo *et al.*, 2016a). Su potencial de calentamiento global es 28 veces

superior al CO<sub>2</sub>, con una vida media en la atmósfera de 12 años y representando alrededor del 20% de las emisiones globales (IPCC, 2014).

En Colombia, la ganadería (56%), el tratamiento de aguas residuales (13%), la explotación de carbón mineral, gas natural y petróleo (12%), así como la disposición de residuos sólidos en tierra (10%), son las principales fuentes de emisión de CH<sub>4</sub> (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales *et al.*, 2017). En este contexto, el aumento de la conciencia pública sobre los problemas ambientales está promoviendo la implementación de tecnologías de reducción de emisiones, amparadas en el país por la resolución 909 del 2008 (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, 2008).

Diferentes tipos de alternativas se han explorado para controlar este gas como la incineración o procesos de valorización, que han sido los más utilizados para altas concentraciones (>30%) (Menard *et al.*, 2012; Gómez-Borraz *et al.*, 2017). Sin embargo, a pesar de la rentabilidad de dichas tecnologías de oxidación, más del 50% del CH<sub>4</sub> antropogénico se emite a concentraciones inferiores, como lo determinó Avalos *et al.* (2012): Ventilación de las minas de carbón (0,1-1%), tanques de almacenamiento de estiércol (0-3%), efluentes anaerobios (2,7-30%), emisiones pasivas en rellenos sanitarios (0,2-2,5%) y emisiones fugitivas en sistemas viejos de recuperación de gas (0-20%).

En este sentido, la biopercolación se presenta como una prometedora alternativa para las emisiones de bajas concentraciones, por ser una de las configuraciones más rentables debido a su robustez (Estrada *et al.* 2012). Con esta biotecnología, los microorganismos, en particular los metanótrofos, oxidan el CH<sub>4</sub> para generar productos menos nocivos, como agua, dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), biomasa y sales (Nikiema *et al.*, 2010).

Para una operación exitosa de un biofiltro, es fundamental el tipo de medio de soporte y sus características fisicoquímicas, pues de este dependerá el desarrollo óptimo del “biofilm” de microorganismos, donde se desatarán de forma simultánea los procesos de absorción, adsorción, degradación, difusión, desadsorción y desabsorción de los contaminantes (Gómez-Cuervo, 2013). Generalmente, estos lechos se componen de materiales orgánicos como suelo o compost que son fuentes de nutrientes (Girard *et al.*, 2011). No obstante, se ha

demostrado que tienen una vida útil corta (<6 meses) y problemas asociados con la obstrucción y la caída de presión en las operaciones a largo plazo (Veillete *et al.*, 2012; Cáceres *et al.*, 2016).

Por otro lado, los lechos compuestos por materiales inorgánicos (rocas, cerámicas, vidrio, entre otros) ofrecen muchas ventajas porque sus propiedades físicas pueden ser ajustadas fácilmente, poseen un comportamiento más estable a largo plazo y ofrecen buenas propiedades mecánicas (Nikiema *et al.*, 2009; Cáceres *et al.*, 2016). En los últimos años, se ha registrado que uno de los principales desafíos en su implementación está asociado a sus costos, que tienden a ser más elevados que los empaques orgánicos, y su superficie inadecuada para la formación de biomasa (Detchanamurthy & Gostomski, 2012; Gómez-Cuervo *et al.*, 2016a). En la Tabla 1 se presenta una recopilación de estudios desarrollados con materiales inorgánicos como medio de soporte.

En el marco de la tendencia actual de favorecer la Gestión Integral de los Residuos y entendiendo que no se tiene reportes de la utilización de materiales reciclables como medio de soporte, que mejoren la rentabilidad operacional de estos sistemas, la presente investigación pretendió evaluar la eliminación de metano de una corriente gaseosa por medio de biofiltros percoladores (BTFs), compuestos por un lecho de soporte diferente a base de material reciclado inoculado como poliestireno expandido de embalaje y botellas de tereftalato de polietileno.

**Tabla 1.** Biofiltración de CH<sub>4</sub> con diferentes materiales de empaque inorgánicos.

Material de soporte	Condiciones de operación	Carga contaminante de entrada	Capacidad de eliminación o Eficiencia de remoción	Autores
<b>Espuma de poliuretano</b>	Biofiltro percolador (multifases) Adición de aceite de silicon Inóculo: Lodos PTAR	C.C = 157 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 22 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Rocha-Ríos <i>et al.</i> (2009)
<b>Grava</b>	Biofiltro 1300 -12000 ppmv CH <sub>4</sub> Inóculo: No especificado	C.C = 95 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 26-60 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Nikiema <i>et al.</i> (2009)
<b>-Arcilla porosa expandida</b> <b>-Rocas de 5 mm de Ø</b> <b>-Rocas de 2 mm de Ø</b>	Biofiltro 0.5-6.3 g.m <sup>-3</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Lixiviado del biofiltro metanotrófico	C.C = 8-90 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 17 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> CE = 38 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> CE = 50 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Nikiema <i>et al.</i> (2010)
<b>Carbón no esterilizado</b>	Biofiltro percolador 1.0% v.v <sup>-1</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Cepa <i>Methylosinus sporium</i>	C.C = 139 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 27,2 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> ER = 19%	Limbri <i>et al.</i> (2011)
<b>Polipropileno</b>	Biofiltro percolador 4.8 g.m <sup>-3</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Lixiviado de biofiltro metanotrófico	C.C = 62 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 8 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Avalos Ramírez <i>et al.</i> (2012)
<b>Espuma de poliuretano</b>	Biofiltro percolador com recirculación de gas 2.2% v.v <sup>-1</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Lodos PTAR	C.C = 230 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 30 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Estrada <i>et al.</i> (2014)
<b>Tubos de polietileno</b>	Biofiltro percolador 0,5-3.9% v.v <sup>-1</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Cepas de <i>Methylomicrobium album</i> y <i>Methylocystis sp</i>	C.C = 23 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 6,2 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Cáceres <i>et al.</i> (2016)
<b>-Esponja de poliuretano</b> <b>-Anillos Raschig</b>	Biofiltro percolador 4% v.v <sup>-1</sup> CH <sub>4</sub> Inóculo: Lodos PTAR	C.C = 62 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> C.C = 62 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	CE = 38 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup> CE = 8 g.m <sup>-3</sup> .h <sup>-1</sup>	Gómez-Borraz (2017)

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Diseño y operación biofiltros

Se diseñaron dos biofiltros percoladores (BTFs) idénticos, en base a la literatura científica y especificaciones técnicas (EPA, 2004; Nikiema et al., 2007; Sánchez, 2015), utilizando tubos transparentes de acrílico con un volumen total de 6,2 L, altura total de 0,6 m y un diámetro interno de 0,115 m, con un punto de muestreo localizado a 0,3 m de altura. Cada BTF fue empacado con alrededor de 30 cm de altura (3,1 L) de los materiales reciclados seleccionados.

Para el caso del BTF<sub>1</sub>, este se empacó con botellas de tereftalato de polietileno (PET), recolectadas en puntos de separación de residuos sólidos del campus Torobajo de la Universidad de Nariño, que se adecuaron en tiras de 2 cm de grosor para posteriormente unir dos de estas en forma de roseta con un largo de 10 cm cada una. Para el caso del poliestireno expandido (BTF<sub>2</sub>), se recolectaron cubos de embalaje de 3 cm de arista. Como pretratamiento, todos los materiales se lavaron con agua destilada para eliminar las posibles impurezas presentes en sus superficies. Propiedades adicionales de estos dos materiales están disponibles en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Características de los materiales de soporte.

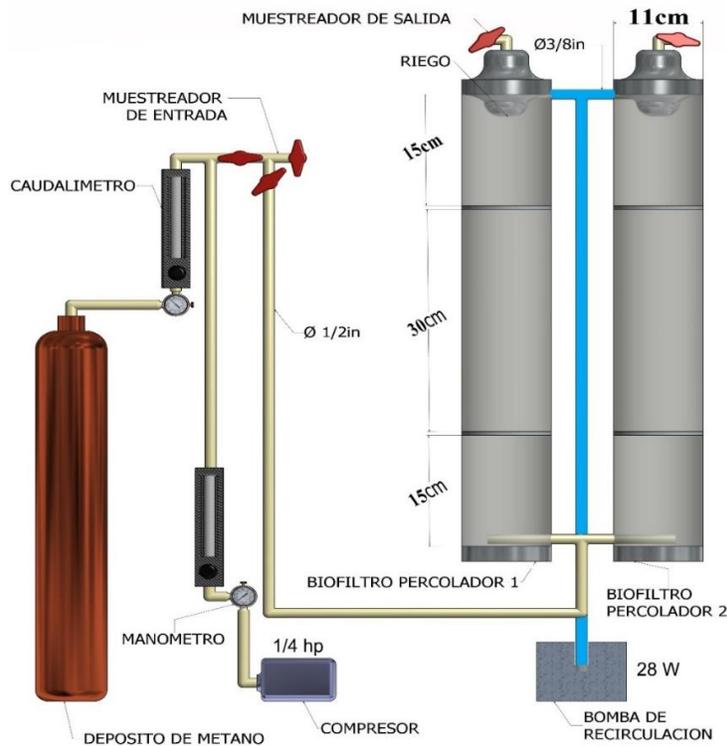
Material	Porosidad*	Área Específica Externa**	Densidad	Volumen ocupado material	Volumen Vacío
Tereftalato de polietileno	71%	11,6 m <sup>2</sup> .m <sup>3</sup>	1380 Kg.m <sup>-3</sup>	8,99 x10 <sup>-4</sup> m <sup>3</sup>	2,2 x10 <sup>-3</sup> m <sup>3</sup>
Poliestireno expandido	94%	8 m <sup>2</sup> .m <sup>3</sup>	20 Kg.m <sup>-3</sup>	1,86 x10 <sup>-4</sup> m <sup>3</sup>	3 x10 <sup>-3</sup> m <sup>3</sup>

Basado en \*Agudelo (2015) y \*\*Jorio (2000)

La corriente gaseosa a tratar, estaba compuesta por una mezcla de aire proveniente de un compresor y metano puro (Cryogas-Air products, Colombia), que se controló mediante reguladores de caudal tipo rotámetro (Cole Palmer Instruments, Estados Unidos). La dirección de flujo de la fase gaseosa fue ascendente, mientras la del líquido percolador en sentido contrario a través de un plato distribuidor que permitió humedecer de forma uniforme

el material de soporte. El flujo de entrada aplicado corresponde a un tiempo de retención de lecho vacío (TRLV) de 31 min y caudal de 6 L.h<sup>-1</sup>. La concentración de entrada varió aproximadamente entre 4% vv<sup>-1</sup> y 4,5% vv<sup>-1</sup> de CH<sub>4</sub>, que corresponde a cargas contaminantes (CC) de 1,65 a 2,20 gCH<sub>4</sub> m<sup>-3</sup> h<sup>-1</sup>.

El sistema estaba localizado en el Laboratorio de Calidad del Aire de la Universidad de Nariño, donde se construyó un compartimiento cerrado tipo invernadero para aislar el montaje (Figura 1) y poder ajustar su temperatura a 25°C, a través de un controlador automático, una termocupla tipo K y un calefactor. Además, el sistema contaba con reguladores de presión tipo manómetros, para asegurar una presión de entrada de los gases de 10 psi que permitan el flujo óptimo de la corriente.



**Figura 1.** Esquema sistema de biofiltración a escala de laboratorio.

Los parámetros de seguimiento monitoreados fueron: La temperatura, que se midió por medio de una termocupla tipo K (Peakmeter, China), la humedad relativa (High Tech Instruments, China) y el pH del lixiviado de cada BTF (Pinpoint, Estados Unidos). Diariamente se determinó la concentración de metano en muestreadores instalados a la

entrada y salida del sistema, utilizando un instrumento de medición portátil tipo semiconductor (Vetus, Holanda).

El funcionamiento de cada BTF se caracterizó midiendo la eficiencia de eliminación (ER) en porcentaje (%), la capacidad de eliminación (CE) en  $\text{gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$  y la capacidad específica de eliminación (CEs) en  $\text{gCH}_4 \text{ m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  a cargas contaminantes (CC) alrededor del 4% de concentración de  $\text{CH}_4$ , cada 12h para un total de 56 muestreos después de alcanzar el estado estable. Se consideró que se alcanzó un estado estable cuando ER tiene una variación entre 10%-5% en días consecutivos (Nikiema *et al.*, 2007; Cáceres *et al.*, 2016). Estos parámetros se determinaron de acuerdo con las siguientes ecuaciones:

$$CC = (CCH_4)_{Entrada} \times \frac{Q}{V}$$

$$ER = \frac{(CCH_4)_{Entrada} - (CCH_4)_{Salida}}{(CCH_4)_{Salida}} \times 100$$

$$CE = (CCH_4)_{Entrada} - (CCH_4)_{Salida} \times \frac{Q}{V}$$

$$CEs = \frac{CE}{As}$$

Donde  $CCH_4$  es la concentración de metano en  $\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ ; Q es el caudal volumétrico de la corriente gaseosa  $\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ ; V es el volumen ocupado por el medio filtrante en  $\text{m}^3$  y As es el área específica de cada material en  $\text{m}^2$ .

### **Microorganismos y condiciones de cultivo**

Durante el estudio, se recirculó 1,5 L de medio mineral en cada BTF como fuente de nutrientes para la biomasa, por medio de una bomba de agua sumergible (Sunsun Group,

China). Esta solución, fue preparada en agua destilada, similar a la presentada por Rocha-Ríos *et al.* (2009), con un pH final de 7 y renovada semanalmente (Tabla 3).

**Tabla 3.** Composición del medio de nutrientes

Reactivo	Concentración (g.L <sup>-1</sup> )
NaNO <sub>3</sub>	2
MgSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	0,2
FeSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	1x10 <sup>-3</sup>
Na <sub>2</sub> HPO <sub>4</sub>	0,2
NaH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> .H <sub>2</sub> O	0,09
CoSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	5x10 <sup>-6</sup>
H <sub>3</sub> BO <sub>3</sub>	1x10 <sup>-5</sup>
MnSO <sub>4</sub> .5H <sub>2</sub> O	1x10 <sup>-5</sup>
ZnSO <sub>4</sub> .7H <sub>2</sub> O	7x10 <sup>-5</sup>
MoO <sub>3</sub>	1x10 <sup>-5</sup>
KCl	0,04
CaCl <sub>2</sub>	1,5x10 <sup>-3</sup>

Ambos materiales de soporte se inocularon con 240 g de Evogen P.C.H (Genesis Biosciences, Estados Unidos), una mezcla de diferentes cepas de bacterias degradadoras (consorcio de bacterias bacilos y pseudomonas) de hidrocarburos aromáticos y alifáticos. Además, se procedió a recircular el medio mineral con un caudal de 140 ml.min<sup>-1</sup> de manera constante por dos semanas, junto con la adición de metanol como única fuente de carbono, y un flujo de aire de 0,006 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> para favorecer el desarrollo microbiano (Sánchez, 2015; Gómez-Borraz, 2017).

Posteriormente para el proceso de aclimatación, se alimentó el sistema con una corriente de metano al 2% y se excluyó el metanol del medio mineral, proceso que duró dos semanas igualmente y donde se presentó el crecimiento de la biopelícula en los empaques. Después de cada semana, durante este periodo de arranque, se procedió a recuperar la biomasa del medio mineral por medio de centrifugación (4000 rpm por 10 min), para resuspenderla en medio fresco y reintroducirla al sistema.

Una vez estabilizado el sistema, se suministró la solución de nutrientes sintéticos dos veces al día por 20 minutos con un caudal de,  $8,5 \text{ L h}^{-1}$ , para asegurar la humedad adecuada del lecho filtrante y proporcionar los elementos necesarios para el crecimiento microbiano.

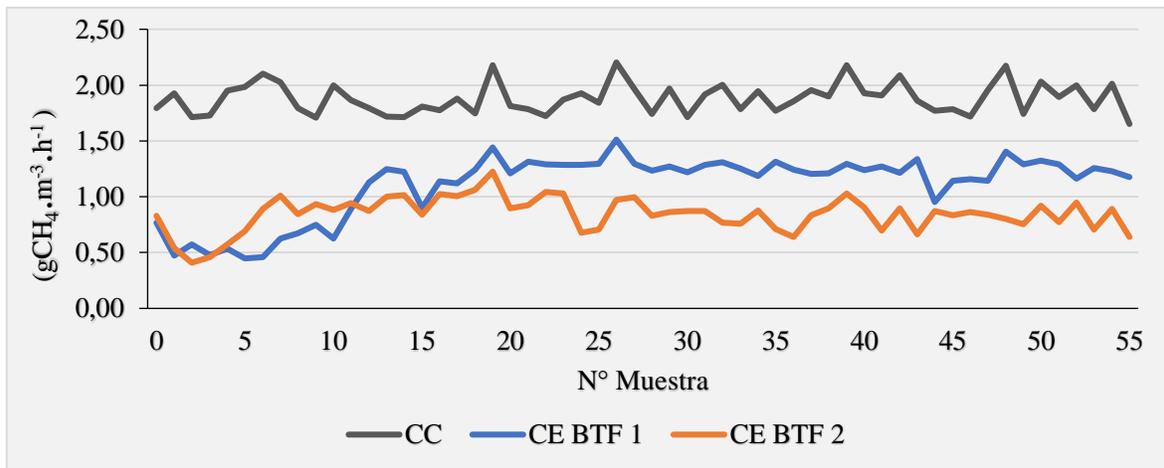
### **Diseño experimental y análisis estadístico**

El diseño experimental fue de efectos fijos completamente al azar y la técnica estadística de análisis fue una prueba no paramétrica. El lecho de soporte se evaluó como factor influyente, en dos niveles (tratamientos) asociados a cada material de soporte reciclado, en la variable de interés que en este caso es la eliminación de metano en términos de capacidad de eliminación y eficiencia de remoción.

Los muestreos llevados a cabo son de tipo probabilístico, a partir de la determinación del tamaño de la muestra (Potencia  $>95\%$ ), que aseguran la aleatoriedad del proceso. Para el análisis estadístico de la información se desarrollaron las pruebas de normalidad y homocedasticidad, que permitieron seleccionar la prueba de Kruskal-Wallis ( $\alpha=0,05$ ) en pro de estimar las diferencias entre cada tratamiento. Además, para determinar la influencia de los parámetros de seguimiento (confusing factors) en los resultados de eficiencia de remoción de cada BTF, se desarrollaron Análisis de Componentes Principales ( $\alpha=0,05$ ) sobre una matriz de correlaciones e igualmente un modelo probabilístico de regresión múltiple con ajuste de mínimos cuadrados ordinarios.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La Figura 2 muestra la capacidad de eliminación de  $\text{CH}_4$  (CE) de los BTFs operados en paralelo a las mismas cargas de entrada de  $\text{CH}_4$ . Las concentraciones de entrada variaron entre  $1,65$  y  $2,20 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$  con un promedio de  $1,88 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ . En el biofiltro empacado con rosetas de plástico reciclado se alcanzó una CE máxima de  $1,51 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ , con un promedio de  $1,10 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$  durante el desarrollo de la investigación; valores superiores a los registrados para el biofiltro empacado con cubos de poliestireno expandido, donde se alcanzó una CE máxima de  $1,23 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$  y un promedio de  $0,85 \text{ gCH}_4 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{h}^{-1}$ .



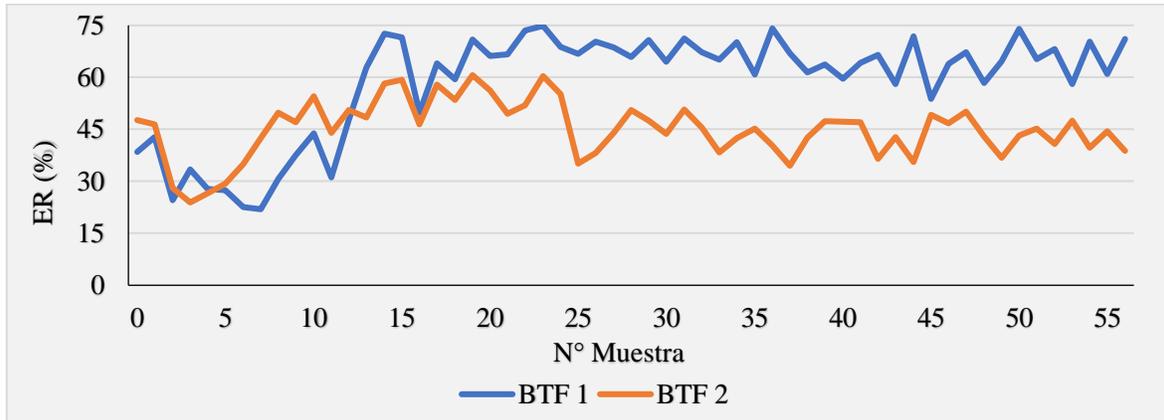
**Figura 2.** Carga contaminante de entrada vs Capacidades de eliminación BTFs, en función de los muestreos realizados

En este sentido, se evidenció que desde el primer día las concentraciones de salida siempre estuvieron por debajo de las concentraciones de entrada indicando que hubo eliminación constante del contaminante y que las CE más altas determinaron que la biomasa desarrollada en el BTF<sub>1</sub> presentó una mayor capacidad para hacer frente a mayores cargas de metano.

Para el inicio del experimento, se presenta una menor biooxidación que puede indicar un uso de una mayor cantidad de fuente de carbono para el crecimiento de biomasa en lugar de oxidar CH<sub>4</sub> a CO<sub>2</sub>, como lo demostró Gómez-Cuervo *et al* (2016b) para un BTF empacado con espuma de poliuretano que presentó la misma tendencia. Probablemente, el cambio de las condiciones de la fase de aclimatación a la fase de operación, fueron favorables para el desarrollo de metanótrofos que requerían una mayor concentración de metano para promover el incremento de la biomasa y a partir de ahí alcanzar un comportamiento más estable con concentraciones de efluentes más bajas (Agudelo, 2015).

Con respecto a la eficiencia de remoción (ER), el BTF<sub>1</sub> logró en promedio una ER de 58,9% con una remoción máxima de 74,9%. En contraste, el BTF<sub>2</sub> alcanzó una ER promedio de 44,9% y una remoción máxima de 60,6%. Por medio de la prueba estadística de Kruskal-Wallis, se pudo comprobar que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las ER de los BTFs evaluados (*p* valor <0,05). Como se mencionó anteriormente, el mejor desempeño del biofiltro empacado con rosetas de plástico reciclado permitió una mejor

estabilidad para el flujo de gas y su superficie con biopelícula fue mayor, lo que provoca un aumento de la cantidad total de contaminante que se transfiere de la fase gaseosa hacia esta, que se traduce en mejores ER.



**Figura 3.** Eficiencias de remoción BTFs en función de los muestreos realizados.

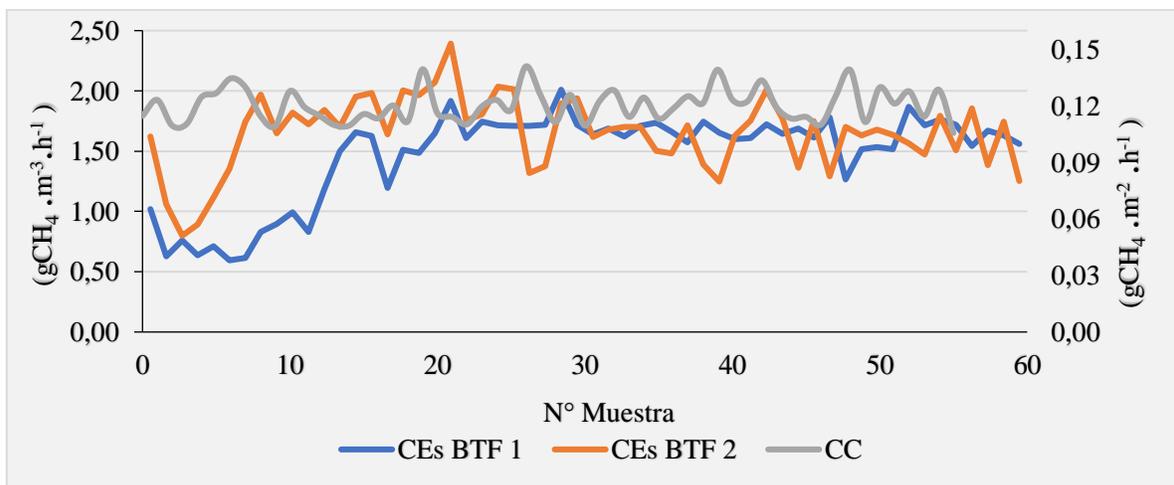
En comparación con otros estudios que utilizaron materiales similares, las ER máximas fueron altas, lo que puede estar asociado al alto valor del TRLV de este estudio que implica una transferencia de masa gaseosa mejorada, que facilita la solubilización de  $\text{CH}_4$  en la fase acuosa y su disponibilidad para los metanótrofos (Gómez-Cuervo *et al.*, 2016b). En concordancia, Nikiema *et al.* (2010) encontró que existe una clara tendencia a obtener mejores resultados a bajos flujos de entrada, pues la inhibición se produce más fácilmente a altas concentraciones de  $\text{CH}_4$  que a concentraciones más bajas, o que es lo mismo, altas tasas de flujo limitan el tiempo de contacto entre el contaminante y la población microbiana, acelerando el alcance de la carga crítica del sistema (Jorio, 2000; Nikiema *et al.*, 2009).

Al llevar a cabo, un contraste entre la superioridad encontrada en el BTF<sub>1</sub> sobre el BTF<sub>2</sub> respecto a CE y ER, se revela que el biofiltro empacado con las rosetas de plástico PET presentó un 20% más CE que los cubos de poliestireno expandido. Sin embargo, a nivel de ER existe una diferencia menor del 15%, es decir, es verosímil que exista una mayor diferencia en la CE pues esta medida depende del volumen de lecho con biomasa ocupado

por cada material de soporte, que para el caso del BTF<sub>1</sub> se mantuvo estable, mientras que para el BTF<sub>2</sub> debido a procesos de compactación se vio alterado.

Las rosetas de tereftalato de polietileno, son casi 50% más grandes que los cubos de poliestireno expandido, en referencia a su Área Específica Externa (As). Se ha propuesto, que para diferencias a nivel de As mayores al 10% se deberían tener diferencias por lo menos del 30% en capacidad de eliminación (Nikiema *et al.*, 2010). Eso quiere decir que, para los materiales evaluados en esta investigación, es posible que la As no sea el único factor determinante para alcanzar altos niveles de remoción. De hecho, según varios autores, la fijación de microorganismos en un material de empaque sólido depende de varios parámetros (propiedades de superficie), que pueden incluir la rugosidad superficial, la hidrofobicidad (ángulo de contacto), la carga superficial o la producción de polisacáridos extracelulares (EPS) de los microorganismos (Jain *et al.*, 2007; Tang *et al.*, 2011).

Con el fin de evaluar la contribución relativa de estas propiedades de superficie, se ha propuesto el concepto de Capacidad de Eliminación Específica (CEs), que se representa en el gráfico de la Figura 4, en g de CH<sub>4</sub> eliminado por m<sup>2</sup> de superficie del material de soporte por hora con respecto a las CC de entrada durante el periodo de estudio. La CEs representa la eficacia real en la eliminación de CH<sub>4</sub> asociada con una superficie externa determinada del medio de soporte (Nikiema *et al.*, 2004), por lo tanto, como esta medida no depende del As permite la comparación del rendimiento de los 2 lechos en términos de sus propiedades superficiales solamente.



**Figura 4.** Carga contaminante de entrada vs Capacidades de eliminación específica BTFs, en función de los muestreos realizados.

En el caso del BTF<sub>1</sub>, se alcanzó una CE máxima de 0,12 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> y un promedio de 0,094 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Por otro lado, para el BTF<sub>2</sub> la máxima CE específica fue de 0,15 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> con un promedio de 0,11 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. Los datos recolectados, revelan que mayores CC de entrada están relacionados con valores más altos de CE, evidenciándose que el BTF<sub>2</sub> logró valores hasta 150% mayores respecto al BTF<sub>1</sub> al inicio del estudio. En consecuencia, los altos valores de CE se asocian con buenas propiedades de superficie (lo que favorece la unión de metanótrofos activos y el desarrollo de una biopelícula) (Nikiema *et al.*, 2010).

En síntesis, si el CE de BTF<sub>1</sub> es superior al CE de BTF<sub>2</sub>, debería ser principalmente debido a su valor superior de As. Esto significa que si el As de BTF<sub>2</sub> se incrementara (por ejemplo, trabajando con cubos de poliestireno expandido menos porosos), teóricamente podría funcionar tan bien como BTF<sub>1</sub>, pues posee propiedades superficiales superiores. En comparación con otras investigaciones, las CE de este estudio son superiores a las presentadas por Cáceres *et al.* (2016) quien obtuvo 0,019 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> utilizando anillos de polietileno de 316 m<sup>-1</sup>, o superiores a lo reportado por Rocha Ríos *et al.* (2009) con un valor máximo de 0,037 gCH<sub>4</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup> utilizando espuma de poliuretano de 600 m<sup>-1</sup>.

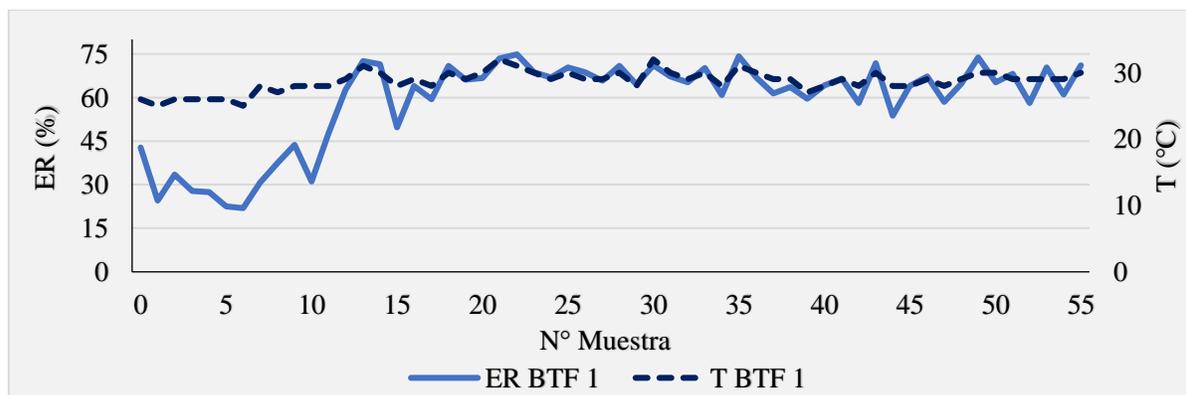
Dicho esto, es importante mencionar, que en los primeros 20 muestreos la CE de eliminación de ambos BTFs se mantenía similar, incluso se presentó un desarrollo de la biopelícula primero en el BTF<sub>2</sub> debido quizás a propiedades como la rugosidad. Las superficies rugosas proporcionan un área de superficie aumentada para el acoplamiento y adhesión de la biopelícula donde es probable que disminuya el desprendimiento (Pasmore *et al.*, 2002; Tang *et al.*, 2011). A pesar de ello, los procesos de compactación del material influenciaron la reducción en el tamaño de los cubos y, por lo tanto, una disminución en la cantidad de microorganismos presentes, ya que se ha demostrado que es más fácil eliminar las bacterias de los biofilms jóvenes cultivados (Pasmore *et al.*, 2002).

Al contrario, las rosetas de plástico presentaron un arranque más lento, debido a que su superficie lisa no permitía la completa fijación de los microorganismos (Tang *et al.*, 2011). Al final, su mayor área superficial permitió albergar la biomasa suficiente como para alcanzar

niveles de eliminación considerables. Los resultados concuerdan con lo encontrado por Nikierna *et al.* (2010), en donde de tres tipos de empaques rocosos de diferentes tamaños, las mayores CE fueron registradas para la partícula con mayor área superficial específica.

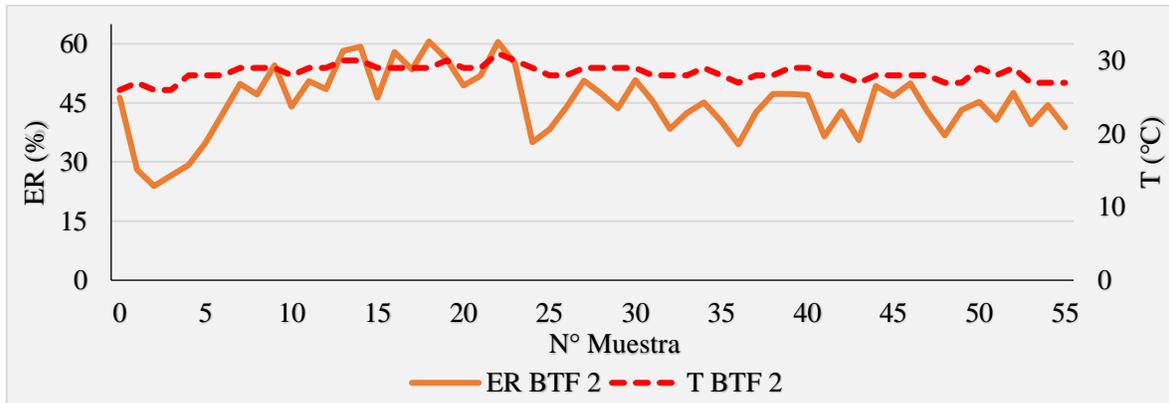
### Temperatura

Se realizaron mediciones de la temperatura promedio cada 12 horas, que para el BTF<sub>1</sub> fue de 28 °C mientras que para el BTF<sub>2</sub> de 26.5 °C con temperaturas mínimas de 26 °C y máximas de 31°C en los dos biofiltros. El aumento de temperatura en los biofiltros en comparación con la temperatura dentro del compartimento, puede deberse a la actividad microbiana a causa de que todas las reacciones de biooxidación son exotérmicas y la energía liberada por estas provoca un gradiente de temperatura positivo en el lecho empacado (Delhoménie *et al.*, 2002). Por lo tanto, la intensidad microbiana en el medio de soporte depende fuertemente de la temperatura del BTF (Jorio *et al.*, 2000; Agudelo, 2015).



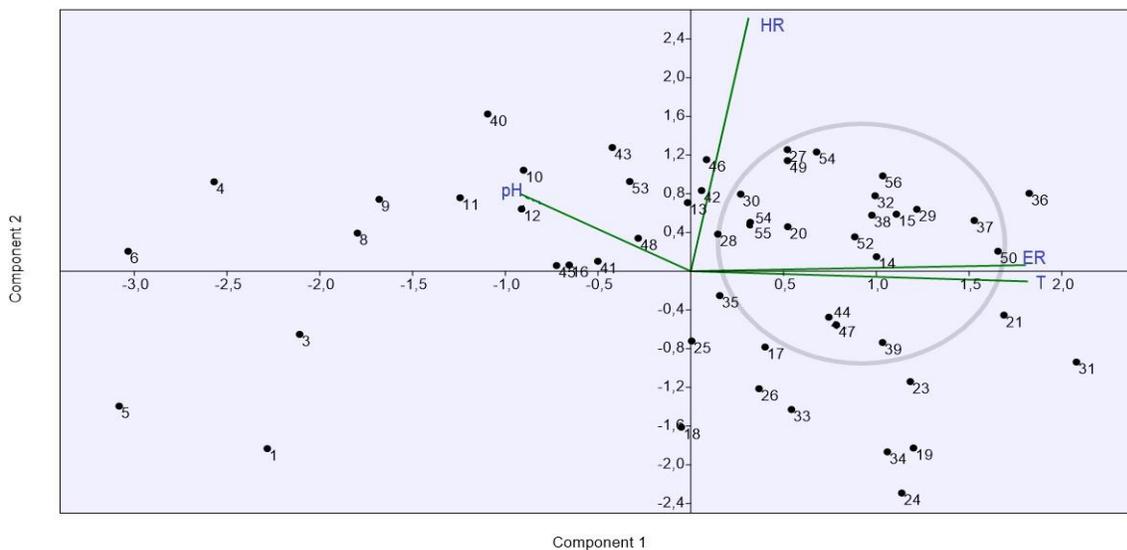
**Figura 5.** Temperatura vs Eficiencia de remoción BTF<sub>1</sub>, en función de los muestreos realizados.

La temperatura tiene dos efectos importantes sobre la transferencia de masa, relacionados al incremento tanto del coeficiente de difusión, que facilita dicha transferencia del contaminante hacia la biopelícula, como del coeficiente de Henry que favorece la disminución de la solubilidad del compuesto (Cox & Deshusses, 2001), por lo tanto, el balance de estos dos efectos puede determinar el desempeño óptimo de un biofiltro.

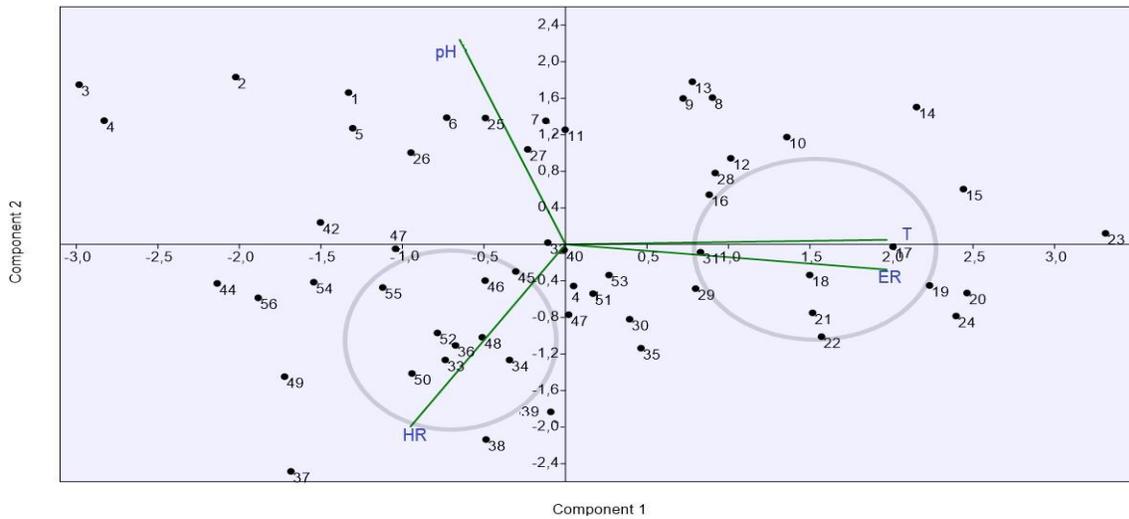


**Figura 6.** Temperatura vs Eficiencia de remoción BTF<sub>2</sub>, en función de los muestreos realizados.

Con relación a la ER, los resultados corroboran que los muestreos con las mayores eficiencias se presentan en temperaturas >29°C con correlaciones positivas altas encontradas para los BTFs en los ACP (0,93 y 0,91 respectivamente), siendo la temperatura el parámetro de seguimiento de mayor influencia. En el BTF<sub>1</sub>, a temperaturas altas como 30°C y 31°C se evidencian eficiencias de remoción del 73,91 %, 74,19 % y 74,88 %. En el BTF<sub>2</sub>, a temperaturas de 29°C y 31°C se alcanzaron eficiencias de remoción de 60,63% y 60,44%.



**Figura 7.** Análisis de Componentes Principales BTF<sub>1</sub>

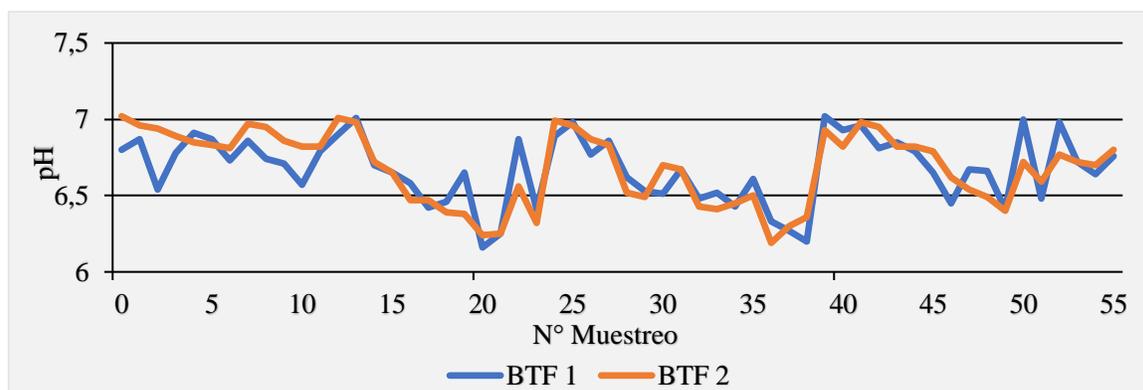


**Figura 8.** Análisis de Componentes Principales BTF<sub>2</sub>

Como se mencionó, la temperatura es un indicativo de que los microorganismos están en actividad, a razón de que su incremento en el lecho filtrante es consecuencia de la reacción de biodegradación (Gómez-Cuervo, 2013). En general, los sistemas trabajaron en condiciones adecuadas de temperatura que les permitieron un alto desarrollo de microorganismos y eficiencia, lo cual concuerda con experiencias donde las temperaturas óptimas para ER altas están entre los 25 y 31 °C (Jugnia *et al.*, 2012). Como lo demostró Gómez-Borraz (2017), para biofiltros empacados con esponja de poliuretano y anillos raschig, donde las mayores velocidades de consumo de metano se obtuvieron para los ensayos realizados a temperaturas de 25 y 30 °C.

### pH

El pH que se tomó cada 12 horas en el agua de recirculación de la solución nutritiva de cada biofiltro, tuvo poca variación entre 6,2 y 7,02. Se considera que este es el pH óptimo para el crecimiento de microorganismos, el cual debe estar muy cercano a la neutralidad (Qiang *et al.*, 2011; Padhi & Gokhale, 2014). Estos valores de pH, según Sánchez (2015), se podrían justificar dado que el medio mineral nutritivo sirvió de amortiguador y su renovación semanal puede permitir que el pH no disminuya de manera acelerada.

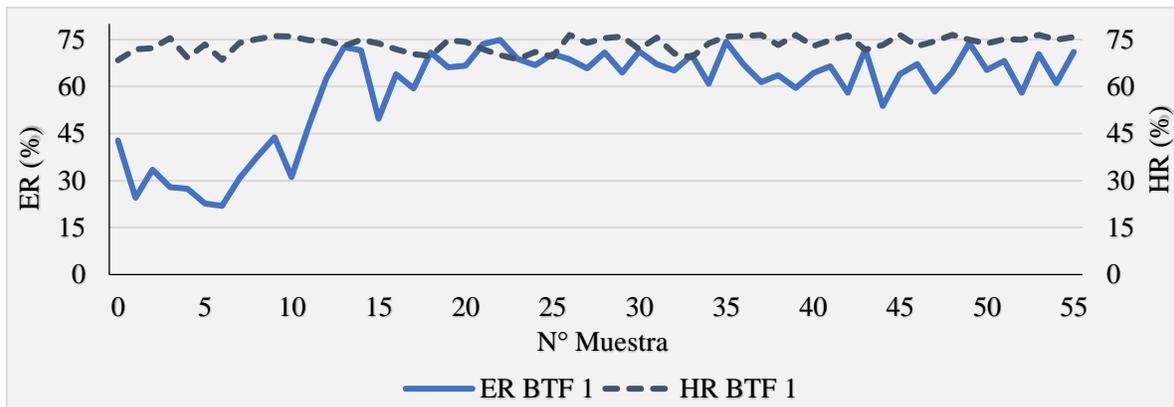


**Figura 9.** pH BTFs en función de los muestreos realizados.

El pH del lecho del filtro, se ha clasificado como un parámetro de baja importancia porque la biodegradación de  $\text{CH}_4$  no genera productos intermedios o finales capaces de influir significativamente en el pH (Nikiema *et al.*, 2007; Huang *et al.*, 2011). Aunque, cambios bruscos en esta variable pueden reflejar menores porcentajes de remoción de metano, como se registra en las correlaciones negativas para ambos BTFs (-0,5 y -0,3 respectivamente). Gómez-Cuervo *et al.* (2016b), encontró que la acidificación en un biofiltro, asociada al uso de amonio como fuente de nitrógeno, provoca inestabilidades del pH ( $\text{pH} < 5$ ) y reducciones en la ER.

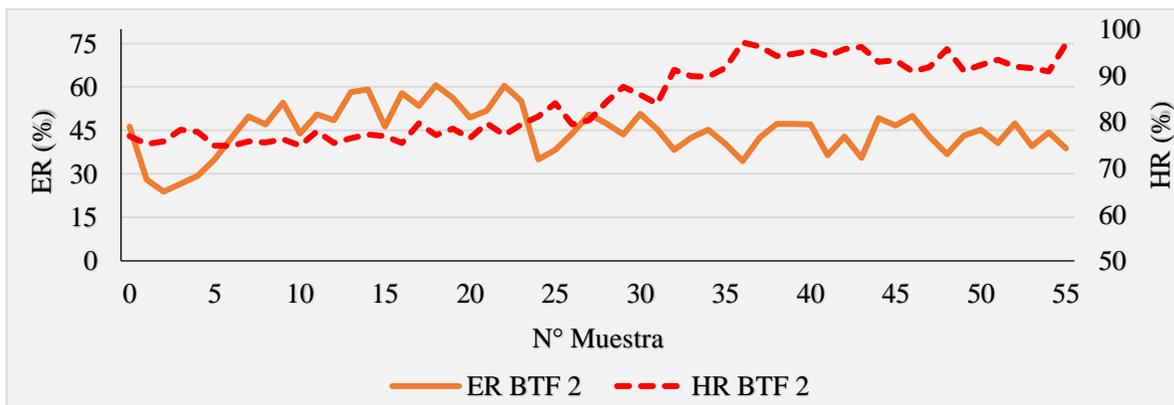
### Humedad Relativa

La humedad relativa en el BTF<sub>1</sub> mínima fue de 68,5% y máxima 76,5% con un promedio de 73,6%. En comparación, para el BTF<sub>2</sub> la humedad relativa mínima fue de 74,8% y máxima de 97,1% con un promedio de 84,79%. Los resultados presentados en los ACP, indican una diferencia en cuanto a la influencia que tiene esta variable en cada BTF, pues mientras para el BTF<sub>1</sub> tiene una relación positiva con la ER (0,95), dada su estabilidad durante todo el estudio, para el BTF<sub>2</sub> se presenta una correlación negativa producto de las vicisitudes del material de soporte (-0,73).



**Figura 10.** Humedad Relativa vs Eficiencia de remoción BTF<sub>1</sub>, en función de los muestreos realizados.

Una falta o exceso de agua pueden causar importantes reducciones en los valores de eliminación y se considera que un 75% de los fracasos de los biofiltros están provocados por alguno de los dos hechos (Gómez-Cuervo, 2013). Según Huang *et al.* (2010), los rangos registrados no se consideran recomendables para el trabajo óptimo de los biofiltros inorgánicos que debe estar entre 30%-70%, puesto que la humedad, como se ha reportado, ocasiona estancamientos de agua representando menores ER, con la tendencia a que mayores acumulaciones de agua afecten negativamente la transferencia de masa de CH<sub>4</sub>, como lo evidenció Gómez-Cuervo *et al.* (2016b) para un biofiltro empacado con espuma de poliuretano.



**Figura 11.** Humedad Relativa vs Eficiencia de remoción BTF<sub>2</sub>, en función de los muestreos realizados.

Como se evidenció en el BTF<sub>2</sub>, el goteo del sistema de riego ocasionó una colmatación constante del lecho, que provocó acanalamientos y redujo el área de contacto por lo que la eficiencia tendió a disminuir hasta en un 26% desde el muestreo 25. Un contenido de humedad relativa inadecuado favorece altas pérdidas de carga, incrementa la resistencia a la transferencia de masa, forma zonas anaerobias, produce excesivos lixiviados, así como, situaciones de estrés para la biomasa y su metabolismo (Nikiema *et al.*, 2007; Agudelo, 2015). En el BTF<sub>1</sub> esta situación no se presentó por tratarse de un lecho compuesto por plástico resistente y difícil de compactar.

### **Modelo de regresión múltiple**

Para el desarrollo del modelo se identificaron cuatro variables independientes que pueden tener efecto en la eficiencia de remoción (variable dependiente): Tipo de biofiltro (BTF<sub>1</sub> o BTF<sub>2</sub>), la temperatura, el pH y la humedad relativa. Para el caso de la variable independiente “Tipo de Biofiltro”, debido a que está expresada en términos cualitativos fue necesario hacer una codificación a través de variables dummy a las cuales se les asigna el valor cero o uno (Montgomery *et al.*, 2012). Para el BTF<sub>1</sub> el código asignado fue de 0 y para el BTF<sub>2</sub> fue de 1.

De acuerdo a los resultados presentados, el ajuste del modelo de regresión lineal múltiple para describir la relación entre la EF y las cuatro variables independientes es el siguiente:

$$ER = -148,01 - (11,52 \times \text{Tipo de biofiltro}) - (2,29 \times \text{pH}) \\ + (7,57 \times \text{Temperatura}) + (0,063 \times \text{Humedad Relativa})$$

De acuerdo a los resultados de la ANOVA del modelo, a razón de que el valor P es menor a 0.05, se concluye que existe una relación significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95%, por lo que la variabilidad observada en la variable de respuesta (ER) no se explica por el azar y se admite que hay algún tipo de asociación con las variables independientes. El coeficiente de determinación (R<sup>2</sup>) indicó que el 78% de la variabilidad de la ER puede ser explicada por las variables de respuesta (Tipo de biofiltro, T°, HR y pH).

A partir del modelo probabilístico se puede realizar conjeturas importantes, que apoyen el contraste entre los BTFs y las variables de seguimiento. El modelo arrojó, que para el caso del BTF<sub>2</sub> se va a presentar un 11,52% menos de remoción que está justificado en los datos de CE y ER presentados anteriormente. Para los parámetros de seguimiento, se puede observar que un cambio en 1 unidad de pH puede originar pérdidas del 2,29% en la eficiencia; por el contrario, la temperatura y la humedad relativa realizan aportes, en donde cada grado de incremento en la temperatura contribuirá con 7,6% más de remoción y cada aumento en unidad de porcentaje de humedad aportará un 0,06%.

A través de análisis de varianza (ANOVA) simples, entre los datos modelados y los datos recolectados, se verificó que no existen diferencias significativas entre estos ( $p > 0,05$ ) para cada BTF.

## CONCLUSIONES

Los materiales reciclados seleccionados presentan ventajas significativas en comparación con los medios tradicionalmente usados, debido a sus propiedades físicas adecuadas y su recolección no presenta mayores inconvenientes.

Los resultados indican que los materiales reciclables pueden ser una opción viable para mejorar la eficiencia de estos sistemas y sus costos de operación. De estos materiales, las rosetas de plástico PET parecen ser más eficientes en comparación con los cubos de poliestireno expandido ( $p < 0,05$ ), a razón de su área superficial específica más alta que favoreció un mayor desarrollo de la biopelícula. Por otro lado, el BTF<sub>2</sub> parece presentar mejores propiedades de superficie, que permiten una adhesión más rápida de los microorganismos en la etapa arranque.

Se pudo evidenciar a través de las correlaciones positivas fuertes en los ACP, que la temperatura es la variable más influyente respecto al proceso de biofiltración de metano, puesto que es un indicativo fiable de la actividad microbiana y su acción degradadora. El estudio determinó, con respecto a la humedad relativa, que representa disminuciones en el proceso de eliminación de metano cuando se encuentra en exceso, debido a la inhibición que

ejerce en el metabolismo microbiano y la colmatación que favorece esta variable en lechos porosos (correlación negativa del BTF<sub>2</sub>).

El pH es un factor que permaneció neutro durante la investigación, lo que corrobora el proceso óptimo de biofiltración ya que propende unas condiciones favorables para la biomasa metanotrófica. Sin embargo, posee la tendencia (correlaciones negativas), ante cambios bruscos, a tener relaciones inversamente proporcionales con la eficiencia de remoción como lo expresa el modelo estadístico desarrollado.

El modelo probabilístico de regresión múltiple se ajusta a las tendencias encontradas durante el estudio, sirviendo como herramienta de apoyo para el entendimiento de los procesos de biofiltración de metano y su mejora.

### **AGRADECIMIENTOS**

Agradecimientos especiales a la Vicerrectoría de Investigaciones, Postgrados y Relaciones Internacionales (VIPRI) de la Universidad de Nariño por el apoyo financiero en pro de la realización del presente estudio. Igualmente, al grupo de investigación PIFIL y al programa del Ingeniería Ambiental de la Universidad de Nariño por el respaldo y la confianza.

### **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICA**

- Agudelo, U. (2016). Eliminación de vapores de xileno presentes en una corriente de gas en un biofiltro percolador (Disertación doctoral). Cali. Universidad del Valle.
- Avalos, A., Jones, J & Heitz, M. (2012). Methane treatment in biotrickling filters packed with inert materials in presence of a non-ionic surfactant. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 87, 848–853. doi: <http://dx.doi.org/10.1002/jctb.3811>
- Cáceres, M., Dorado, A., Gentina, J & Aroca, G. (2017). Oxidation of methane in biotrickling filters inoculated with methanotrophic bacteria. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(33), 25702-25712. doi: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7133-z>

Delhoménie, M., Bibeau, L & Heitz, M. (2002). A study of particle size and adsorption phenomena in a compost-based biological filter. *Chemical Engineering Science*, 57 (24), 4999-5010. doi: [https://doi.org/10.1016/S0009-2509\(02\)00397-4](https://doi.org/10.1016/S0009-2509(02)00397-4)

Detchanamurthy, S & Gostomski, P. (2012). Biofiltration for treating VOCs: an overview. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 11(3), 231– 241. doi: <https://doi.org/10.1007/s11157-012-9288-5>

Environmental Protection Agency. 2004. USO DE BIORREACTORES PARA CONTROLAR LA CONTAMINACIÓN DEL AIRE. National Air Quality and Emissions Trend Report. Washington, DC: U.S.

Estrada, J., Kraakman, B., N., Lebrero, R & Muñoz, R. (2012). A sensitivity analysis of process design parameters, commodity prices and robustness on the economics of odour abatement technologies. *Biotechnol. Adv.* 30, 1354-1363. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.02.010>

Estrada, J., Lebrero, R., Quijano, G., Pérez, R., Figueroa-González, I., García-Encina, P & Muñoz, R. (2014). Methane abatement in a gas-recycling biotrickling filter: evaluating innovative operational strategies to overcome mass transfer limitations. *Chemical Engineering Journal*, 253, 385-393. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.05.053>

Girard, M., Ramirez, A., Buelna, G & Heitz, M. (2011). Biofiltration of methane at low concentrations representative of the piggery industry—influence of the methane and nitrogen concentrations. *Chemical Engineering Journal*, 168(1), 151-158. doi: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.12.054>

Gómez Cuervo, S. (2013). Tratamiento biológico de emisiones difusas de metano, Santiago de Compostela. (Disertación de Maestría en Ingeniería Ambiental)- Universidad de Santiago de Compostela.

Gómez-Borraz, T. (2017). Biofiltración de metano para el control de las emisiones generadas en reactores anaerobios municipales (Disertación Doctorado en Ingeniería). Ciudad de México. Universidad Nacional Autónoma de México.

Gómez-Borraz, T., González-Sánchez, A., Bonilla-Blancas, W., Revah, S & Noyola, A. (2017). Characterization of the biofiltration of methane emissions from municipal anaerobic effluents. *Process Biochemistry*, 63, 204-213. doi: <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2017.08.011>

Gomez-Cuervo, S., Alfonsin, C., Hernandez, J., Feijoo, G., Moreira, M & Omil, F. (2016a). Diffuse methane emissions abatement by organic and inorganic packed biofilters: assessment of operational and environmental indicators. *Journal of cleaner production*, 143, 1191-1202. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.11.185>

Gómez-Cuervo, S., Hernández, J & Omil, F. (2016b). Identifying the limitations of conventional biofiltration of diffuse methane emissions at long-term operation. *Environmental technology*, 37(15), 1947-1958. doi: <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1135996>

IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLETERÍA. (2017). Tercera Comunicación Nacional De Colombia a La Convención Marco De Las Naciones Unidas Sobre Cambio Climático (CMNUCC). Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. IDEAM, PNUD, MADS, DNP, CANCELLETERÍA, FMAM. Bogotá D.C., Colombia

Jain, A., Nishad, K. K., & Bhosle, N. B. (2007). Effects of DNP on the cell surface properties of marine bacteria and its implication for adhesion to surfaces. *Biofouling*, 23(3), 171-177. doi: <https://doi.org/10.1080/08927010701269641>

Jorio, H. (2000). Biofiltration de l'air contaminé par des composés organiques volatils, Ph.D. dissertation, Department of Chemical Engineering, Faculty of Engineering, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada.

Jorio, H., Bibeau, L., Viell, G & Michèle, H. (2000). Effects of gas flow rate and inlet concentration on xylene vapors biofiltration performance. *Chemical Engineering Journal*. 76 (3). 209-221. doi: [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(99\)00160-6](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(99)00160-6)

Jugnia, L., Mottiar, Y., Djuikom, E., Cabral., A & Greer, C. (2012). Effect of compost, nitrogen salts, and NPK fertilizers on methane oxidation potential at different temperaturas. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 93(6), 2633-2640. doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-011-3560-4>

Ménard, C., Ramirez, A., Nikiema, J & Heitz, M. (2012). Biofiltration of methane and trace gases from landfills: A review. *Environmental reviews*, 20(1), 40-53. doi: <https://doi.org/10.1139/a11-022>

Ministro de ambiente, vivienda y desarrollo territorial.2008. Resolución 0909 de 2008. Diario Oficial 47051 de julio 15 de 2008. Bogotá D.C.

Montgomery, D., Peck, E & Vining, G. (2012). *Introduction to linear regression analysis*, 821, 35-36. John Wiley & Sons.

Nikiema, J., & Heitz, M. (2010). The use of inorganic packing materials during methane biofiltration. *International Journal of Chemical Engineering*. doi: <http://dx.doi.org/10.1155/2010/573149>

Nikiema, J., Bibeau, L., Lavoie, J., Brzezinski, R., Vigneux, J., & Heitz, M. (2004). Biogas, a real problem: Biofiltration, a promising solution. In *Proceedings of the USCCSC-TRG Conference on Biofiltration*, October, 20-22.

Nikiema, J., Girard, M., Brzezinski, R & Heitz, M. (2009). Biofiltration of methane using an inorganic filter bed: Influence of inlet load and nitrogen concentration. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(12), 1903-1910. doi: <https://doi.org/10.1139/L09-144>

Padhi, S.K. & Gokhale, S., 2014. Biological oxidation of gaseous VOCs – rotating biological contactor a promising and eco-friendly technique. *Journal of Environmental*

Chemical Engineering, 2(4), 2085–2102. doi:  
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.09.005>

Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC). (2014). Bases físicas. Quinto informe de evaluación del cambio climático. Ginebra, Suiza.

Pasmore, M., Todd, P., Pfiefer, B., Rhodes, M., & Bowman, C. N. (2002). Effect of polymer surface properties on the reversibility of attachment of *Pseudomonas aeruginosa* in the early stages of biofilm development. *Biofouling*, 18(1), 65-71. doi:  
<https://doi.org/10.1080/08927010290017743>

Qiang, H.; Qiang, Z., Nazim, C & Danny, M. (2011). Biofilter: a promising tool for mitigating methane emission from manure storage. *Journal of Arid Land*. 3(1), 61-70. doi: <https://doi.org/10.3724/sp.j.1227.2011.00061>

Rocha-Rios, J., Bordel, S., Hernández, S & Revah, S. (2009). Methane degradation in two-phase partition bioreactors. *Chemical Engineering Journal*, 152(1), 289-292. doi:  
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.04.028>

Sánchez, D. (2015). Biofiltración de metano y sulfuro de hidrógeno de biogás diluido (Disertación Maestría en Ingeniería). Ciudad de México. Universidad Nacional Autónoma de México.

Tang, L., Pillai, S., Revsbech, N., Schramm, A., Bischoff, C & Meyer, R. L. (2011). Biofilm retention on surfaces with variable roughness and hydrophobicity. *Biofouling*, 27(1), 111-121. doi: <https://doi.org/10.1080/08927014.2010.544848>

Van Groenestijn, J & Kraakman, N. (2005). Recent developments in biological waste gas purification in Europe. *Chemical Engineering Journal*, 113(2-3), 85-91. doi:  
<https://10.1016/j.cej.2005.03.007>

Veillete, M., Girard, M., Viens, P., Brzezinski, R & Heitz, M. (2012). Function and limits of biofilters for the removal of methane in exhaust gases from the pig industry. *Appl Microbiol Biotechnol*, 94(3), 601–6011. doi: <https://doi.org/10.1007/s00253-012-3998-z>