

# BIOCARBONES SINTETIZADOS CON CALENTAMIENTO CONVENCIONAL Y CON MICROONDAS PARA LA BIODEGRADACIÓN DE COV'S

## BIOCHARS SYNTHESIZED WITH CONVENTIONAL AND MICROWAVE HEATING FOR VOCs BIODEGRADATION

**Ana K. Silos-Llamas<sup>1</sup>, Virginia Hernández-Montoya<sup>1\*</sup>, Elsa M. Ramírez-López<sup>2</sup>,  
Florianne Castillo-Borja<sup>1</sup>**

(1) TecNM/Instituto Tecnológico de Aguascalientes, Av. Adolfo López Mateos No. 1801 Ote.  
C.P. 20256, Aguascalientes, Ags., México

(2) Universidad Autónoma de Aguascalientes, Av. Universidad No. 940, Ciudad Universitaria,  
C.P. 20131, Aguascalientes, Ags., México  
(\*e-mail: virginia.hm@aguascalientes.tecnm.mx)

Recibido: 03/07/2024 - Evaluado: 28/08/2024 - Aceptado: 25/09/2024

### RESUMEN

Este estudio evaluó la eficiencia de biocarbones obtenidos a partir de residuos agroindustriales mediante calentamiento convencional y con microondas, como materiales de soporte en biofiltros para la biodegradación de metanol, tolueno y metil-etil-cetona. Específicamente, se empleó el hongo *Macrophomina phaseolina* como inóculo en los biocarbones debido a su capacidad de adaptación a ambientes ácidos y su efectividad en la degradación de contaminantes orgánicos. Los resultados obtenidos mostraron que los biocarbones no presentan microorganismos nativos, lo que favoreció la colonización del hongo. Además, la muestra B-CN8-C (cáscara de nuez, carbonizada a 320 °C, con un pulso de microondas de 520 W y sin activación con ácido fosfórico) alcanzó eficiencias de eliminación del 99.61 % para tolueno, 98.82 % para metil-etil-cetona (MEK) y 96.98 % para metanol, con capacidades de eliminación superiores a 120 kg/m<sup>3</sup>·d.

### ABSTRACT

This study evaluated the efficiency of biochars obtained from agro-industrial residues by conventional and microwave heating, as support materials in biofilters for the biodegradation of methanol, toluene, and methyl ethyl ketone. Specifically, the fungus *Macrophomina phaseolina* was used as inoculum in the biochars due to its adaptability to acidic environments and effectiveness in the degradation of organic contaminants. The results showed that biochars do not present native microorganisms, which favored fungal colonization. Also, the B-CN8-C sample (nutshell, carbonized at 320 °C, with a 520 W microwave pulse and without acid activation) achieved removal efficiencies of 99.61% for toluene, 98.82% for methyl ethyl ketone, and 96.98% for methanol, with elimination capacities exceeding 120 kg/m<sup>3</sup>·d.

Palabras clave: biofiltros, residuos agroindustriales, material de soporte, *Macrophomina phaseolina*  
Keywords: biofilters, agro-industrial residues, support material, *Macrophomina phaseolina*

## INTRODUCCIÓN

En los últimos años, los problemas asociados a la contaminación ambiental han alcanzado niveles críticos tanto en su complejidad como en su impacto, generando una creciente preocupación social respecto a los riesgos sanitarios y ecológicos. De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas (2021), la contaminación atmosférica representa una amenaza silenciosa que afecta a aproximadamente el 90 % de la población mundial (Esteban-Cantillo *et al.*, 2024). Entre los contaminantes presentes en el aire, destacan los gases de efecto invernadero, el material particulado (PM), el polvo, el humo y, especialmente, los compuestos orgánicos volátiles (COVs) (Elehinafe *et al.*, 2024). Estos últimos son sustancias químicas que se evaporan fácilmente y están presentes en muchos productos industriales y domésticos. La exposición continua a los COVs representa un grave problema para la salud, ya que se ha relacionado con enfermedades del corazón, problemas respiratorios y daños en el sistema nervioso. Además, pueden afectar la reproducción, provocar trastornos del sueño, convulsiones y problemas en la formación y calidad de las células reproductivas (Ren *et al.*, 2024; Xue *et al.*, 2023). El interés creciente de la comunidad científica es mitigar la contaminación del aire, impulsando la investigación y desarrollo de tecnologías orientadas a la degradación eficiente de COVs, como metanol, tolueno y metil-etil-cetona (MEK), compuestos comúnmente utilizados en diversas industrias y reconocidos por sus efectos nocivos en la salud humana y el medio ambiente (Avalos Ramírez *et al.*, 2008; Chan & Lai, 2010).

En México, la implementación de tecnologías para el control de emisiones de COVs aún es limitada y se restringe a ciertos sectores industriales. Estas tecnologías se clasifican en dos grandes grupos: métodos destructivos (como la incineración y tratamientos biológicos) y métodos de recuperación (adsorción, absorción, condensación, separación por membranas, entre otros). Estas últimas estrategias aprovechan propiedades fisicoquímicas de los COVs como la solubilidad, volatilidad, polaridad y reactividad para su separación de las corrientes gaseosas (Ramírez-Lopez *et al.*, 2000). En este panorama, la biodegradación de contaminantes gaseosos mediante sistemas biofiltrantes ha emergido como una alternativa ecológicamente viable y técnicamente eficiente. Este proceso implica la descomposición de compuestos orgánicos por parte de comunidades microbianas organizadas en biopelículas adheridas a un medio soporte de origen orgánico y/o inorgánico (Cheng *et al.*, 2019). Dicho soporte puede estar constituido por materiales como turba, composta, suelos o mezclas con polímeros sintéticos que a su vez cumplen la función de retener humedad, nutrientes y de facilitar el transporte de gases (Yang & Allen, 1994). La eficacia de la biofiltración depende de variables como temperatura, humedad, pH y carga contaminante (Moreno-Terrazas *et al.*, 2010). También, es clave la resistencia mecánica del soporte y las caídas de presión, que afectan el flujo de aire y evitan obstrucciones, garantizando un funcionamiento estable del sistema (Elias *et al.*, 2002). En este sentido, dentro de los sistemas de biofiltración, el material soporte constituye uno de los elementos más determinantes en el rendimiento del sistema (Brandt *et al.*, 2016; Marycz *et al.*, 2023).

La elección del soporte debe considerar sus propiedades físicas (tamaño de partícula, porosidad, superficie específica), químicas (pH, capacidad de intercambio catiónico, grupos funcionales), e hidrodinámicas (resistencia al paso del aire, retención de humedad), así como su compatibilidad con la microbiota involucrada (Lebrero *et al.*, 2014; Maestre *et al.*, 2007; Moreno-Terrazas *et al.*, 2010). En años recientes, diversas investigaciones han destacado el uso de biomasa lignocelulósicas como medios soporte, debido a su disponibilidad, bajo costo y desempeño favorable en términos de remoción de COVs (Covarrubias-García *et al.*, 2017; Dorado *et al.*, 2012). Sin embargo, el desarrollo tecnológico ha promovido la investigación de materiales carbonosos derivados de biomasa, caracterizados por propiedades fisicoquímicas que facilitan la colonización microbiana y optimizan la cinética de los procesos de biodegradación (Kumar *et al.*, 2024). Tradicionalmente, la obtención de estos materiales carbonosos se había llevado a cabo mediante pirólisis convencional mediante resistencias eléctricas. Si bien este método permite la producción de carbones con buenas propiedades estructurales, su eficiencia energética es limitada y contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero (Czerwinska *et al.*, 2024; Hu *et al.*, 2017). Como alternativa, el calentamiento por microondas ha ganado interés debido a su capacidad para generar un calentamiento volumétrico, homogéneo y rápido, tanto a temperaturas altas como en la producción de biocarbones a temperaturas moderadas (Durán-Jiménez *et al.*, 2024; Silos-Llamas *et al.*, 2023). Sin embargo, hasta el momento, existe escasa información respecto al uso de materiales carbonosos sintetizados por

microondas o por una combinación de calentamiento convencional-microondas, para emplearse como medios soporte en sistemas de biofiltración.

Tomando en cuenta los antecedentes anteriores, el presente estudio tiene como propósito sintetizar materiales carbonosos novedosos combinando calentamiento convencional y por microondas, utilizando como precursores subproductos agroindustriales abundantes en México tales como cáscara de nuez (*Carya illinoensis*), cáscara de pistache (*Pistacia vera*) y semillas de guayaba (*Psidium guajava*), con el objetivo de emplearlos posteriormente como materiales de soporte en sistemas de biofiltración para la biodegradación COVs modelo como metanol, tolueno y metil-etil-cetona.

## METODOLOGÍA

La presente investigación se llevó a cabo en 4 etapas las cuales se describen a detalle a continuación.

### Etapas 1: Preparación y selección de biocarbones

En la primera etapa del proyecto se sintetizaron biocarbones obtenidos a partir de la cáscara de nuez pecanera (CN), cáscara de pistache (CP) y semilla de guayaba (SG). En primer lugar, los residuos fueron molidos con un molino de cuchillas IKA modelo MF 10 básico, posteriormente fueron tamizados a un tamaño de partícula 2.18 mm con tamices ASTM y luego fueron lavados con agua desionizada hasta que el pH del agua de lavado fue constante. Una vez lavados, los residuos fueron secados en un horno de laboratorio JeioTech modelo OF-01E a 70 °C durante 24 horas. Posteriormente, los residuos secos fueron almacenados en recipientes de plástico para su posterior uso como precursores en la elaboración de biocarbones.

La síntesis del biocarbón se realizó en dos etapas: La primera etapa incluyó la impregnación de los residuos con ácido fosfórico (10 g de residuos con 100 ml de una solución de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> 3M), empleando una matriz L<sub>9</sub> del método Taguchi (Ver Tabla 1). La impregnación se llevó a 30 °C, en sistemas intermitentes con agitación constante (200 rpm) durante 12 h, seguida de un secado a temperatura ambiente. Posteriormente, las muestras se carbonizaron mediante calentamiento convencional durante 1 h y posteriormente, se aplicó un tratamiento con microondas durante otra hora utilizando un horno Carbolite MRF 16/22 (segunda etapa del proceso de síntesis).

Tabla 1: Condiciones de síntesis de las diferentes muestras de biocarbon sintetizadas a partir de la cáscara de nuez pecanera (CN), cáscara de pistache (CP) y semilla de guayaba (SG), y cantidad adsorbida de metanol

Experimento	Factores de estudio				Cantidad adsorbida de metanol, mmol/g		
	A: Temperatura de carbonización, °C	B: Rampa de calentamiento, °C/min	C: Concentración H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub> (%)	D: Potencia de radiación de microondas, W	B-CP	B-SG	B-CN
1	280	5	25	52	1.9	3.5	4.12
2	280	10	35	210	10.6	4.6	5.10
3	280	15	45	520	2.5	4.3	6.31
4	300	5	35	520	10.0	3.7	6.30
5	300	10	45	52	7.8	4.2	7.03
6	300	15	25	210	3.1	4.4	4.71
7	320	5	45	210	9.9	3.5	8.28
8	320	10	25	520	5.2	3.2	8.30
9	320	15	35	52	6.9	4.4	7.98

Se obtuvieron un total de 27 muestras de biocarbón de acuerdo con la matriz de Taguchi y 3 controles sin activación química, las cuales fueron codificadas según el tipo de biomasa y el número de experimento según el diseño de

Taguchi. Con base en los resultados de adsorción promedio de metanol mostrados en la Tabla 1 para los biocarbones sintetizados, se seleccionaron las muestras de biocarbón con mayor capacidad de adsorción, las cuales se usaron como materiales de soporte en sistemas de biofiltración, para evaluar su desempeño en la biodegradación de COV's modelo (metanol, tolueno y MEK). Las muestras elegidas y sus condiciones de síntesis se citan en la Tabla 2 y es relevante mencionar que la composición superficial de estas muestras se determinó mediante análisis SEM/EDX empleando un microscopio electrónico de barrido de emisión de campo Quanta FEG 650.

Tabla 2: Condiciones de síntesis de biocarbones empleados como materiales de soporte en sistemas de biofiltración de COV's y contenido de oxígeno de las muestras

*Muestra	Condiciones de síntesis				**Contenido de oxígeno
	Temperatura de carbonización	Rampa de calentamiento	Concentración de H <sub>3</sub> PO <sub>4</sub>	Pulso de Microondas	
	°C	°C/min	%	W	
B-CN8	320	10	25	520	28.8
B-CN8-C	320	10	-	520	33.0
B-CP2	280	10	35	210	27.0
B-CP2-C	280	10	-	210	39.0
B-SG2	280	10	35	210	22.1
B-SG2-C	280	10	-	210	23.1

\*B: Biocarbón; C: Muestra Control sin impregnación de H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>

\*\*Contenido de oxígeno determinado por análisis SEM-EDX

## Etapa 2: Estudios de biodegradación de COV's

La segunda etapa experimental comprendió realizar estudios de biodegradación de COV's utilizando las muestras de biocarbón citadas en la Tabla 2. Previo a los estudios de biodegradación, se llevaron a cabo las siguientes actividades:

### a) Estudios microbiológicos del biocarbón

Con el propósito de identificar los microorganismos presentes en las partículas de cada muestra de biocarbón, se realizó el conteo en placa de distintos grupos microbianos utilizando la técnica de UFC/g. Para ello, se emplearon tres medios de cultivo específicos: agar nutritivo (NA), agar papa-dextrosa (DPA) y agar soya tripticaseína (TSA), aplicando una dilución única de 10<sup>-1</sup>, siguiendo la metodología descrita por (Ramírez-López *et al.*, 2003).

### b) Cultivo e inoculación del hongo microscópico *Macrophomina phaseolina*

Para potenciar la biodegradación de COVs, se seleccionó el hongo microscópico *Macrophomina phaseolina*, reconocido por su capacidad para colonizar en medios ácidos y su eficacia reportada en la degradación biológica de diversos contaminantes orgánicos (Rubayet & Bhuiyan, 2023; Rodela-Rodríguez, 2021). El cultivo inicial se realizó utilizando la cepa CDBB-H-281. Se empleó un volumen de inóculo de 0.01 mL, el cual fue añadido a medios líquidos de cultivo a base de caldo papa-dextrosa, posteriormente incubados a 38 °C durante 7 días. Una vez observado el desarrollo micelial, se procedió a la inoculación de las muestras de biocarbón previamente esterilizadas y acondicionadas como soportes en sistemas de biofiltración. A cada biofiltro se le adicionó 1 mL del caldo fúngico y se mantuvo en condiciones ambientales (temperatura y humedad) durante un periodo de aclimatación de 5 días. Tras evidenciar el crecimiento del hongo sobre los soportes, se inició la fase de evaluación del desempeño en la biodegradación de COV's, cuyos detalles experimentales se detallan en la siguiente sección (inciso c).

### c) Condiciones experimentales de los estudios de biodegradación de COV's

Para la evaluación del comportamiento de biodegradación de COV's, se emplearon como contaminantes modelo los siguientes: metanol (J.T. Baker, 99.92%), tolueno (J.T. Baker, 99.98%) y metil-etil-cetona (J.T. Baker, 99.98%). El sistema consistió en un reactor de vidrio cilíndrico (0.7 cm de diámetro, 25 cm de altura, 19.2 cm<sup>3</sup> de volumen), en el cual se empacó cada muestra de biocarbón hasta una altura de 18 cm. El flujo de aire contaminado (35 mL/min)

se introdujo de forma descendente con una bomba ELITE 800 (2.5lb/in<sup>2</sup>) y fue medido con un rotámetro Cole-Parmer (10–250 mL/min). El aire contaminado se generó por inyección de COV's modelo (metanol, tolueno y/o MEK) en estado líquido, mediante una bomba peristáltica Masterflex C/L modelo 77120-62. En la Fig. 1a se muestran los componentes del sistema de biofiltración y en la Fig. 1b se observa una imagen real del sistema.

La operación de cada biofiltro se extendió por un periodo continuo de aproximadamente 60 días, durante el cual se registraron diariamente datos de humedad relativa interna del lecho y la concentración residual del contaminante en el efluente. Para la medición de la concentración de COV's se utilizó un cromatógrafo de gases Perkin Elmer Autosystem con detector FID y es importante mencionar que cada experimento se realizó por duplicado y los resultados presentados son un promedio de las 2 réplicas.

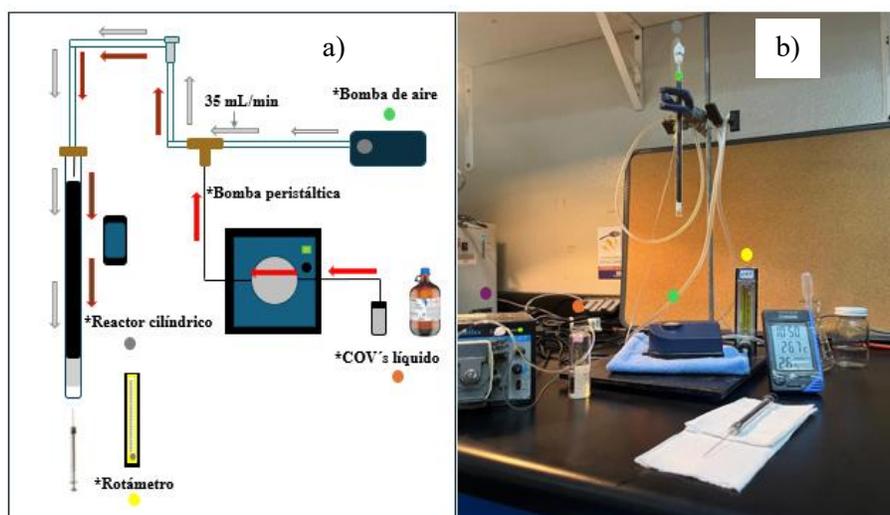


Fig. 1: Esquematización (a) e imagen real (b) del sistema empleado en estudios de biodegradación de COV's

### Etapa 3: Morfología e identificación del crecimiento del hongo *Macrophomina Phaseolina*

La morfología de los biocarbones utilizados en los sistemas de biodegradación de COV's fue caracterizada después de la inoculación con el hongo *Macrophomina phaseolina*, empleando un microscopio digital marca KEYENCE, en un rango de aumentos de 20x a 2000x.

### Etapa 4: Estudios microbiológicos del material de soporte (biocarbón) durante el periodo de operación del biofiltro

Para este estudio fueron empleadas las muestras de biocarbón utilizadas en los estudios de biodegradación de COV's una vez que fueron colocadas en el biofiltro y alcanzaron el periodo de aclimatación por parte del hongo microscópico *Macrophomina Phaseolina*. Específicamente, fue evaluada la cantidad inicial de colonias empleando el método UFC/g y se utilizó el agar dextrosa-papa (DPA) (para la identificación de hongos y levaduras). Es importante mencionar que dicho proceso fue evaluado nuevamente al final de operación del biofiltro con el objetivo de comparar entre las colonias iniciales y las colonias finales.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

### Estudios de biodegradación de COV's

Los biocarbones (B-CP2, B-SG2 y B-CN8) y sus respectivos controles (B-CP2-C, B-SG2-C y B-CN8-C) fueron evaluados como materiales de soporte en sistemas de biofiltración para la biodegradación de COV's. Los estudios

microbiológicos iniciales mostraron ausencia de microorganismos nativos en todos los materiales (Nd: No detectado en agar nutritivo, dextrosa-papa y soya tripticaseína), lo que propicio un entorno selectivo para la inoculación específica del hongo *Macrophomina phaseolina*, reduciendo la competencia biológica.

### Biodegradación de metanol

Las muestras B-CP2 y B-CP2-C no presentaron crecimiento fúngico, suspendiendo la experimentación tras 30 días de operación del biofiltro. Este comportamiento se atribuye a la presencia de cloro detectado en la cáscara de pistache (1.8 %), ya que dicho elemento es conocido por sus efectos inhibitorios sobre microorganismos.

Por otro lado, los biocarbones derivados de SG y CN mostraron eficiencias de eliminación de metanol (EE) superiores al 96% y capacidades de eliminación (CE) variables. Específicamente, el biocarbón B-SG2 presentó una EE de 97.85% y CE de 85.20 kg/m<sup>3</sup>·d (ver Fig. 2a), mientras que B-SG2-C mostró una EE de 98.24% y CE de 64.85 kg/m<sup>3</sup>·d (ver Fig 2b). De manera similar, B-CN8 registró una EE de 97.65% y CE de 70.27 kg/m<sup>3</sup>·d (ver Fig 2c) y B-CN8-C obtuvo una EE de 96.98% y CE de 63.38 kg/m<sup>3</sup>·d (ver Fig. 2d). Los resultados evidencian que la modificación con H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> (B-SG2 y B-CN8) poseen una mayor capacidad de eliminación volumétrica en comparación con los biocarbones sin modificar (B-SG2-C y B-CN8-C).

Posteriormente, se decidió trabajar con la muestra B-CN8-C, ya que fue la que registró la menor capacidad de eliminación (CE: 63.38 kg/ m<sup>3</sup>·d), con la finalidad de verificar si este material era capaz de biodegradar otros COV's con diferentes estructuras moleculares como tolueno y MEK. En la siguiente sección se muestran los resultados obtenidos.

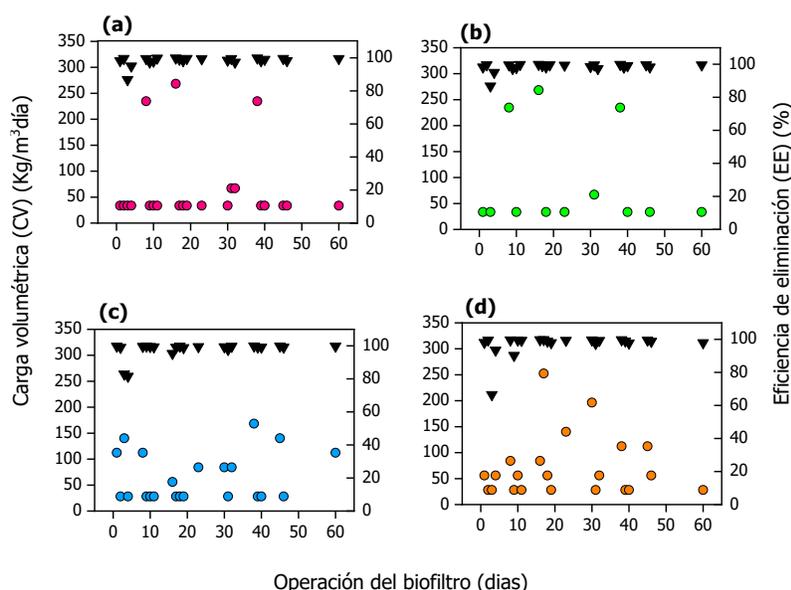


Fig. 2: Carga volumétrica (○) y eficiencia de eliminación del biofiltro (▼) de las muestras B-SG2 (a), B-SG2-C (b), B-CN8 (c) y B-CN8-C (d) para metanol.

### Biodegradación de tolueno y MEK

La muestra B-CN8-C mostró una eficiencia de eliminación del 99.61% durante la biodegradación de tolueno, lo que indica una remoción casi total del compuesto (Ver Fig. 3). Asimismo, presentó una carga volumétrica (CV) de 158.23 kg/m<sup>3</sup>·d y una capacidad de eliminación (CE) de 157.68 kg/m<sup>3</sup>·d, valores que evidencian un sistema

altamente eficiente y resistente frente a concentraciones elevadas del contaminante (ver Fig. 3). Adicionalmente, se puede observar que si comparamos la CV y la CE la diferencia es mínima ( $0.55 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ ), lo cual indica que el biocarbón operó cerca de su capacidad máxima sin comprometer el rendimiento, indicando un equilibrio óptimo entre la velocidad de transferencia de masa y la cinética de biodegradación. Este comportamiento puede atribuirse a los grupos funcionales oxigenados aún existentes en el biocarbón B-CN8-C y muestra de ello es que este material posee mayor contenido de oxígeno que el biocarbón obtenido con ácido, B-CN8 (Ver Tabla 2). Estos grupos oxigenados pueden actuar como fuente de carbono adicional y pueden favorecer tanto la adsorción inicial del contaminante como su posterior biodegradación.

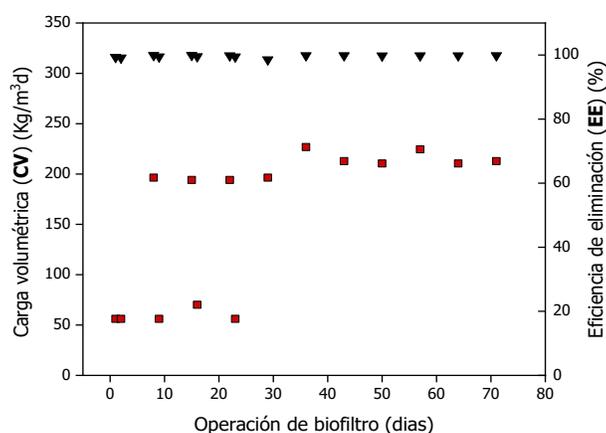


Fig. 3: Carga volumétrica ( $\square$ ) y eficiencia de eliminación ( $\blacktriangledown$ ) del biofiltro empleando la muestra B-CN8-C para moléculas de tolueno

Para la biodegradación de MEK, la muestra B-CN8-C alcanzó una EE de 98.82 %, demostrando una alta capacidad para biodegradar este compuesto volátil (ver Fig. 4). La CV fue de  $130.01 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ , con una CE de  $123.80 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$ , lo que indica un desempeño eficiente incluso bajo condiciones de carga elevada. Estos resultados confirman el potencial de biocarbón "B-CN8-C" como material eficaz para la biodegradación de cetonas bajo condiciones ambientales.

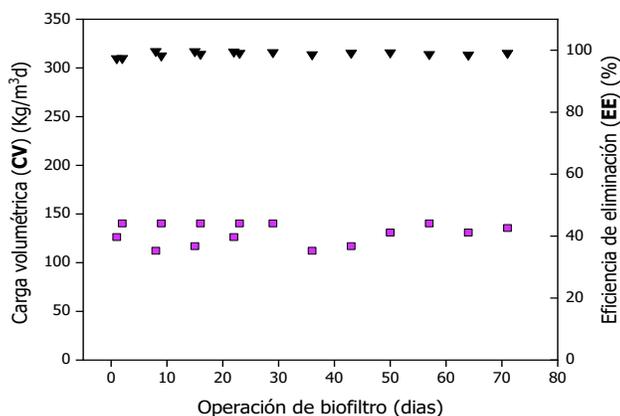


Fig. 4: Carga volumétrica ( $\square$ ) y eficiencia de eliminación del biofiltro ( $\blacktriangledown$ ) de la muestra B-CN8-C para moléculas de MEK

Finalmente, en la Tabla 3 se muestra una comparación entre distintos materiales de soporte utilizados en biofiltros, donde se puede observar que el desempeño de la muestra B-CN8-C (preparada en este estudio), es comparable

con el desempeño de materiales como el carbón activado (EE:50–99%), el cual es ampliamente utilizado en sistemas de biofiltración (Kirchner *et al.*, 1989; Karthikeyan *et al.*, 2017).

Tabla 3: Comparación del desempeño de diferentes soportes y la muestra B-CN8-C en la eliminación de COV's mediante biofiltración

Material de soporte	COVs	EE (%)	CE (Kg/m <sup>3</sup> d)	Referencia
Carbón activado	MEK	50-90	160	Kirchner <i>et al.</i> , 1989
Carbón activado	MEK	90-99	9-47	Karthikeyan <i>et al.</i> , 2017
Biocarbón	Metano	100	1241 – 1517	La <i>et al.</i> 2018
Carbón activado	Xileno	-	200 - 500	Danila <i>et al.</i> , 2022
Carbón granular	Tolueno	85-90	100-300	Liu <i>et al.</i> , 2023
Biocarbon	n-butyl acetato	-	206	Halecky <i>et al.</i> , 2024
Muestra B-CN8-C	Metanol	96.98	70.27	Este estudio
Muestra B-CN8-C	Tolueno	99.61	157.68	Este estudio
Muestra B-CN8-C	MEK	98.82	123.80	Este estudio

#### Análisis morfológico y microbiológico

Los resultados de microscopía digital revelaron que las muestras B-CP2 y B-CP2-C no presentaron crecimiento fúngico visible tras 30 días de operación (ver Fig. 5a y 5b). En contraste, B-SG2 y B-SG2-C (ver Fig. 5c-d) y B-CN8 y B-CN8-C (ver Fig. 5 e-f) mostraron colonización por *Macrophomina phaseolina* tras 60 días, siendo más pronunciada en las muestras control.

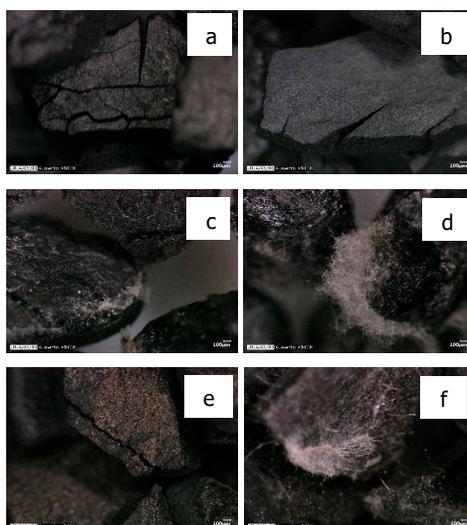


Fig. 5: Imágenes de microscopio digital de las muestras de biocarbón B-CP2 (a), B-CP2-C (b), B-SG2(c), B-SG2-C(d), B-CN8 (e) y B-CN8-C(f)

Por otro lado, el conteo de unidades formadoras de colonias por gramo (UFC/g) confirmó la proliferación microbiana durante la operación de los biofiltros. En promedio, la carga microbiana aumentó de 69 a 404 UFC/g durante la biodegradación del metanol (ver Fig. 6a), de 130 a 355 UFC/g para el tolueno (ver Fig. 6b), y de 53 a 348 UFC/g para el MEK (ver Fig. 6c). El crecimiento fúngico fue evidente desde las primeras 24 horas, observándose el desarrollo de micelio característico a las 96 horas, lo que indica una adaptación progresiva del microorganismo a las condiciones específicas del medio.

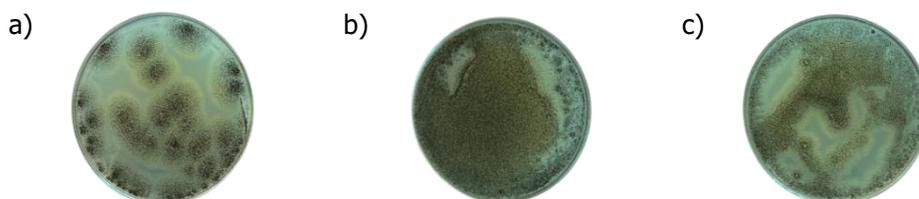


Fig. 6: Desarrollo de micelio de *Macrophomina phaseolina* en agar DPA tras 96 h de operación del biofiltro (a) metanol (404 UFC/g), (b) tolueno (355 UFC/g), (c) MEK (348 UFC/g)

## CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en este estudio demuestran que los biocarbones sintetizados a partir de residuos agroindustriales (cáscara de nuez, cáscara de pistache y semillas de guayaba) mediante una combinación de calentamiento convencional y con microondas, pueden ser usados como materiales de soporte viables y altamente eficientes para la biodegradación de compuestos orgánicos volátiles como metanol, tolueno y MEK, en sistemas de biofiltración. La ausencia de microorganismos nativos en todos los biocarbones creó un entorno selectivo que favoreció la inoculación específica de *Macrophomina phaseolina*, reduciendo la competencia biológica y optimizando el proceso de biodegradación de COV's. El biocarbón B-CN8-C (cáscara de nuez carbonizada a 320°C con pulso de microondas de 520W sin activación ácida) demostró un desempeño excepcional, alcanzando eficiencias de eliminación superiores al 96% para los tres compuestos evaluados (metanol, tolueno y MEK). Finalmente, es relevante mencionar que el monitoreo microbiológico confirmó la viabilidad y adaptación progresiva de la especie fúngica a las condiciones específicas del medio, con incrementos en la carga microbiana de hasta 6 veces durante la operación de los biofiltros. Estos hallazgos confirman el potencial de los biocarbones como alternativa sostenible y económicamente viable para el tratamiento de COVs, contribuyendo simultáneamente a la valorización de residuos agroindustriales y al control de la contaminación atmosférica.

## REFERENCIAS

- Avalos Ramirez, A., Bénard, S., Giroir-Fendler, A., Jones, J.P. & Heitz, M. (2008). Kinetics of microbial growth and biodegradation of methanol and toluene in biofilters and an analysis of the energetic indicators. *Journal of Biotechnology*, 138 (3-4), 88-95. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2008.08.001>.
- Brandt, E.M.F., Duarte, F.V., Vieira, J.P.R., Melo, V.M., Souza, C.L., Araújo, J.C., *et al.* (2016). The use of novel packing material for improving methane oxidation in biofilters. *Journal of Environmental Management*, 182, 412-420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.075>.
- Chan, W.C. & Lai, T.Y. (2010). Compounds interaction on the biodegradation of acetone and methyl ethyl ketone mixture in a composite bead biofilter. *Bioresource Technology*, 101 (1), 126-130. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.001>.

- Cheng, Z., Feng, K., Xu, D., Kennes, C., Chen, J., Chen, D., *et al.* (2019). An innovative nutritional slow-release packing material with functional microorganisms for biofiltration: Characterization and performance evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, 366, 16–26. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.070>.
- Covarrubias-García, I., Aizpuru, A. & Arriaga, S. (2017). Effect of the continuous addition of ozone on biomass clogging control in a biofilter treating ethyl acetate vapors. *Science of the Total Environment*, 584–585, 469–475. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.031>.
- Czerwinska, N., Giosuè, C., Matos, I., Sabbatini, S., Ruello, M.L. & Bernardo, M. (2024). Development of activated carbons derived from wastes: coffee grounds and olive stones as potential porous materials for air depollution. *Science of the Total Environment*, 914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.169898>.
- Danila, V., Zagorskis, A. & Januševičius, T. (2022). Effects of Water Content and Irrigation of Packing Materials on the Performance of Biofilters and Biotrickling Filters: A Review. *Processes*. <https://doi:10.3390/pr10071304>.
- Dorado, A.D., Baeza, J.A., Lafuente, J., Gabriel, D. & Gamisans, X. (2012). Biomass accumulation in a biofilter treating toluene at high loads - Part 1: Experimental performance from inoculation to clogging. *Chemical Engineering Journal*, 209, 661–669. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.08.018>.
- Durán-Jiménez, G., Rodríguez, J., Stevens, L., Kostas, E.T. & Dodds, C. (2024). Microwave pyrolysis of waste biomass and synthesis of micro-mesoporous activated carbons: The role of textural properties for CO<sub>2</sub> and textile dye adsorption. *Chemical Engineering Journal*, 488. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.150926>.
- Elehinafe, F.B., Aondoakaa, E.A., Akinyemi, A.F., Agboola, O. & Okedere, O.B. (2024). Separation processes for the treatment of industrial flue gases – Effective methods for global industrial air pollution control. *Heliyon*, 10 (11). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e32428>.
- Elias, A., Barona, A., Arreguy, A., Rios, J., Aranguiz, I. & Peña, J. (2002). Evaluation of a packing material for the biodegradation of H<sub>2</sub>S and product analysis. In *Process Biochemistry*, 37 (8) 813-820. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00287-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00287-4) [www.elsevier.com/locate/procbio](http://www.elsevier.com/locate/procbio).
- Esteban-Cantillo, O.J., Menendez, B. & Quesada, B. (2024). Climate change and air pollution impacts on cultural heritage building materials in Europe and Mexico. *Science of the Total Environment*, 921. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170945>.
- Halecký, M., Mach, J., Zápotocký, L., Pohořelý, M., Beňo, Z., Farták, J., *et al.* (2024). Biofiltration of n-butyl acetate with three packing material mixtures, with and without biochar. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 59 (2), 87–101. <https://doi.org/10.1080/10934529.2024.2332127>.
- Hu, L., Peng, Y., Wu, F., Peng, S. Li, J. & Liu, Z. (2017). Tubular activated carbons made from cotton stalk for dynamic adsorption of airborne toluene. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 80, 399–405. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.07.029>.
- Karthikeyan, O.P., Saravanan, N., Cirés, S., Alvarez-Roa, C., Razaghi, A., Chidambarampadmavathy, K., *et al.* (2017). Culture scale-up and immobilisation of a mixed methanotrophic consortium for methane remediation in pilot-scale biofilters. *Environmental Technology*, 38 (4), 474-482. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1198424>.
- Kirchner, K., Schlachter, U. & Rehm, H.-J. (1989). Biological purification of exhaust air using fixed bacterial monocultures. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 31, 629–632. <https://doi.org/10.1007/BF00270808>.
- Kumar, R., Dalvi, V., Pant, K.K. & Malik, A. (2024). Microalgal biochar assisted simultaneous removal of particulate matter, formaldehyde, and total volatile organic compounds (TVOC's) from indoor air. *Chemosphere*, 355. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141866>.

- La, H., Hettiaratchi, J.P.A., Achari, G., Verbeke, T.J. & Dunfield, P.F. (2018). Biofiltration of methane using hybrid mixtures of biochar, lava rock and compost. *Environmental Pollution*, 241, 45–54. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.039>
- Lebrero, R., Estrada, J.M., Muñoz, R. & Quijano, G. (2014). Deterioration of organic packing materials commonly used in air biofiltration: Effect of VOC-packing interactions. *Journal of Environmental Management*, 137, 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.11.052>.
- Liu, S., Gao, P., Li, S., Fu, H., Wang, L., Dai, Y., & Fu, M. (2023). A review of the recent progress in biotrickling filters: packing materials, gases, micro-organisms, and CFD. *Environmental Science and Pollution Research*, 30. [https://doi.org/10.125398-125416](https://doi.org/10.1007/s11274-009-0219-8).
- Maestre, J.P., Gamisans, X., Gabriel, D. & Lafuente, J. (2007). Fungal biofilters for toluene biofiltration: Evaluation of the performance with four packing materials under different operating conditions. *Chemosphere*, 67 (4), 684–692. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.004>.
- Marycz, M., Brillowska-Dąbrowska, A., Cantera, S., Gębicki, J. & Muñoz, R. (2023). Fungal co-culture improves the biodegradation of hydrophobic VOCs gas mixtures in conventional biofilters and biotrickling filters. *Chemosphere*, 313. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.137609>.
- Moreno-Terrazas, R., Flores-Tena, F.J., Barba-Avila, M.D., Guerrero-Barrera, A.L., Avelar-Gonzalez, F.J. & Ramirez-Lopez, E.M. (2010). A comparative analysis of microflora during biofilm development on grape seeds exposed to methanol in a biofilter. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 26 (4), 657–664. <https://doi.org/10.1007/s11274-009-0219-8>.
- Ramírez-López, E., Corona-Hernández, J., Dendooven, L., Rangel, P. & Thalasso, F. (2003). Characterization of five agricultural by-products as potential biofilter carriers. *Bioresource Technology*, 88 (3), 259–263. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00315-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00315-2).
- Ramirez-Lopez, E. M., Montillet, A., Comiti, J. & Le Cloirec, P. (2000). Biofiltration of volatile organic compounds-application to air treatment. *Water Sci. Technol.*, 41 (12), 183–190. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0268>.
- Ren, Y., Guan, X., Peng, Y., Gong, A., Xie, H., Chen, S., et al. (2024). Characterization of VOC emissions and health risk assessment in the plastic manufacturing industry. *Journal of Environmental Management*, 357. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.120730>.
- Rodela Rodríguez, Z. M. (2021). *Toxicidad del efluente gaseoso del biofiltro en la biodegradación de tolueno por Macrophomina phaseolina* (Tesis de maestría, [Universidad Autónoma de Aguascalientes]). [<http://bdigital.dgse.uaa.mx:8080/xmlui/handle/11317/2281>].
- Rubayet, M.T., & Bhuiyan, M.K.A. (2023). Trichoderma spp.: A bio-agent for sustainable management of Macrophomina phaseolina. *Macrophomina Phaseolina: Ecobiology, Pathology and Management* (pp. 265–290). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-15443-0.00020-6>.
- Silos-Llamas, A.K., Sudiby, H., Hernández-Montoya, V., Meredith, W. & Durán-Jiménez, G. (2023). Fast pyrolysis of agricultural residues: Reaction mechanisms and effects of feedstock properties and microwave operating conditions on the yield and product composition. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 175. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2023.106217>.
- Xue, J., Cai, H., Li, W., Pei, Y., Guan, H., Guo, Z., et al. (2023). Emissions of VOCs and SVOCs from polyvinyl chloride building materials: Contribution to indoor odor and inhalation health risks. *Building and Environment*, 229. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2022.109958>.
- Yang, Y. & Allen, E.R. (1994). Biofiltration control of hydrogen sulfide 1. Design and operational parameters. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 44 (7), 863–868. <https://doi.org/10.1080/1073161x.1994.10467287>.

