



BIOFORIN



C4 Valorización de los productos de pirólisis y gasificación

RC4.1 APLICACIONES INVESTIGADAS DEL BIOCHAR EN EL CONTEXTO GEOGRÁFICO DEL PROYECTO

31/12/2025
www.bioforin.com



**Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia**



**Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU**

Bioforin cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Contenido

1. Antecedentes e introducción general.....	4
2. Biochar como filtro para la purificación de biogás	5
2.1. Introducción	5
2.2. Materiales y métodos	6
2.2.1. Evaluación de la captura de CO ₂ en condiciones estáticas.....	6
2.2.2. Evaluación de la captura de H ₂ S en un lecho fijo.....	7
2.2.3. Métodos de activación de biochar	9
2.3. Resultados experimentales.....	11
2.3.1. Capacidad de adsorción de CO ₂ de los diferentes biochars de partida.....	11
2.3.2. Activación de diferentes biochars para adsorción de CO ₂	13
2.3.3. Capacidad de adsorción de CO ₂ de los diferentes biochars activados.....	16
2.3.4. Capacidad de adsorción de H ₂ S de los diferentes biochars de partida	18
2.3.5. Activación de diferentes biochars para adsorción de H ₂ S	20
2.3.6. Capacidad de adsorción de H ₂ S de los diferentes biochars activados	26
2.4. Conclusiones	28
3. Tratamiento de efluentes acuosos con biochar	29
3.1. Introducción	29
3.2. Materiales y métodos	30
3.2.1. Descripción del ensayo en batch	30
3.2.2. Procedimiento experimental.....	31
3.2.3. Tratamiento de datos de equilibrio y cinética.....	31
3.2.4. Métodos de activación.....	32
3.3. Resultados experimentales.....	33
3.3.1. Capacidad de adsorción de NO ₃ ⁻ en matriz acuosa	33
3.3.2. Capacidad de adsorción de NH ₄ ⁺ de la fracción líquida de digestato.....	35
3.3.3. Capacidad de adsorción de metales pesados en la disolución sintética de escorrentía urbana	36
3.3.4. Resultados de BC activados y caracterización	40
4. Aplicabilidad del biochar en la agricultura	44
4.1. Selección y caracterización del biochar conforme al Reglamento (UE) 2019/1009 sobre productos fertilizantes.....	44
4.2. Ensayos de germinación y crecimiento temprano de dos especies agrícolas	45



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



CBC



eurecat



BOSCAT



ASOCIACIÓN DE PROPIETARIOS
DEL MONTSENY I CORREDOR



Consortori
per a la
Gestió dels Residus
del Vallès
Oriental



Maresme
Circular
(re)fer el futur

4.2.1.	Diseño experimental	45
4.2.2.	Resultados	46
4.3.	Evaluación de la capacidad de sorción del purín por parte del biochar en formato lisímetro con cobertura vegetal agrícola.....	50
4.3.1.	Diseño experimental	50
4.3.2.	Resultados	51
4.4.	Evaluación del contenido volumétrico de agua en el suelo: dinámica hídrica y efecto de las enmiendas	53
4.5.	Conclusiones	55
5.	Uso del biochar en procesos de digestión anaerobia y compostaje..	56
5.1.	Efectos del biochar en digestión anaerobia	56
5.1.1.	Proceso de digestión anaerobia	56
5.1.2.	Mejoras del biochar en el proceso de digestión anaerobia.....	57
5.1.3.	Mejora de la producción de metano.....	61
5.2.	Efectos del biochar en procesos de compostaje.....	62
5.2.1.	Proceso de compostaje	62
5.2.2.	Mejoras del biochar en el proceso de compostaje.....	63
5.3.	Conclusiones sobre la aplicación del biochar a procesos de digestión anaerobia.....	69
5.4.	Conclusiones sobre la aplicación del biochar a procesos de compostaje	71
Anexo I		73



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Cluster Biomerges Catalunya



Centre Tecnològic de Catalunya



Unidad de Investigación y Desarrollo Tecnológico



ASSOCIACIÓ DE PROPIETARIS
DEL MONTSENY I CORREDOR



Consortori
per a la
Gestió dels Residus
del Vallès
Oriental



Maresme
Circular
(re)ferm el futur
Consorti de Residus
del Maresme



Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU

BioForin cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

1. Antecedentes e introducción general

La pirólisis y la gasificación de residuos de biomasa se realizan principalmente para producir biopetróleo y gas de síntesis, que pueden ser utilizados para generar agua caliente, vapor y/o electricidad mediante turbinas. Estos procesos permiten, además, la reducción del volumen de residuos y generan biochar (BC) como subproducto valioso, con un elevado potencial para aplicaciones agrícolas, ambientales e industriales. En los últimos años, la producción y el uso de biochar se han expandido notablemente en todo el mundo.

La materia prima empleada, la tecnología de producción y las condiciones del proceso determinan el rendimiento, la calidad y la posible toxicidad del biochar, influyendo directamente en su idoneidad para distintas aplicaciones. Con el fin de regular su producción, numerosos países y regiones han establecido estándares específicos, entre los cuales destacan la *International Biochar Initiative* (IBI) en América y el *European Biochar Certificate* (EBC) en Europa. Estos estándares garantizan una producción, procesamiento y comercialización sostenibles del biochar, exigiendo que las materias primas forestales sean locales, libres de contaminantes y certificadas bajo criterios de gestión forestal sostenible. Adicionalmente, el EBC impulsa la transferencia de conocimiento actualizado como base para futuras legislaciones, tales como el Reglamento (UE) 2019/1009 sobre productos fertilizantes o las regulaciones relacionadas con sumideros de carbono.

El aumento continuo de la población mundial obliga a buscar soluciones eficientes, sostenibles, económicamente viables y respetuosas con el medio ambiente para afrontar desafíos críticos como la contaminación, la seguridad alimentaria y la escasez de recursos y energía. En este contexto, el biochar ha adquirido relevancia debido a su elevada superficie específica, su estructura porosa y su alta estabilidad, lo que ha permitido su aplicación en múltiples ámbitos: mejora de suelos, aumento de la productividad agrícola, reducción de emisiones de gases de efecto invernadero, tratamiento de aguas contaminadas, gestión de residuos y como precursor de carbón activado, entre otros.

En el marco del proyecto **BIOFORIN**, este informe presenta los resultados obtenidos sobre las distintas aplicaciones del biochar, considerando las particularidades del ámbito geográfico del proyecto. Asimismo, se evalúa la optimización del material mediante activaciones físicas y químicas aplicadas a los biochars de partida, con el objetivo de modificar su estructura y composición superficial para adecuarlas a las necesidades específicas de cada uso:

- Filtración para la purificación de biogás.
- Tratamiento de efluentes acuosos.
- Aplicación en sistemas agrícolas.
- Incorporación en procesos de digestión anaerobia y compostaje.

Nota: Para la elaboración de este informe, resulta indispensable hacer referencia a la caracterización de los productos de gasificación incluida en el [Entregable 3.1: Tecnologías y procesos para la valorización de la biomasa forestal del ámbito geográfico del proyecto](#). En particular, la [Tabla 13.1](#) que recoge la caracterización integral de las mezclas de partida utilizadas en las aplicaciones aquí evaluadas.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

2. Biochar como filtro para la purificación de biogás

2.1. Introducción

El biogás es una mezcla gaseosa generada durante la digestión anaerobia de materia orgánica en ausencia de oxígeno, un proceso ampliamente utilizado en plantas de tratamiento de residuos agroindustriales, lodos de depuradora y fracciones orgánicas de residuos sólidos urbanos. Está constituido mayoritariamente por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), junto con trazas de contaminantes como siloxanos, compuestos orgánicos volátiles y gases derivados de azufre. Su valorización energética –ya sea mediante combustión en motores, uso térmico directo o tras su *upgrading* a biometano– requiere un acondicionamiento previo que permita reducir la humedad, eliminar impurezas y ajustar su composición en función de la aplicación final.

Una de las impurezas que se genera habitualmente durante la digestión anaerobia en la producción de biogás es el sulfuro de hidrógeno (H_2S). Este compuesto, originado principalmente por la degradación de compuestos sulfurados presentes en los sustratos orgánicos, constituye uno de los mayores desafíos en la valorización energética del biogás. El H_2S es altamente tóxico y corrosivo; incluso a bajas concentraciones puede causar daños severos en equipos, tuberías y motores debido a la formación de ácido sulfúrico cuando entra en contacto con la humedad. Desde el punto de vista sanitario y ambiental, su presencia supone un riesgo considerable: inhalado en concentraciones elevadas, provoca efectos agudos sobre la salud humana, afectando el sistema respiratorio y nervioso, y además contribuye a la generación de olores desagradables y problemas ambientales asociados a emisiones contaminantes.

Por estas razones, una vez producido el biogás en el digestor, resulta imprescindible someterlo a diversas etapas de acondicionamiento, que incluyen el enfriamiento, la eliminación de la humedad y la retirada de compuestos minoritarios, destacando entre ellas el proceso de desulfuración. La mitigación del H_2S puede abordarse mediante dos estrategias: (i) evitar su formación en el propio digestor, por ejemplo, mediante la adición de sales férricas o la inyección controlada de O_2 , que favorecen la oxidación biológica del sulfuro; y (ii) tratamiento posterior del biogás, empleando tecnologías como biofiltros, filtros percoladores, lavadores químicos, precipitación férrica o sistemas de adsorción¹².

En la práctica industrial, los filtros de carbón activo se han consolidado como la solución más extendida debido a su simplicidad operativa, su carácter pasivo y su elevada eficacia en la eliminación de H_2S . Sin embargo, su rápida saturación y la imposibilidad técnica de llevar a cabo su regeneración in situ obligan a realizar varios recambios anuales, lo que conlleva un coste económico significativo. Estas limitaciones justifican la búsqueda de adsorbentes alternativos más sostenibles y de menor coste, entre los que destaca el biochar, material carbonoso producido por conversión termoquímica de biomasa bajo atmósfera inerte, caracterizado por una elevada estabilidad química y estructural.

En este contexto, el presente estudio evaluó inicialmente la capacidad intrínseca de diferentes materiales carbonosos obtenidos por gasificación para la adsorción de H_2S , comparándolos con un biochar comercial de referencia. A partir de estos resultados se seleccionaron los materiales con mayor potencial y disponibilidad para su aplicación a escala, los cuales fueron posteriormente sometidos a distintos procesos de activación física o química con el fin de optimizar sus propiedades texturales y químicas y mejorar su eficiencia de adsorción frente al contaminante.

¹ Krishna Vuppaladadiyam, A., Kumar Jena, M., Gbolahan Hakeem, I., Patel, S., Veluswamy, G., Venkatachalapati Thulasiraman, A., Surapaneni, A., Shah, K., Vuppaladadiyam, A. K., Jena, M. K., Hakeem, I. G., Patel, S., Veluswamy, G., Thulasiraman, A. v, Shah, K., & Surapaneni, A. (2024). A critical review of biochar versus hydrochar and their application for H_2S removal from biogas. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology* 2024 23:3, 23(3), 699–737. <https://doi.org/10.1007/S11157-024-09700-8>

² Becker, C. M., Marder, M., Junges, E., & Konrad, O. (2022). Technologies for biogas desulfurization - An overview of recent studies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 159, 112205. <https://doi.org/10.1016/J.RSER.2022.112205>.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

2.2. Materiales y métodos

Se han evaluado diferentes composiciones de biochar obtenidas a partir de mezclas de fracciones procedentes de la Associació de Propietaris del Montnegre-Corredor, el Consorci per la Gestió de Residus del Vallès Oriental (CGRVO) y el Consorci per al Tractament de Residus Sòlids Urbans del Maresme (CTRSUM). Adicionalmente, se incluyó en el estudio un biochar comercial, empleado como material de referencia. La composición y caracterización detallada de cada uno de los biochars analizados se recogen en la acción C3.3 del entregable 3.1.

Para todos estos materiales se evaluó de manera sistemática su capacidad de captura de H_2S , cuyos resultados se presentan y analizan a continuación. Adicionalmente, y aunque esta evaluación no estaba contemplada en las acciones iniciales del estudio, se decidió analizar también su capacidad de captura de CO_2 . Esta decisión se fundamenta en que la porosidad y la estructura superficial del biochar que favorecen la adsorción de H_2S —particularmente la presencia de microporos y una elevada área superficial— son, en gran medida, similares a las requeridas para la captura de CO_2 . Asimismo, ambos gases presentan diámetros cinéticos comparables y mecanismos de adsorción dominados por interacciones físico-químicas con la superficie carbonosa, lo que sugiere que los materiales eficaces para la eliminación de H_2S podrían resultar igualmente adecuados para la captura de otros contaminantes gaseosos, como el CO_2 .

2.2.1. Evaluación de la captura de CO_2 en condiciones estáticas

2.2.1.1. Descripción de un analizador termogravimétrico

La termogravimetría de adsorción (TGA) es una técnica que permite determinar la capacidad de captura de un adsorbente mediante el seguimiento del incremento de masa asociado a la adsorción de un gas a temperatura y presión controladas.

Para su aplicación, se empleó un analizador termogravimétrico TGA/DSC1 STARe System (Mettler Toledo) (**Figura 1**), capaz de operar bajo flujos gaseosos definidos y mantener condiciones isotérmicas precisas.

El objetivo de este ensayo fue comparar la capacidad intrínseca de adsorción de CO_2 de los distintos materiales carbonosos preparados.

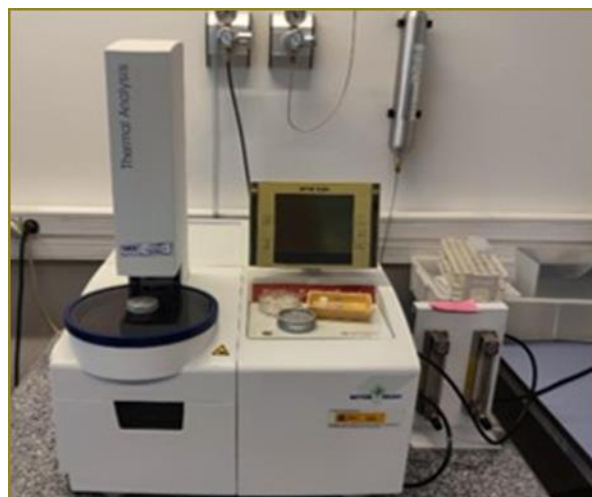


Figura 1. Analizador termogravimétrico TGA/DSC1 STARe System de Mettler Toledo.

El procedimiento consistió en acondicionar cada muestra a 150 °C durante 1 h bajo una corriente de N_2 con el fin de eliminar humedad y especies volátiles. Posteriormente, el sistema se enfrió hasta 25 °C, permitiendo estabilizar tanto la masa como la temperatura durante aproximadamente una hora. Una vez alcanzadas condiciones estacionarias, se inició la etapa de adsorción sustituyendo la corriente de alimentación (100 % N_2) por una mezcla CO_2/N_2 al 10 % vol. de CO_2 y un caudal total de 250 mL/min. El cambio en la composición gaseosa produjo un incremento en la masa registrada, atribuible a la adsorción preferencial de CO_2 por parte del material evaluado (**Figura 2**).

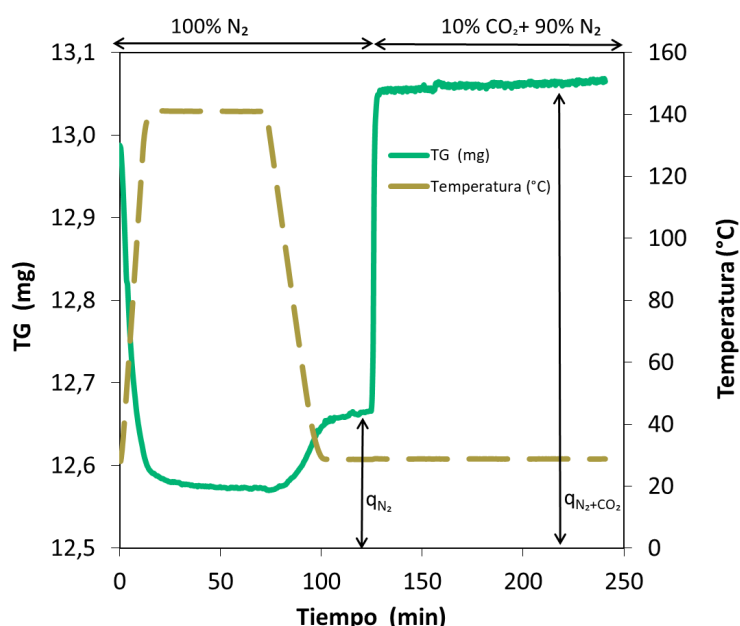
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**eurecat**
Centre Tecnològic de Catalunya

Figura 2. Evolución de la masa del sólido adsorbente (traza verde) y de la temperatura (traza dorada) durante el experimento de captura isotérmica en termobalanza.

2.2.1.2. Tratamiento de los datos de una curva de ruptura

Observando el perfil de evolución de masa de la **Figura 2** es posible determinar la cantidad de N_2 puro adsorbido a la temperatura de adsorción mediante la siguiente ecuación:

$$q_{N_2} (\% \text{ masa}) = \frac{m_{T, (N_2 + CO_2)} - m_{100^\circ C, N_2}}{m_{100^\circ C, N_2}} \times 100 \quad (\text{Ec. 1})$$

donde $m_{100^\circ C, N_2}$ es la masa de muestra al final de la etapa de secado y m_T, N_2 es la masa a la temperatura T, al final de la etapa de enfriamiento en atmósfera de nitrógeno.

Del mismo modo, la cantidad total adsorbida de N_2 y CO_2 a la temperatura de adsorción se determina mediante la siguiente expresión:

$$q_{N_2 + CO_2} (\% \text{ masa}) = \frac{m_{T, (N_2 + CO_2)} - m_{100^\circ C, N_2}}{m_{100^\circ C, N_2}} \times 100 \quad (\text{Ec. 2})$$

siendo $m_T, (N_2 + CO_2)$ la masa de la muestra a la temperatura T al final de la etapa de adsorción.

2.2.2. Evaluación de la captura de H_2S en un lecho fijo

2.2.2.1. Descripción de un lecho fijo

La adsorción en lecho fijo es una técnica ampliamente utilizada para evaluar el comportamiento de materiales adsorbentes frente a corrientes gaseosas contaminadas. En este tipo de configuración, el gas fluye a través de un lecho estacionario de material sólido, de modo que la eliminación del contaminante se produce a lo largo del recorrido del gas mediante mecanismos de adsorción superficial. El parámetro clave es el punto de ruptura (breakthrough), definido como el momento en que el contaminante empieza a detectarse en la corriente de salida debido a la saturación parcial de los sitios activos. El análisis de esta curva de ruptura permite determinar la capacidad y la cinética de adsorción bajo condiciones de flujo continuo.

Para evaluar la capacidad de adsorción de H_2S de los distintos adsorbentes se empleó el sistema experimental que se muestra en la **Figura 3**. Este sistema incluye una botella de 10 L de H_2S diluido

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

en N_2 (2000 ppm), equipada con un manorreductor específico para gases sulfurados y un controlador de flujo másico compatible con H_2S . La alimentación de gas se realiza mediante un punto de consumo conectado a una centralita MX32 provista de un sensor ambiental de H_2S , que interrumpe automáticamente el suministro si se superan los umbrales de seguridad. La corriente de gas pasa a continuación a través de un reactor tubular de lecho fijo fabricado en acero inoxidable 316 y se analiza a la salida mediante un micro cromatógrafo de gases (CG, Agilent 490). Además, se incorpora un borboteador con disolución de NaOH destinado a neutralizar el H_2S residual contenido en la fase gaseosa antes de su liberación al exterior.

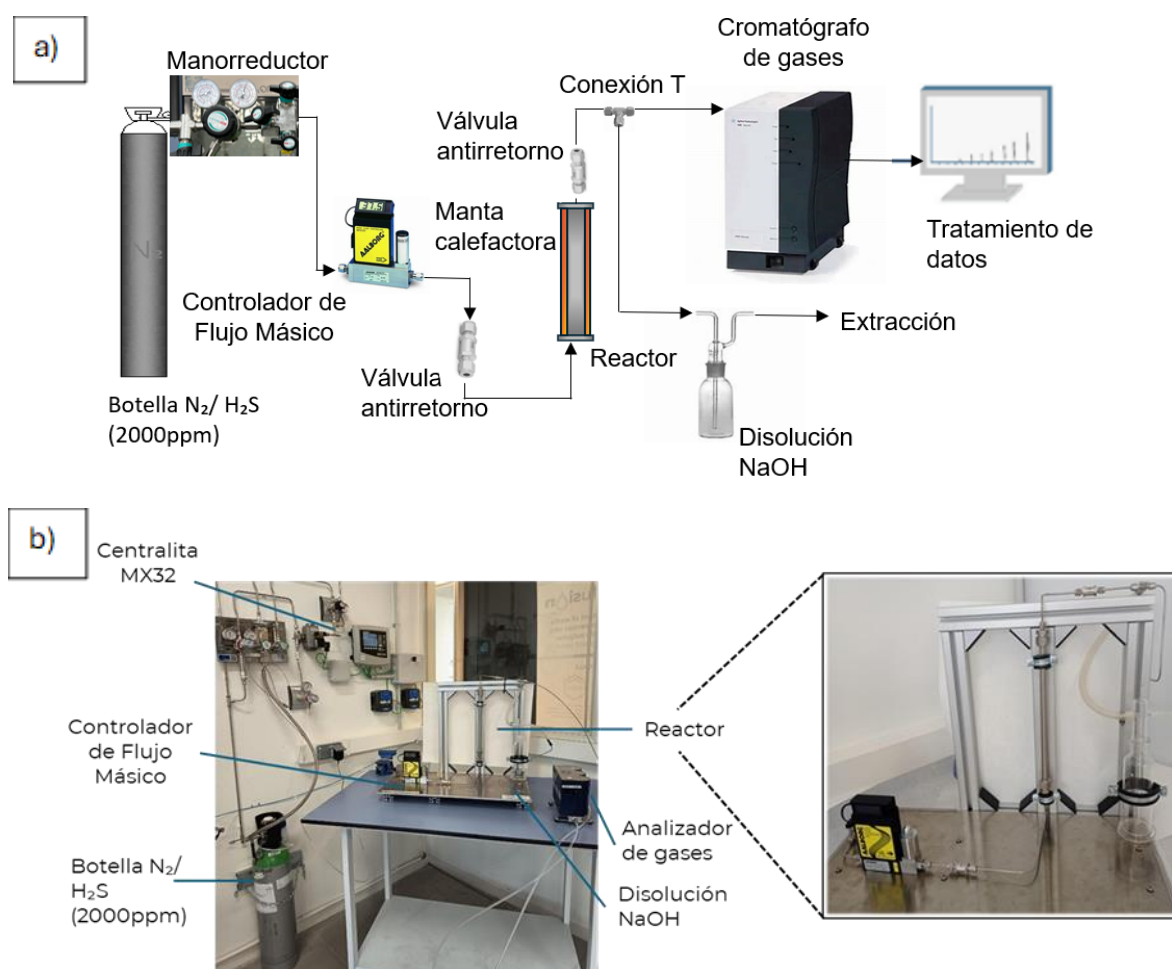


Figura 3. Esquema (a) y montaje experimental (b) del sistema de adsorción en lecho fijo para la evaluación de la capacidad de captura de los adsorbentes en condiciones dinámicas.

El objetivo de estos ensayos fue determinar la capacidad de adsorción de H_2S de los distintos materiales carbonosos. Para ello, se trabajó con una concentración fija de 2000 ppm de H_2S , seleccionada a partir de diferentes composiciones de biogás obtenidos en las plantas de biogás de los Consorcis del Vallès y del Maresme, teniendo en cuenta su variabilidad estacional. El flujo de gas se mantuvo constante en 0,2 L/min durante todos los ensayos. El reactor, de 30 cm de altura y 1 cm de diámetro interno, se preparó colocando una malla metálica y un colchón de lana de vidrio a 15 cm de la base para sostener el lecho adsorbente. Sobre este soporte se cargaron 0,5 g de material sólido. A continuación, se añadió otra malla metálica y una segunda capa de lana de vidrio para evitar el arrastre de partículas. La corriente gaseosa entró por la parte inferior a través de una conexión de 1/8", pasando previamente por una válvula antirretorno, y atravesó el lecho fijo de adsorbente.

La corriente de salida, situada en la parte superior del reactor, se dividió mediante una conexión tipo "T": una fracción se envió al cromatógrafo de gases para el análisis continuo de la composición,

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**eurecat**
Centre Tecnològic de Catalunya

mientras que la fracción mayoritaria se condujo a un borboteador con disolución básica de NaOH, destinado a retener el H₂S residual antes de su liberación.

2.2.2.2. Tratamiento de los datos de una curva de ruptura

A partir de los datos obtenidos en el CG se obtiene la evolución de la concentración de H₂S a la salida del reactor tal y como se muestra en **Figura 4**, lo que se denomina curva de ruptura. Cuando se alcanza la saturación del lecho, la concentración de cada componente a la salida del reactor es igual a su concentración en la corriente alimentación $y_{i,s}=y_{i,e}$.

A partir de las curvas de ruptura (**Figura 4**) es posible determinar las cantidades adsorbidas de cada gas efectuando un balance de materia en el lecho de adsorción, una vez alcanzado el estado estacionario o el equilibrio del sistema.

El área bajo la curva se corresponde con la cantidad de gas no retenida que abandona el lecho de adsorción, y es calculado aplicando el método de los trapecios a la curva de flujo molar de cada componente a la salida del lecho frente al tiempo (Ec.3).

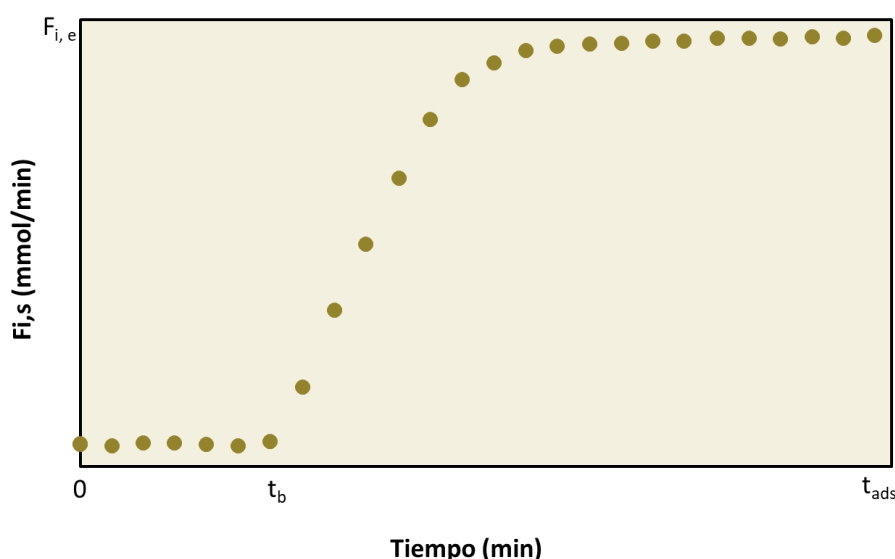


Figura 4. Evolución de la concentración de H₂S frente al tiempo en un sólido adsorbente.

$$q_i = \frac{1}{m_{\text{adsorbente}}} \int_0^{t_{\text{ads}}} (F_{i,e} - F_{i,s}) dt \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde q_i son los moles del componente gaseoso i adsorbidos por unidad de masa de adsorbente (mol/g), una vez se ha alcanzado el equilibrio, $F_{i,e}$ es el caudal molar de gas i alimentado al reactor, $F_{i,s}$ es el caudal molar de gas i que abandona el reactor y $m_{\text{adsorbente}}$ es la masa de adsorbente colocada en el interior del reactor.

2.2.3. Métodos de activación de biochar

Se realizaron activaciones físicas y/o químicas sobre diferentes tipos de biochars (BC) de partida para evaluar su capacidad de captura de CO₂ y H₂S. Las propiedades presentadas previamente (informe RC 3) y los resultados de los ensayos de adsorción de los biochars de partida permitieron identificar los materiales con mejor rendimiento, que fueron seleccionados para su activación. La metodología experimental correspondiente a cada procedimiento de activación se presenta en los apartados siguientes. Además, el rendimiento de cada activación del biochar se calculó en función de la masa de carbono inicial de biomasa y del biochar obtenido por pirólisis térmica, utilizando las ecuaciones (4) y (5), respectivamente.

$$\text{Rendimiento}_{\text{global}}(\%) = \frac{MC_{\text{act}}}{MC_{\text{feed}}} \times 100 \quad (\text{Ec. 4})$$

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

$$Rendimiento_{act}(\%) = \frac{MC_{act}}{MC_{char}} \times 100 \quad (\text{Ec. 5})$$

donde, MC_{feed} es la masa inicial de C de biomasa, MC_{char} la masa C de biochar producido por pirólisis térmica y MC_{act} la masa C de biochar activado.

Se empleó un biochar comercial (BCC) como material de referencia para someterlo a todos los procedimientos de activación, tanto químicos como físicos, con fines comparativos. En el Anexo I se incluye su correspondiente ficha técnica.

El material activado fue caracterizado mediante diversas técnicas fisicoquímicas, siguiendo la misma metodología aplicada al biochar de partida reportada en el informe RC.3 para poder comparar y correlacionar los resultados obtenidos. Las técnicas analíticas empleadas incluyen fluorescencia de rayos X (FRX) para determinar de manera semicuantitativa la composición inorgánica, análisis elemental CHONS para determinar la composición elemental de la materia orgánica, microscopía electrónica de barrido acoplada a espectroscopía de dispersión de energía (SEM-EDX) para estudiar la morfología del material y obtener un mapeo elemental de la superficie, y determinación del área superficial mediante isoterma de adsorción-desorción de CO_2 , dada la gran fracción de microporos de los BC de partida (realizadas a 0°).

2.2.3.1. Activación de biochar para la captura de CO_2

Se aplicaron dos métodos de activación al biochar con el objetivo de funcionalizar un total de 8 materiales: un tratamiento físico mediante ultrasonido y un tratamiento combinado de ultrasonido con urea, con el propósito de incorporar grupos amina y mejorar su capacidad de captura de CO_2 ^{3,4}.

La combinación de una activación física y química suele permitir una alta capacidad de adsorción cuando se utiliza biochar como adsorbente. El ultrasonido representa un método sencillo y de bajo costo frente a otras técnicas físicas, como la activación por vapor, que demanda altas temperaturas y un mayor consumo energético. Durante el tratamiento ultrasónico, la propagación de ondas sonoras favorece la eliminación de impurezas superficiales y evita el colapso de la estructura porosa, lo cual se traduce en un mayor desarrollo de área específica y porosidad. Por su parte, el tratamiento con urea incrementa los sitios activos de carácter básico alcalino en la superficie del biochar mediante agentes modificadores con grupos funcionales amina, generando un efecto sinérgico que mejora el rendimiento del material en la captura de CO_2 .

Procedimiento experimental

a) Tratamiento físico por ultrasonido

El tratamiento físico del biochar sin modificar se realizó mediante ultrasonido. El biochar tratado con ultrasonido se preparó en un equipo IBX Ultrasonic cleaner bajo irradiación ultrasónica de 40 kHz con una amplitud del 100 % durante 30 s a temperatura ambiente. Luego, se filtró y se secó en un horno a 60°C durante 24 h. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

b) Tratamiento químico con urea asistido por ultrasonido

El biochar sin modificar fue sometido a un tratamiento físico-químico basado en ultrasonido y urea para su funcionalización. Al biochar tratado con ultrasonido se le añadió a una solución de urea 3 M en proporción 1/5 p/v. La suspensión obtenida se agitó mecánicamente a temperatura ambiente durante 2 h. Luego, se filtró el material tratado y se lavó con agua destilada para eliminar urea residual y, por último, se secó en un horno a 60°C durante 24. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

³ Kaya, G. G. (2023). Ultrasonication Assisted Urea Treated Biochar: An Eco-Friendly Adsorbent for CO_2 Capture. *ChemistrySelect*, 8, e202301739. <https://doi.org/10.1002/slct.202301739>

⁴ Chatterjee, A. et al. (2018). Ultrasound cavitation intensified amine functionalization of biochar for carbon dioxide capture. *Ultrasonics Sonochemistry*, 42, 286–295. <https://doi.org/10.1016/j.ulsonch.2017.11.020>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

2.2.3.2. Activación de biochar para la captura de H₂S

Procedimiento experimental

a) Tratamiento físico por ultrasonido

El tratamiento físico del biochar sin modificar se realizó mediante ultrasonido. El biochar tratado con ultrasonido se preparó en un equipo IBX Ultrasonic cleaner bajo irradiación ultrasónica de 40 kHz con una amplitud del 100 % durante 30 s a temperatura ambiente. Luego se filtró y se secó en un horno a 60 °C durante 24 h.

b) Tratamiento químico por impregnación de Cu asistido por ultrasonido

El biochar sin modificar fue sometido a un tratamiento físico-químico basado en ultrasonido e impregnación con Cu para su funcionalización. Al biochar tratado con ultrasonido se le añadió a una solución de nitrato de cobre para una relación másica Cu/BC de 2,56. La suspensión obtenida se agitó mecánicamente a temperatura ambiente durante 1 h y luego se secó durante 6 h a 90 °C. Luego, el material seco impregnado con Cu se trató térmicamente en un horno tubular a 300°C durante 90 minutos bajo flujo de nitrógeno. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación^{5,6}.

c) Tratamiento químico por impregnación de Fe asistido por ultrasonido

El biochar sin modificar fue sometido a un tratamiento físico-químico basado en ultrasonido e impregnación con Fe para su funcionalización. A 10 g de biochar tratado con ultrasonido se le añadió una solución de cloruro de hierro que contenía 0,97 g del compuesto hidratado (FeCl₃·0,6H₂O) en 200 mL de agua desionizada. La suspensión obtenida se agitó mecánicamente a temperatura ambiente durante 48 h y luego se secó durante 24 h a 105 °C. Luego, el material seco impregnado con Fe se lavó con agua destilada para eliminar partículas de cloruro de hierro que pudieran lixiviarse fácilmente y, por último, se secaron a 105 °C durante 12h. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación⁷.

2.3. Resultados experimentales

2.3.1. Capacidad de adsorción de CO₂ de los diferentes biochars de partida

Los resultados de capacidad de adsorción que se observan en la **Tabla 1** y **Figura 5** muestran que los 11 biochars evaluados presentan valores comprendidos entre 32 y 45 mg/g (0,74-1,03 mmol/g), un rango coherente con el desempeño típico de materiales carbonosos no activados empleados en captura CO₂⁸. Dentro de este conjunto, los biochars 5, 7, 6, 2 y 1 destacan por mostrar las mayores capacidades de captura, situándose en el extremo superior del intervalo.

Para interpretar estas diferencias es necesario analizar la relación entre la composición de partida, las propiedades texturales desarrolladas durante la gasificación y el rendimiento final en adsorción.

Los biochars 5, 7 y 8, obtenidos a partir de encina, mezcla de coníferas y pino piñonero respectivamente, mostraron las mayores áreas superficiales, volúmenes totales de poro y,

⁵ Cui, H., et al. (2022). *Preparation of copper-based biochar adsorbent by microwave-assisted impregnation for hydrogen sulfide removal*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 10(5), 108102. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108102>

⁶ Demiral, H., Demiral, İ., Tümsel, F., & Karabacakoglu, B. (2011). *Production of activated carbon from hazelnut bagasse by chemical activation*. Chemical Engineering Research and Design, 89(5), 638–643. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2010.05.005>

⁷ Choudhury, S., Maulidani, M., Hassan, M. A., & Wu, T. Y. (2021). *Adsorption of hydrogen sulfide in biogas using iron-impregnated biochar*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 9(5), 105785. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105785>

⁸ Tan, X. fei, Liu, S. bo, Liu, Y. guo, Gu, Y. ling, Zeng, G. ming, Hu, X. jiang, Wang, X., Liu, S. heng, & Jiang, L. hua. (2017). *Biochar as potential sustainable precursors for activated carbon production: Multiple applications in environmental protection and energy storage*. Bioresource Technology, 227, 359–372. <https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2016.12.083>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

especialmente, volúmenes de microporo, parámetro crítico para la adsorción de moléculas pequeñas en fase gas. La composición lignocelulósica uniforme, baja heterogeneidad y reducido contenido mineral de estas biomásas favorecieron la formación de estructuras carbonosas ordenadas, con microporos accesibles y superficies limpias. Esto explica que su capacidad de adsorción se sitúe en el extremo superior del rango medido (35-45 mg/g). Sin embargo, en el caso particular del biochar 8, que también destaca por presentar excelentes propiedades texturales, éste no alcanza los valores máximos de adsorción debido a que su relación área de microporo/área total (**Figura 6.c**) es inferior a la del resto ($\approx 63\%$, frente a valores próximos al 90%). Esto indica que, pese a su elevada área superficial, la distribución de poros podría resultar menos accesible para el CO_2 . Aun así, su amplio desarrollo textural sugiere que su capacidad de captura podría mejorar notablemente tras un tratamiento de activación o un lavado ácido que aumente la accesibilidad porosa.

Tabla 1. Capacidad de captura de CO_2 para 10 biochars procedentes de residuos forestales y un biochar comercial. Los valores se muestran en unidades de $\text{mmol/g}_{\text{ads}}$ y mg/g_{ads} .

Mezcla	Captura de CO_2 ($\text{mmol/g}_{\text{ads}}$)	Captura de CO_2 (mg/g_{ads})
1	0,89	39,22
2	0,95	42,01
3	0,75	32,86
4	0,76	33,33
5	0,92	40,45
6	0,92	40,42
7	1,03	45,39
8	0,80	35,20
9	0,90	39,61
10	0,82	36,17
Biochar comercial	0,79	34,56

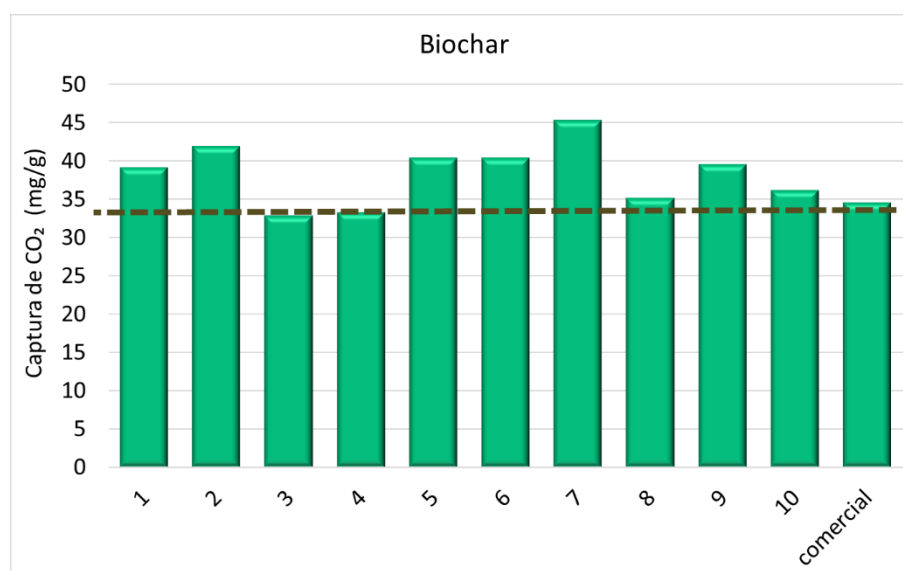


Figura 5. Comparación de la capacidad de captura de CO_2 de los diferentes biochars de partida con respecto a un biochar comercial.

Por el contrario, los biochars con materias primas heterogéneas (1–4), que incorporan fracciones de hojas, FORM o digestato, presentan menor desarrollo microporoso y mayor contenido inorgánico, lo que limita la accesibilidad y la eficiencia de los poros. Aun así, algunos de estos materiales —como los biochars 1 y 2— alcanzan capacidades de adsorción relativamente altas (39-42 mg/g). En estos casos, la contribución de la química superficial o de la fracción mineral podría estar generando centros activos adicionales para la interacción con CO_2 . Sin embargo, ambos presentan un área superficial (**Figura 6.a**) y volumen de microporo (**Figura 6.d**) claramente inferior a la de los materiales forestales.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Este menor desarrollo estructural puede limitar su potencial de adsorción debido a fenómenos como el envenenamiento de la superficie activa, el bloqueo de poros o el colapso parcial de la estructura porosa, lo que justifica su descarte frente a biochars que presentan una arquitectura porosa más desarrollada y favorable para procesos de adsorción. Además, el biochar 2 muestra una mayor pérdida de masa en el análisis termogravimétrico a 1000 °C, lo que indica menor estabilidad térmica y contribuye a su descarte para fases posteriores. Los biochars 3 y 4, derivados de fracción orgánica municipal y digestato, presentan las capacidades de captura más bajas, en consonancia con sus reducidos valores de área superficial y volumen de microporos, fuertemente condicionados por su elevada carga mineral. El biochar 6, por su parte, muestra una capacidad de adsorción alta, pero un valor anómalamente bajo de área en poros accesibles (10,8 m²/g), atribuible a obstrucciones derivadas del alto contenido en cenizas. Este comportamiento indica que podría mejorarse mediante lavado ácido o activación suave, aunque no se priorizó su selección.

En conjunto, los biochars base 5, 7 y 8 son los que presentan mayor área superficial, así como mayores volúmenes de poros y de microporos. Por ello, junto con un biochar comercial tomado como referencia, se seleccionaron para ser sometidos a diferentes tratamientos de activación.

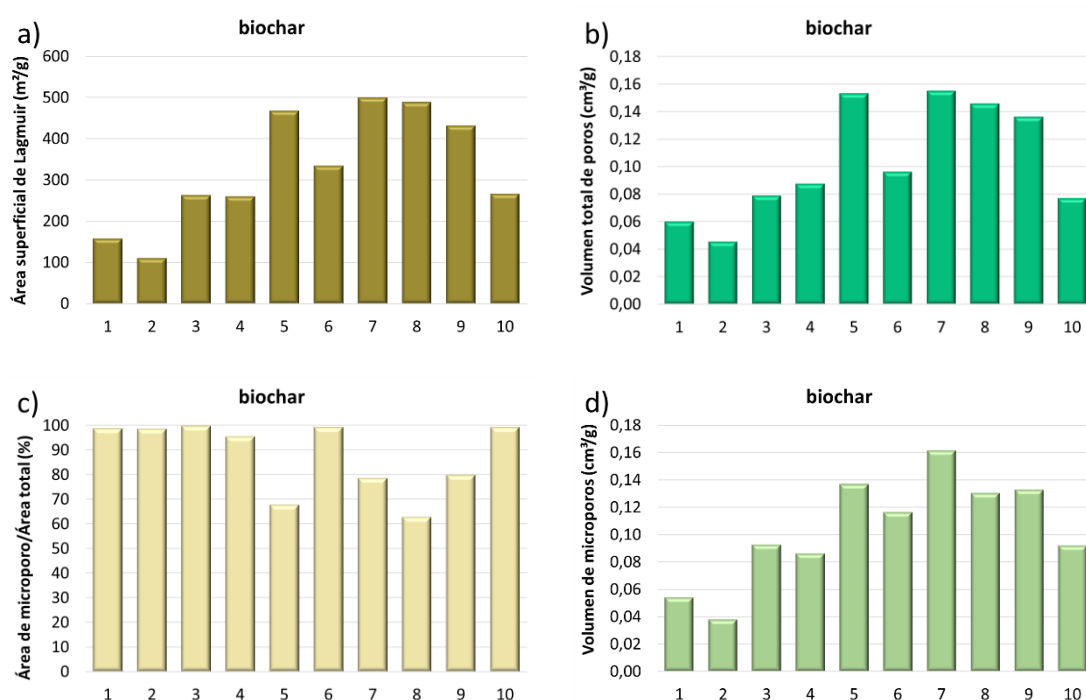


Figura 6. Comparación entre a) área superficial, b) volumen total de poro, c) volumen de microporo y d) área de microporo de los 10 biochars evaluados.

2.3.2. Activación de diferentes biochars para adsorción de CO₂

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la captura de CO₂ de los BC de partida reportado en el apartado 2.3.1, se seleccionaron las mezclas 5, 7 y 8 para la activación física mediante ultrasonido y para el tratamiento con urea. En la **Tabla 2** se listan a modo resumen la batería de biochars activados según su metodología. Los biochars activados se codificaron según el número de la mezcla de biomasa forestal de partida y su activación. Además, se muestran los resultados obtenidos de los rendimientos en la síntesis de BC activados.

En general, el rendimiento de activación es superior al 95 % para la mayoría de los materiales, lo que genera pérdidas mínimas de masa y una buena estabilidad del tratamiento físico. Únicamente en el caso del BC comercial se observa un rendimiento superior al 100 %, lo cual puede atribuirse al incremento de masa asociado a la incorporación de urea durante el tratamiento químico. Respecto al rendimiento global, se calcula la producción del BC activado desde la biomasa de partida por ende se ve afectado por las variables del proceso de pirolisis para la obtención del biochar de partida.

Respecto a los resultados del análisis elemental CHONS (**Tabla 3**), cabe destacar que el valor porcentual de oxígeno (O) se calculó por diferencia y el contenido de azufre (S) es muy bajo en todos



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



los casos (<0,1 %), correspondiente con los BC de partida. Se observa para todas las activaciones químicas que el contenido de nitrógeno (N) aumentó respecto del BC ultrasonificado, este aporte se debe a la incorporación de compuestos nitrogenados provenientes de la urea. Además, la relación C/N, que oscila entre 32 y 335, proporciona una indicación del grado de estabilización del biochar. Relación C/N elevadas, como las observadas para los BC ultrasonificados sugieren una estructura altamente recalcitrante y valores más bajos en los BC sometidos a una activación química demuestran la funcionalización nitrogenada.

Tabla 2. Biochars activados según su metodología y aplicación para la captura de gases contaminantes y los rendimientos de la producción de biochar activado.

Aplicación	Biochar	Activación	Código	Rendimiento activación (%)	Rendimiento global (%)
Captura de CO ₂	Mezcla 5	Ultrasonido	BC5-U	93,9	20,1
	Mezcla 7	Ultrasonido	BC7-U	96,6	23,6
	Mezcla 8	Ultrasonido	BC8-U	98,8	30,0
	Comercial	Ultrasonido	BCC-U	96,1	-
	Mezcla 5	Ultrasonido + urea	BC5-UU	95,4	20,5
	Mezcla 7	Ultrasonido+ urea	BC7-UU	97,0	23,7
	Mezcla 8	Ultrasonido+ urea	BC8-UU	94,8	28,8
	Comercial	Ultrasonido+ urea	BCC-UU	116,9	-

La **Tabla 3** resume la composición elemental (CHONS) y las concentraciones de elementos inorgánicos determinadas por fluorescencia de rayos X (FRX) para las muestras de BC activado. Se observaron cambios claros y sistemáticos en las fracciones orgánicas e inorgánicas como resultado del proceso de activación. En todas las muestras, la activación asistida por metales dio lugar a una reducción del contenido de carbono, acompañada de un notable aumento de las concentraciones de oxígeno y nitrógeno. Por ejemplo, el contenido de carbono del BC8 disminuyó del 88,59 % (BC8-U) al 81,85 % (BC8-UU), mientras que el contenido de oxígeno correspondiente aumentó del 9,57 % al 15,22 %. Se observaron tendencias similares para BC5 y BC7, lo que indica una gasificación parcial del carbono y la incorporación simultánea de heteroátomos en la matriz sólida durante la activación. El contenido de hidrógeno se mantuvo relativamente constante (≈1,1-2,8 %), lo que sugiere que los cambios de masa observados no estaban relacionados con la humedad residual.

Tabla 3. Análisis elemental CHNOS y FRX: contenido de materia orgánica e inorgánica de los diferentes BC activados.

BC Activado	CHONS (%)						FRX (ppm)				
	C	H	O	N	S	C/N	P	Ca	Al	Fe	K
BC5-U	76,03	1,14	22,48	0,25	<0,1	304	8997	217784	< 0,01	998	31754
BC5-UU	79,46	1,32	17,73	1,39	<0,1	57	9586	210928	< 0,01	751	23242
BC7-U	87,14	1,27	11,23	0,26	<0,1	335	2509	93769	3911	1500	18512
BC7-UU	83,99	1,54	11,77	2,6	<0,1	32	2367	74245	4225	1670	10816
BC8-U	88,59	1,24	9,57	0,5	<0,1	177	4250	39832	5899	1935	6058
BC8-UU	81,85	1,37	15,22	1,46	<0,1	56	5014	44227	6686	2107	6939
BCC-U	72,49	2,81	24,3	0,3	<0,1	242	1268	78199	2247	2331	19607
BCC-UU	88,19	2,71	7,61	1,39	<0,1	63	1301	74816	2730	2250	17341

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

En la **Tabla 4** se presentan los resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos mediante isotermas de adsorción-desorción de CO₂ a 0°.

Tabla 4. Resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos por isotermas de adsorción-desorción de CO₂ a 0°.

BC activado	Langmuir A _{sup} (m ² /g)	V _{micro} (m ³)
BC5	468	0,14
BC5-U	506	0,23
BC5-UU	435	0,20
BC7	500	0,16
BC7-U	487	0,23
BC7-UU	483	0,22
BC8	488	0,13
BC8-U	515	0,24
BC8-UU	524	0,24
BCC	36 (BET)	-
BCC-U	335	0,16
BCC-UU	323	0,15

La *activación mediante ultrasonido* mostró comportamientos diferentes según el tipo de biochar. En BC5 y BC8, el ultrasonido produjo un aumento del área superficial de más de 30 m²/g, atribuible a la eliminación de impurezas superficiales, la reapertura de poros parcialmente obstruidos y la estabilización de las estructuras microporosas frágiles durante el secado. Este comportamiento confirma que el ultrasonido puede mejorar la accesibilidad porosa cuando la estructura inicial del material es estable. En contraste, en BC7 el área superficial disminuyó, esto puede estar asociado a que la biomasa de origen generó una matriz carbonosa menos resistente, susceptible a la contracción o cierre parcial de poros durante el tratamiento. El BCC mostró un mayor incremento de área superficial durante la activación, esto se debe a que se obtiene a bajas temperaturas de pirólisis, lo que indica un amplio margen para el desarrollo textural mediante este tratamiento.

El *tratamiento químico con urea* también evidenció la influencia del tipo de biochar. En BC5 y BC7, la activación no mejoró el área superficial. Esto puede estar asociado a un bloqueo de poros por la degradación incompleta de la urea, probablemente por un lavado insuficiente o por un tratamiento térmico demasiado suave (secado a 60 °C). En cambio, para BC8 la activación con urea produjo un aumento del área superficial. En este caso, la descomposición térmica de la urea favoreció la creación o ampliación de microporos. La presencia de nitrógeno también puede haber contribuido a modificar la matriz carbonosa. El BCC presentó un incremento significativo del área tras la activación química, resultado coherente con su baja área superficial inicial y con la mayor susceptibilidad de sus regiones poco carbonizadas a los efectos derivados de la descomposición de la urea.

Respecto al volumen de microporo se observa para todos los casos un aumento del volumen de microporo, lo cual puede estar relacionado con los cambios estructurales inducidos por los tratamientos de activación. La activación por medios químicos o físicos elimina especies ligeras adicionales o rompe especies pesadas, que pueden desprenderse del biochar y, en consecuencia, formarse más poros nuevos o poros de mayor tamaño. Cabe destacar que la biomasa de partida influye significativamente en el proceso de activación, pudiendo favorecer la apertura o la obstrucción de poros dentro de la matriz carbonosa.

La morfología superficial de los BC activados con ultrasonido y con urea se muestran en la **Figura 7**. En coherencia con los resultados obtenidos en las caracterizaciones previas, las micrografías muestran el efecto de los diferentes tratamientos de activación. En el caso de BC5-UU y BC7-UU **Figura 7.b** y **Figura 7.d**), se aprecia una superficie marcadamente rugosa, así como el bloqueo de

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

poros asociado a urea residual. Finalmente, en el caso del BCC, se evidencia que el tratamiento físico y químico permitió abrir y/o generar nuevos poros en la matriz carbonosa.

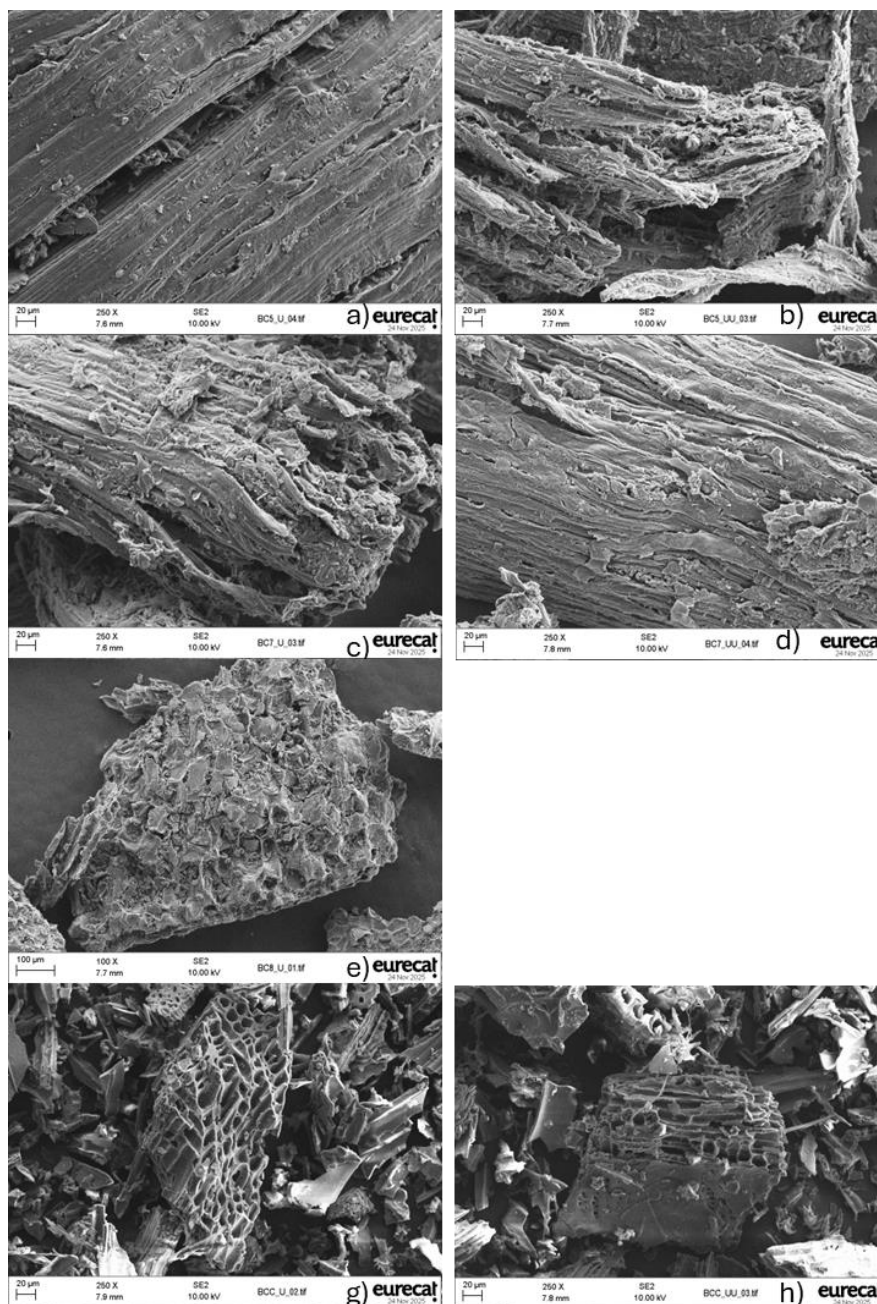


Figura 7. Micrografías SEM obtenidas para los BC activados: a) BC5U-250X, b) BC5UU-250X c) BC7U-250X, d) BC7UU-250X e) BC8U-100X, g) BCCU-250X y h) BCCUU-250X.

2.3.3. Capacidad de adsorción de CO₂ de los diferentes biochars activados

En conjunto, los biochars 5, 7 y 8 son los que presentan mayor área superficial, así como mayores volúmenes de poros y de microporos entre los materiales de partida. Por ello, y junto con un biochar comercial tomado como referencia, fueron seleccionados como materiales base para ser sometidos a

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

diferentes tratamientos de activación mediante ultrasonido (US) y ultrasonido combinado con urea (US+U)⁹.

Los resultados muestran que solo el biochar 5 (producido a partir de tronco de encina, 100 %) mejora la capacidad de captura de CO₂ tras el tratamiento US y US+U. Por el contrario, los biochars 7 (tronco de coníferas), 8 (corteza de pino piñonero) y el biochar comercial no solo no mejoran la capacidad de adsorción del material de partida, sino que la empeoran.

De manera general, tanto el tratamiento con ultrasonido (US) como el de ultrasonido combinado con urea (US+U) mostraron un efecto negativo sobre la capacidad de captura de CO₂. Aunque estas técnicas se emplean habitualmente para mejorar la accesibilidad de la porosidad y, en el caso del US+U, para introducir grupos nitrogenados superficiales¹⁰, los resultados indican que los tratamientos provocaron una alteración desfavorable de la estructura porosa, en particular de la microporosidad, que es la principal responsable de la adsorción física del CO₂.

En el tratamiento con ultrasonido, el comportamiento de los biochars fue diferente según su origen. En el caso del biochar 5, el aumento de la capacidad de captura de CO₂ puede asociarse al incremento del área superficial tras el tratamiento, lo que sugiere que la estructura porosa se mantuvo accesible y funcional. Sin embargo, este mismo efecto no se observa en el biochar 8, donde, a pesar de registrarse un aumento tanto del área superficial como del volumen de microporo, la capacidad de adsorción disminuye. Este resultado sugiere que parte de los microporos generados o ampliados no son accesibles para las moléculas de CO₂ o que se produjo un colapso parcial de microporos ultrafinos.

Por su parte, el biochar 7 presenta una disminución del área superficial tras el ultrasonido (**Tabla 4**), acompañada de un aumento del volumen de microporo. A pesar de ello, su capacidad de captura de CO₂ también disminuye, lo que indica que la microporosidad generada no es efectiva para la adsorción, posiblemente debido a bloqueos estructurales o a una pérdida de conectividad entre poros.

Para el tratamiento US+U, se observa una disminución del área superficial en todos los biochars estudiados, lo que concuerda con la reducción general de la capacidad de captura de CO₂ (**Tabla 5**). Aunque en algunos casos el volumen de microporo aumenta, la reducción del área superficial sugiere que el acceso a dichos microporos puede estar limitado. La incorporación de nitrógeno mediante urea puede contribuir al bloqueo de microporos ultrafinos y a la modificación de la química superficial, reduciendo su afinidad por el CO₂. Estas observaciones se ven respaldadas por las imágenes SEM, que muestran superficies más rugosas tras los tratamientos, lo que podría dificultar el acceso de las moléculas de CO₂ a los poros internos. En particular, el biochar 8 y el biochar comercial presentan un mayor desarrollo aparente de porosidad en las imágenes SEM (**Figura 7**); sin embargo, este aumento no se traduce en una mejora de la captura de CO₂, lo que confirma que no solo la cantidad de poros, sino su tamaño, accesibilidad y naturaleza química, son determinantes en el rendimiento adsorbente.

⁹ Khoshrafter, Z., Masoumi, H., & Ghaemi, A. (2023). Characterization and evaluation of low-cost biomass-based-AC for CO₂ capture: A review. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100373>

¹⁰ Dziejarski, B., Serafin, J., Andersson, K., Krzy, R., & Zy Nska, ... (2023). CO₂ capture materials: a review of current trends and future challenges. <https://doi.org/10.1016/j.mtsust.2023.100483>



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Tabla 5. Capacidad de captura de CO₂ para 3 biochars seleccionados a partir de los resultados de captura obtenidos para los biochars de partida procedentes de residuos forestales y el biochar comercial. Los valores se muestran en unidades de mmol/g_{ads} y mg/g_{ads}.

Mezcla	Captura de CO ₂ (mmol/g _{ads})	Captura de CO ₂ (mg/g _{ads})	% mejora
Activaciones con ultrasonido (US)			
5	0,98	43,33	7,11
7	0,92	40,54	-10,70
8	0,74	32,76	-12,37
Biochar comercial	0,62	27,17	-21,43
Activaciones con ultrasonido + urea (US+U)			
5	0,97	42,82	5,86
7	0,77	33,79	-25,56
8	0,76	33,29	-10,95
Biochar comercial	0,49	21,48	-37,89

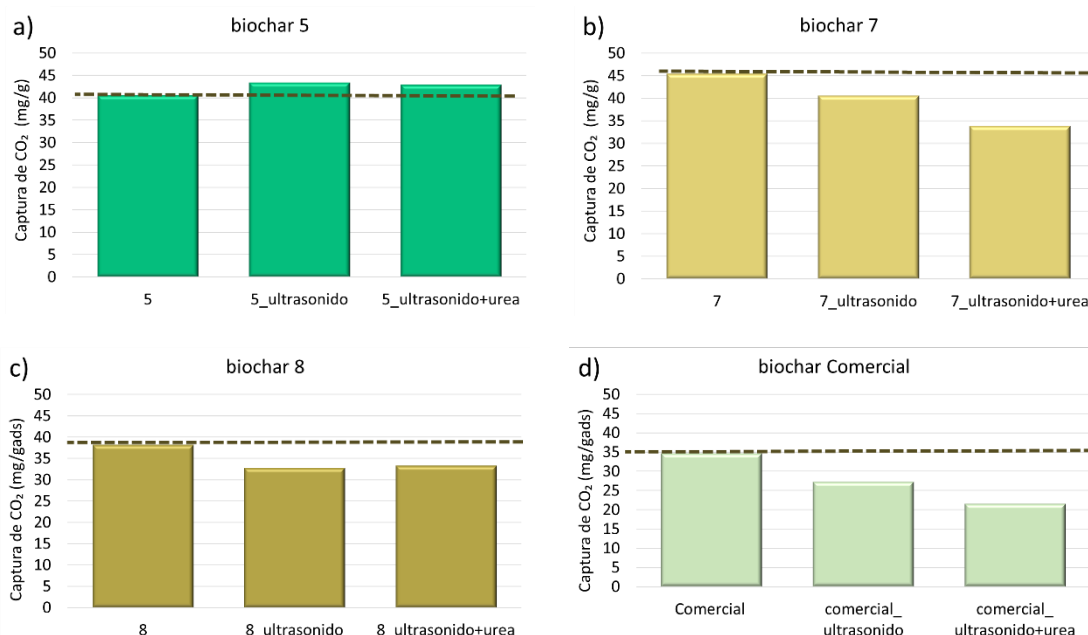


Figura 8. Captura de CO₂ para el biochar de partida y sus diferentes activaciones: a) biochar 5, b) biochar 7, c) biochar 8 y d) biochar comercial.

2.3.4. Capacidad de adsorción de H₂S de los diferentes biochars de partida

Los biochars evaluados mostraron capacidades de captura de H₂S comprendidas entre 7,08 y 16,06 mg H₂S/g_{adsorbente} (Tabla 6 y Figura 9), valores que se sitúan dentro del rango reportado en la bibliografía e incluso ligeramente por encima, lo que confirma el buen desempeño global de los materiales obtenidos¹¹. En comparación con el adsorbente comercial (8,63 mg/g), la mayoría de los

¹¹ Martin, A. D., Ravenni, G., & Thomsen, T. P. (2025). Low-cost hydrogen sulfide removal with biochar and activated biochar. *Next Research*, 2(2), 100286. <https://doi.org/10.1016/J.NEXRES.2025.100286>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

biochars presentaron un desempeño superior, destacando particularmente los biochars 5, 7 y 9, con valores máximos de 16,06, 14,58 y 15,35 mg/g, respectivamente.

La literatura reporta que la capacidad de captura de H₂S está fuertemente influenciada por el volumen de microporos, siendo este parámetro más determinante que el área superficial total. Los carbones con mayor volumen de microporos presentan mayores tasas de oxidación del H₂S y, en consecuencia, mayores capacidades globales de adsorción. Asimismo, se ha descrito que la captura se ve favorecida por una mayor fracción de carbono fijo y por superficies de naturaleza alcalina.

En concordancia con estos antecedentes, los biochars que presentaron las mayores capacidades de captura de H₂S mostraron sistemáticamente altos valores de volumen total de poros ($\geq 0,13 \text{ cm}^3/\text{g}$) y volumen de microporos ($\geq 0,13 \text{ cm}^3/\text{g}$) (valores reportados en la **Tabla 13** del entregable RC3.1). Este comportamiento sugiere que la adsorción de H₂S ocurre preferentemente en microporos, lo cual es consistente con el pequeño diámetro cinético de la molécula de H₂S y su facilidad para difundirse y quedar retenida en poros de tamaño reducido.

Tabla 6. Capacidad de captura de H₂S para 10 biochars procedentes de residuos forestales y un biochar comercial. Los valores se muestran en unidades de mmol/g_{ads} y mg/g_{ads}.

Mezcla	Captura de H ₂ S (mmol/g _{ads})	Captura de H ₂ S (mg/g _{ads})
1	0,37	12,02
2	0,22	7,08
3	0,26	8,31
4	0,34	10,92
5	0,50	16,06
6	0,31	9,89
7	0,46	14,58
8	0,33	10,45
9	0,48	15,35
10	0,31	9,85
Biochar comercial	0,27	8,63

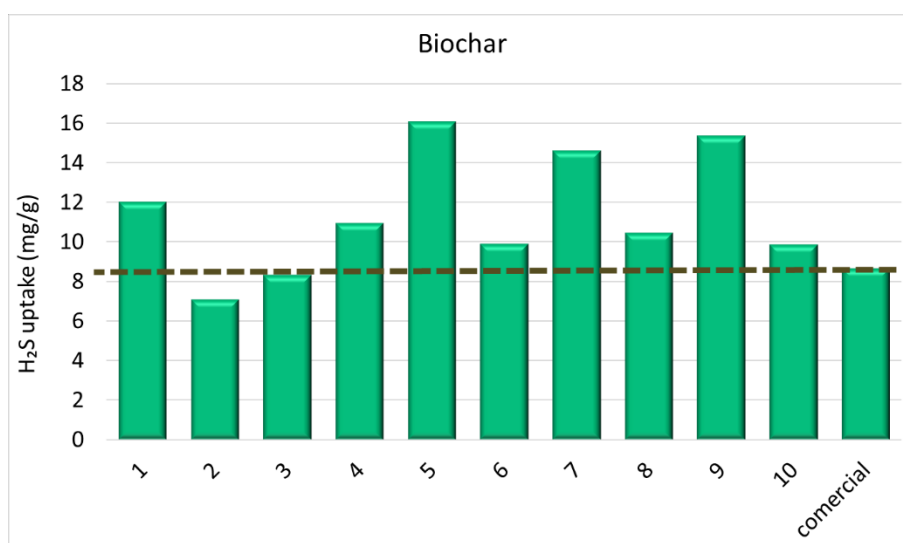


Figura 9. Comparación de la capacidad de captura de H₂S de los diferentes biochars de partida con respecto a un biochar comercial.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Adicionalmente, se observó una relación positiva entre la capacidad de captura de H_2S y el área superficial, especialmente aquella asociada a la microporosidad. Este resultado indica que no toda el área superficial accesible contribuye de manera efectiva a la adsorción, siendo el área correspondiente a microporos activos la que representa de forma más adecuada el comportamiento adsorbente frente al H_2S . En contraste, biochars con áreas superficiales moderadas, pero con baja microporosidad exhibieron capacidades de captura inferiores, lo que refuerza la importancia de la distribución de tamaños de poro, más allá del valor absoluto del área superficial.

Diversos estudios han señalado que la alcalinidad superficial mejora la captura de H_2S , dado que un pH elevado favorece la disociación del H_2S dentro de los poros y su conversión a especies como HS^- . En el presente estudio, todos los biochars presentan pH altamente alcalinos (entre 11,2 y 12,6, salvo el comercial con pH 8,8), explican que en nuestro caso no exista una correlación directa entre pH y capacidad de captura, ya que todos los materiales cuentan con una alcalinidad suficientemente elevada para facilitar la disociación del H_2S , y la variación observada entre ellos es demasiado pequeña como para generar diferencias significativas; de este modo, la capacidad de adsorción de H_2S en nuestros biochars parece estar controlada principalmente por la microporosidad, la superficie accesible y la presencia y distribución de especies minerales activas, tanto propias del precursor como incorporadas mediante los procesos de activación.

El adsorbente comercial presentó una capacidad de captura inferior a la mayoría de los biochars sintetizados, lo que puede explicarse por una menor microporosidad efectiva y una estructura porosa menos optimizada para la adsorción de H_2S . Los biochars 5, 7 y 9 superaron al material comercial en más de un 60–85 %, demostrando el potencial de estos materiales como alternativas eficientes y de bajo costo para la eliminación de H_2S .

Un mayor contenido de cenizas favorece la presencia de minerales reactivos, lo que incrementa la captura química del H_2S . En este sentido, se ha reportado que biochars con contenidos de cenizas entre 10 y 30 % presentan incrementos significativos en la capacidad de captura, alcanzando valores del orden de 8 a 15 mg/g en materiales similares. En el presente estudio, aunque algunos biochars presentan contenidos minerales apreciables, estos no siempre coinciden con las mayores capacidades de captura, lo que sugiere que la eficiencia del proceso depende de una combinación equilibrada de mineralogía, área de microporo y accesibilidad de los sitios activos.

Con base en las propiedades texturales y químicas, se esperaba una mayor captura de H_2S en los biochars 3, 5, 7, 8 y 9. En particular, el biochar 3 presenta una captura predominantemente química, asociada a su mayor contenido de cenizas y pH elevado, mientras que los biochars 6 y 8 muestran una captura mayoritariamente física, vinculada a su elevada porosidad y menor contenido mineral. En todos los casos, el pH alcalino favorece en mayor o menor medida la contribución de mecanismos químicos.

Los biochars 5, 7 y 9 mostraron las mayores capacidades de captura de H_2S . No obstante, el biochar 7 no pudo someterse a activación debido a la escasez de material disponible, y el biochar 1 se descartó por presentar una superficie específica significativamente menor que la del resto. Como alternativa, se seleccionó el biochar 8, cuyas propiedades texturales y su capacidad de captura de CO_2 lo hacían adecuado para su inclusión en la fase de activación.

2.3.5. Activación de diferentes biochars para adsorción de H_2S

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en la captura de H_2S de los BC de partida reportado en el apartado 2.3.4, se seleccionaron las mezclas 5, 8 y 9 para la activación física mediante ultrasonido y para la impregnación de Fe y Cu. En la **Tabla 7** se listan a modo resumen la batería de biochars activados según su metodología. Los biochars activados se codificaron según el número de la mezcla de biomasa forestal de partida y su activación. Además, se muestran los resultados obtenidos de los rendimientos en la síntesis de BC activados.

El rendimiento de la activación por ultrasonido fue explicado en el apartado 2.3.2. Para la serie de BC impregnado con cobre los rendimientos de activación fueron entre el 25-57%, y en el caso de la activación con sales férricas no supera el 61%, esto puede deberse a pérdidas de masa ocasionadas por reacciones de degradación de la matriz carbonosa y/o descomposición de gases.

Respecto al rendimiento global, se calcula la producción del BC activado desde la biomasa de partida por ende se ve afectado por las variables del proceso de pirolisis para la obtención del biochar de partida.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Los resultados de los análisis elementales CHONS y de FRX se presentan en la **Tabla 8**. Para la serie de BC impregnado con cobre, se observa un alto contenido en cobre superior al 60% en peso (FRX) y un alto contenido en oxígeno por encima del 70% (CHONS), lo que evidencia una fuerte carga de cobre y una elevada oxidación superficial. Este comportamiento sugiere que la deposición del cobre podría dar lugar a la formación de agregados superficiales y, potencialmente, al bloqueo de poros, hipótesis que deberá contrastarse mediante otras técnicas de caracterización estructural y textural. En el caso de la serie de BC activados con hierro, el contenido de hierro no supera el 8% (FRX) y el contenido en carbono se mantiene en valores comparables con los BC de partida lo que indica que la impregnación con hierro no altera de forma significativa la matriz carbonosa, preservando su estructura general.

Tabla 7. Biochars activados según su metodología y aplicación para la captura de gases contaminantes.

Aplicación	Biochar	Activación	Código	Rendimiento activación (%)	Rendimiento global (%)
Captura de H ₂ S	Mezcla 5	Ultrasonido	BC5-U	93,9	20,1
	Mezcla 8	Ultrasonido	BC8-U	98,8	30,0
	Mezcla 9	Ultrasonido	BC9-U	99,3	26,7
	Comercial	Ultrasonido	BCC-U	96,1	-
	Mezcla 5	Ultrasonido + impregnación Cu	BC5-UCU	56,8	12,2
	Mezcla 8	Ultrasonido + impregnación Cu	BC8-UCU	24,4	7,4
	Mezcla 9	Ultrasonido + impregnación Cu	BC9-UCU	23,6	6,6
	Comercial	Ultrasonido + impregnación Cu	BCC-UCU	37,3	-
	Mezcla 5	Ultrasonido + impregnación Fe	BC5-UFE	53,3	11,4
	Mezcla 8	Ultrasonido + impregnación Fe	BC8-UFE	43,2	13,1
	Mezcla 9	Ultrasonido + impregnación Fe	BC9-UFE	57,5	15,5
	Comercial	Ultrasonido + impregnación Fe	BCC-UFE	60,9	-

Tabla 8. Análisis elemental CHNOS y FRX: contenido de materia orgánica e inorgánica de los diferentes BC de partida y activados.

BC Activado	CHONS (%)						FRX (ppm)					
	C	H	O	N	S	C/N	P	Ca	Al	Fe	K	Cu
BC5-UCU	30,02	0,62	68,73	0,53	<0,1	57	151	2401	3642	140	872	677631
BC5-UFE	87,72	1,22	10,96	<0,1	<0,1	NA	6340	48765	10074	7996	15667	-
BC8-UCU	10,98	0	88,85	0,07	<0,1	157	375	1565	5376	282	< 0,01	697639
BC8-UFE	60,99	1,23	37,68	<0,1	<0,1	NA	5498	25322	10868	7144	5142	-
BC9-UCU	14,08	0,09	85,41	0,32	<0,1	44	738	11761	3492	314	3926	835351
BC9-UFE	76,41	1,18	21,88	0,43	<0,1	178	4370	50892	6005	75766	11577	-
BCC-UCU	15,14	0,35	83,72	0,69	<0,1	22	121	3627	3822	194	< 0,01	705855
BCC-UFE	77,44	2,55	19,66	0,25	<0,1	310	1935	22698	7085	25112	3713	-

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

En la **Tabla 9** se presentan los resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos mediante isotermas de adsorción-desorción de CO₂ a 0°. En el caso de las activaciones con cobre, se observa una disminución notable en el área superficial respecto al BC de partida, así como en el volumen de microporo. Este comportamiento puede atribuirse principalmente al bloqueo de poros generado por la impregnación y posterior formación de especies de cobre en la superficie del material, lo que limita el desarrollo textural. Dentro de las muestras activadas con cobre, destaca el BC5-UCU, que presenta la mayor área superficial (160 m²/g), manteniendo una estructura más abierta que el resto de los materiales de esta serie.

Tabla 9. Resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos por isotermas de adsorción-desorción de CO₂ a 0°.

BC activado	Langmuir A _{sup} (m ² /g)	V _{micro} (m ³)
BC5	468	0,14
BC5-UCU	160	0,07
BC5-UFE	498	0,23
BC8	488	0,16
BC8-UCU	76	0,04
BC8-UFE	508	0,24
BC9	432	0,13
BC9-UCU	90	0,04
BC9-UFE	475	0,22
BCC	36 (BET)	-
BCC-UCU	65	0,03
BCC-UFE	337	0,16

En contraste, en la serie de BC impregnados con hierro, se observa un incremento del área superficial para todas las muestras BC5, BC8 y BC9. Este comportamiento puede atribuirse a una dispersión homogénea de las partículas de Fe sobre la superficie, lo que impide el bloqueo de poros y, en algunos casos, puede favorecer la apertura de nuevos canales. Este efecto se evidencia en el incremento del volumen del microporo, indicador directo de la apertura o generación de nuevas estructuras porosa.

La morfología superficial de los BC activados con impregnaciones metálicas se muestran a continuación. En coherencia con los resultados obtenidos en las caracterizaciones previas, las micrografías muestran el efecto de las impregnaciones metálicas de cobre y hierro.

En la **Figura 10**, se presentan las micrografías SEM y los mapas elementales obtenidos por EDX correspondientes a la serie de BC impregnados con cobre. En todas las muestras se aprecia la misma tendencia, las imágenes SEM revelan la presencia de depósitos y agregados compactos distribuidos de manera heterogénea sobre la superficie del biochar, cubriendo en ciertos casos zonas amplias de la estructura original. Esta morfología, caracterizada por acumulaciones irregulares de material particulado, sugiere que el proceso de impregnación no generó una dispersión uniforme del cobre sobre la matriz carbonosa. La superposición de los mapas EDX confirma esta observación: la señal asociada al cobre aparece fuertemente concentrada en regiones específicas, formando áreas de alta densidad elemental que coinciden con los agregados identificados por SEM. Esta distribución discontinua indica que el cobre se depositó preferentemente en forma de aglomerados localizados, lo que podría favorecer el bloqueo parcial de poros y reducir la accesibilidad de ciertas zonas de la matriz. En conjunto, la combinación de SEM y EDX evidencia una impregnación no homogénea, donde el cobre tiende a acumularse en la superficie más que incorporarse de forma uniforme en las estructuras internas del biochar.

En la **Figura 11**, se presentan las micrografías SEM y los mapas elementales obtenidos por EDX correspondientes a la serie de BCs activados con hierro. Las imágenes SEM muestran una morfología más abierta y fragmentada, con láminas y estructuras fibrilares bien definidas que mantienen la textura original del BC. No se observan depósitos masivos ni acumulaciones compactas sobre la superficie, lo que sugiere que el hierro no formó agregados voluminosos, sino que se incorporó



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



manteniendo la integridad de la matriz carbonosa. Los mapas EDX confirman esta observación, ya que la señal correspondiente al hierro aparece distribuida de manera relativamente homogénea en toda la superficie, sin concentrarse en zonas localizadas. Esta distribución uniforme indica una impregnación de las partículas dispersas en la superficie. En conjunto, las imágenes SEM–EDX revelan que el hierro se dispersó adecuadamente sobre el BC de partida y que su incorporación no generó bloqueo significativo de poros, permitiendo mantener la accesibilidad y la estructura del material, en coherencia con los resultados de las caracterizaciones previas.



BioForin cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea – NextGenerationEU.

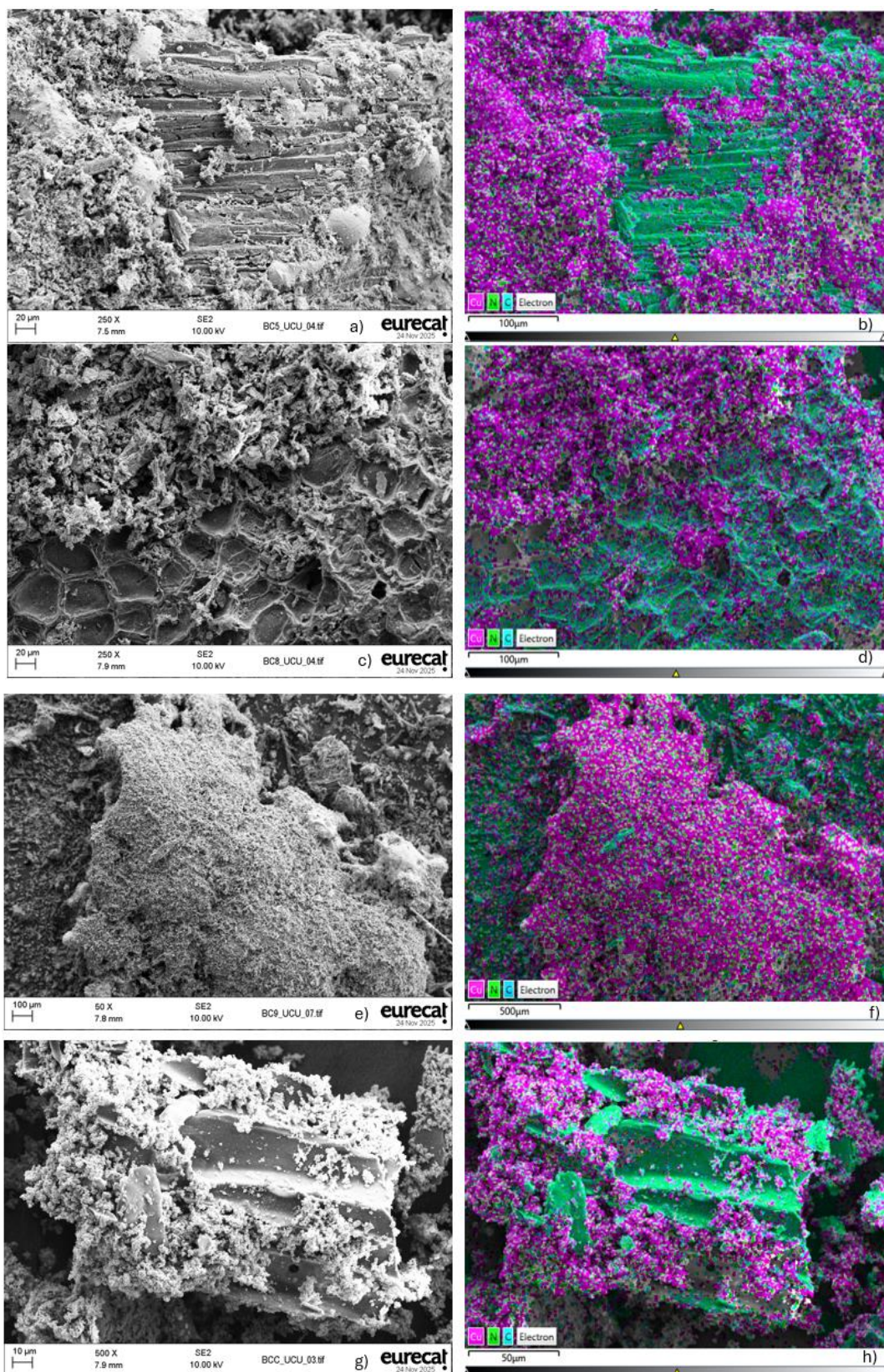
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 10. Micrografías SEM (izquierda) y mapas elementales por EDX (derecha) obtenidas para los BC activados con Cu: a,b) BC5UCU-250X, c,d) BC8UCU-250X, e,f) BC9UCU-50X y g,h) BCCUCU-500X.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

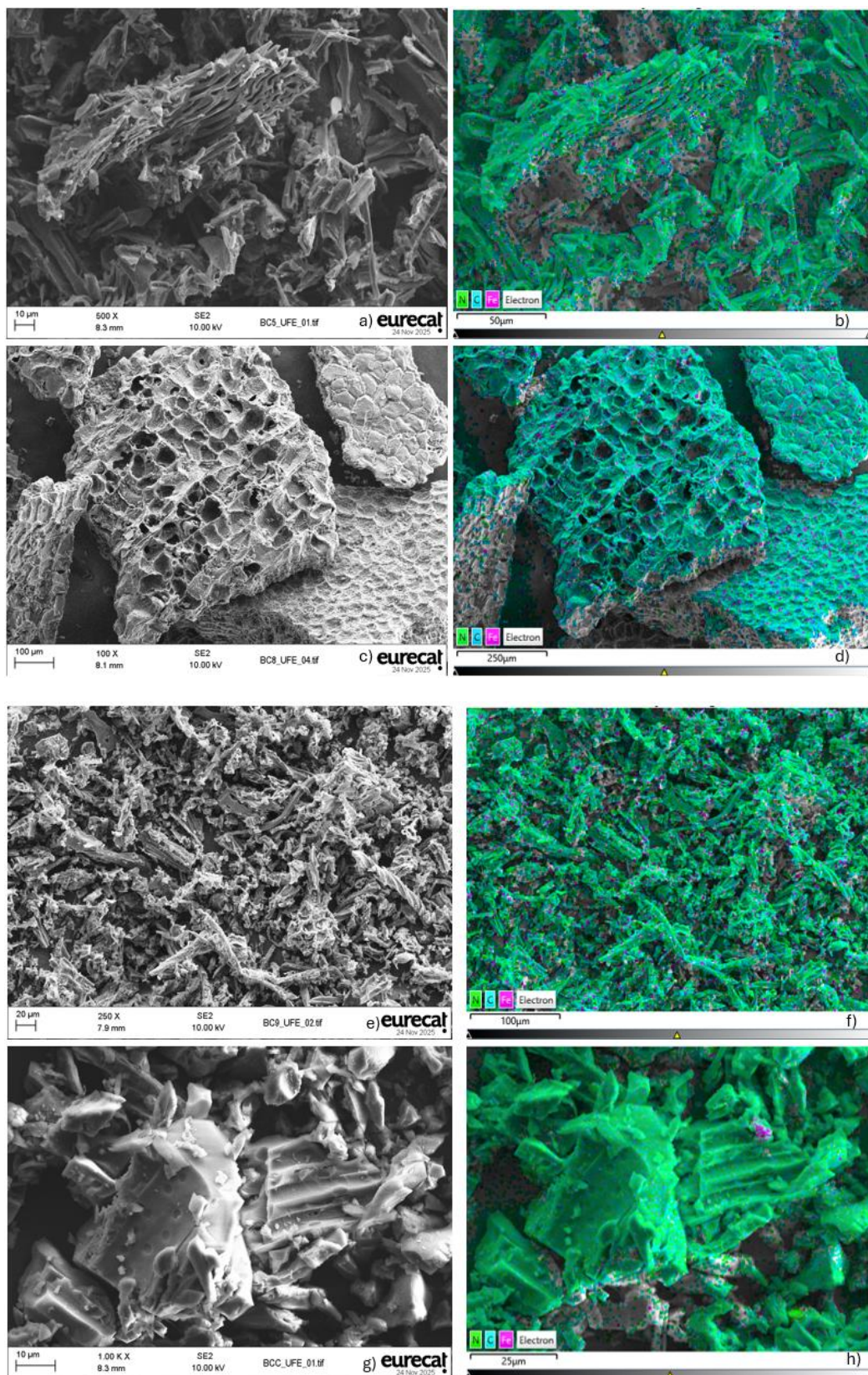


Figura 11. Micrografías SEM (izquierda) y mapas elementales por EDX (derecha) obtenidas para los BC activados con Fe: a,b) BC5UFE-250X, c,d) BC8UFE-250X, e,f) BC9UFE-50X y g,h) BCCUFE-100X.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

2.3.6. Capacidad de adsorción de H₂S de los diferentes biochars activados

Los biochars 5, 8 y 9, junto con el biochar comercial, fueron seleccionados para evaluar el efecto de distintos tratamientos de activación sobre la captura de H₂S, debido a sus propiedades texturales representativas y a su comportamiento adsorbente inicial. La adsorción de H₂S en estos materiales ocurre mayoritariamente mediante quimisorción y reacciones de oxidación superficial, que conducen a la formación de azufre elemental y/o especies sulfatadas. A diferencia de procesos dominados exclusivamente por fisisorción, estas reacciones requieren un espacio poroso suficiente, ya que los productos formados pueden bloquear los poros y limitar la accesibilidad a nuevos sitios activos.

En este contexto, los mesoporos desempeñan un papel fundamental, ya que facilitan la difusión interna del H₂S y permiten que las reacciones químicas tengan lugar sin obstruir prematuramente la estructura porosa. Los materiales con una estructura porosa jerárquica, que combina microporos para la adsorción inicial y mesoporos para la difusión y evacuación de productos reaccionados, presentan una mayor eficiencia en la captura de H₂S. Además, los mesoporos favorecen el contacto del gas con grupos funcionales oxigenados y especies minerales presentes en la superficie del biochar, incrementando la probabilidad de reacciones químicas.

La activación mediante ultrasonido mejoró la capacidad de adsorción de H₂S en la mayoría de los biochars en comparación con sus materiales de partida, siendo el biochar 5 (**Figura 12.a**) la única excepción, ya que mantuvo una capacidad prácticamente inalterada. El efecto positivo del ultrasonido se atribuye principalmente a la ruptura parcial de microporos y a la generación o ampliación de mesoporos, lo que mejora la accesibilidad interna y reduce el bloqueo de poros durante la reacción con H₂S. De este modo, los materiales con mesoporos bien desarrollados y con una química superficial activa (presencia de metales, óxidos y grupos funcionales oxigenados) presentan una mayor capacidad de captura de H₂S que aquellos excesivamente microporosos.

Adicionalmente, la energía ultrasónica puede exponer y generar nuevos grupos funcionales oxigenados, así como liberar o redistribuir especies minerales previamente encapsuladas en la matriz carbonosa. Estos cambios incrementan la reactividad superficial, un factor clave para la quimisorción y oxidación del H₂S lo que demuestra el aumento en la capacidad de captura de estos materiales (**Tabla 10**).

En las activaciones con cobre, se detectó una disminución notable del área superficial y del volumen de microporos respecto a los biochars de partida. Este comportamiento se atribuye principalmente al bloqueo de poros generado durante la impregnación y a la posterior formación de especies de cobre sobre la superficie del material, lo que limita el desarrollo textural. Las imágenes SEM muestran, en todas las muestras activadas con Cu, la presencia de depósitos y agregados compactos distribuidos de manera heterogénea, que cubren parcial o totalmente zonas de la estructura original del biochar. Como consecuencia, la accesibilidad a los poros se reduce significativamente y la capacidad de captura de H₂S disminuye en la mayoría de los biochars activados con este metal. No obstante, en los biochars 5 (**Figura 12.a**) y comercial (**Figura 12.d**) se observó un aumento de la capacidad de captura, lo que podría atribuirse a una impregnación más homogénea, que permitió mantener activos los sitios reactivos sin un bloqueo excesivo de la porosidad.

Para las impregnaciones con Fe, no se observan depósitos masivos ni acumulaciones compactas sobre la superficie, lo que sugiere que el hierro no formó agregados voluminosos, sino que se incorporó manteniendo la integridad de la matriz carbonosa. Sin embargo, en la activación con hierro se observó que los biochars 5 (**Figura 12.a**) y 9 (**Figura 12.c**) experimentaron un empeoramiento en la captura de H₂S, mientras que el biochar 8 (**Figura 12.b**) mantuvo un comportamiento similar. Por el contrario, el biochar comercial (**Figura 12.d**) presentó un incremento notable de aproximadamente 22 %. Este comportamiento se explica por la especiación y distribución del hierro en la superficie y dentro de los poros, ya que especies como Fe₃O₄ pueden reaccionar directamente con el H₂S disuelto en la fina película de agua presente en los poros. No obstante, una carga excesiva de hierro puede provocar el bloqueo de la microporosidad y reducir la actividad del adsorbente.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Tabla 10. Capacidad de captura de H_2S para 3 biochars seleccionados a partir de los resultados de captura obtenidos para los biochars de partida procedentes de residuos forestales y el biochar comercial. Los valores se muestran en unidades de $mmol/g_{ads}$ y mg/g_{ads} .

Mezcla	Captura de H_2S ($mmol/g_{ads}$)	Captura de H_2S (mg/g_{ads})	% mejora/ %reducción
Activaciones con ultrasonido			
5	0,49	15,85	-1,30
8	0,39	12,62	20,70
9	0,48	16,50	7,49
Biochar comercial	0,29	9,84	14,07
Activaciones con ultrasonido + impregnación con Fe			
5	0,46	14,65	-8,75
8	0,32	11,07	-0,73
9	0,43	13,88	-9,56
Biochar comercial	0,33	10,60	22,83
Activaciones con ultrasonido + impregnación con Cu			
5	0,63	20,13	25,36
8	0,30	9,61	-7,98
9	0,46	14,64	-4,61
Biochar comercial	0,35	11,11	28,74

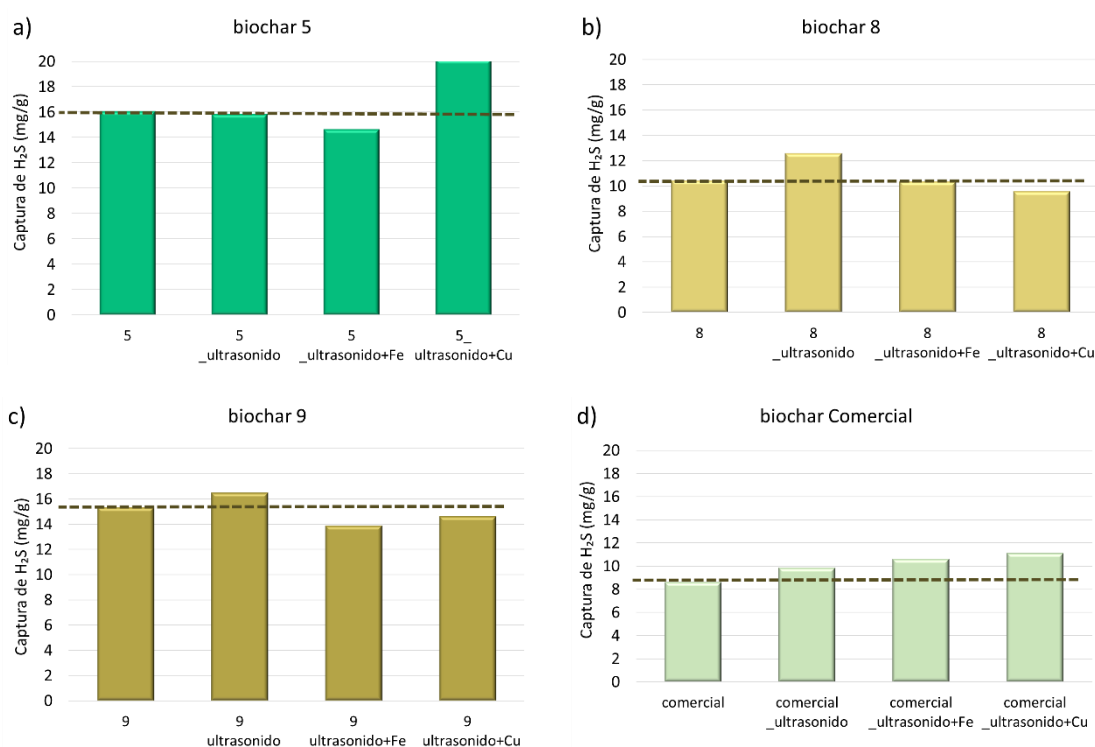


Figura 12. Captura de H_2S para el biochar de partida y sus diferentes activaciones: a) biochar 5, b) biochar 8, c) biochar 9 y d) biochar comercial.

Diversos estudios han demostrado que los metales de transición y sus óxidos (Cu, Zn, Mn, Fe, Ce, entre otros) presentan una elevada afinidad por el azufre y pueden mejorar la eliminación de H_2S incluso cuando reducen el área superficial del material. En el caso de biochars cargados con Cu, se ha reportado la formación de especies como CuS , $CuSO_4$ y Cu_2S , responsables de la captura química del

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

H₂S. No obstante, también se ha evidenciado que una impregnación excesiva puede deteriorar la estructura porosa y reducir el rendimiento adsorbente.

En conjunto, estos resultados confirman que la captura eficiente de H₂S requiere un equilibrio adecuado entre estructura porosa, accesibilidad de los poros y química superficial activa, y que los tratamientos de activación deben optimizarse cuidadosamente para evitar el bloqueo de poros y maximizar la reactividad del material.

2.4. Conclusiones

Los biochars desarrollados en este proyecto presentan un rendimiento significativamente superior al del biochar comercial utilizado como referencia. Todos los materiales sin activar muestran una capacidad de captura de CO₂ igual o superior a la del material comercial, destacando el biochar 7, que alcanza un 31% de captura, así como los biochars obtenidos a partir de residuos agrícolas, que superan en un 15% el biochar comercial de referencia.

En la captura de H₂S, los biochars sin modificar también superan ampliamente al biochar comercial. Se observan incrementos notables, como el 86% de mejora en el biochar 5 y aproximadamente 70% en los biochars 7 y 9, lo que confirma el elevado potencial de estas formulaciones como adsorbentes avanzados.

En relación con los procesos de activación, la activación física por ultrasonido mejora la captura de H₂S en todos los biochars evaluados, llegando a un 20% adicional en el biochar 8. Sin embargo, en lo que respecta a la captura de CO₂, ni el ultrasonido ni la combinación ultrasonido+urea incrementan la capacidad de adsorción respecto al material de partida, con la única excepción del biochar 5, donde sí se observa una mejora. Estas observaciones refuerzan que la activación física, aunque beneficiosa para H₂S, no impacta de forma generalizada en la adsorción de CO₂. Aun así, la activación física presenta ventajas claras frente a la activación química: no requiere reactivos, evita etapas de lavado y neutralización, reduce la generación de residuos y disminuye los costes operativos, todo ello manteniendo mejoras relevantes en la captura de H₂S.

Por otro lado, las impregnaciones metálicas permiten mejoras específicas: la incorporación de Cu incrementa en un 25% la capacidad de captura del biochar 5, y la impregnación con Fe mejora en un 29% el rendimiento del biochar comercial. No obstante, estas técnicas implican mayor complejidad operativa y uso de reactivos, lo que hace especialmente atractivas las estrategias físicas por su menor impacto ambiental y su simplicidad.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

3. Tratamiento de efluentes acuosos con biochar

3.1. Introducción

Los efluentes acuosos procedentes de actividades urbanas, industriales y agronómicas constituyen matrices complejas cuya composición química puede incluir nutrientes, metales pesados, materia orgánica recalcitrante y contaminantes emergentes de gran relevancia regulatoria. Su adecuada gestión representa un desafío creciente tanto para las estaciones depuradoras como para las estrategias de economía circular vinculadas a la valorización de subproductos. La presencia simultánea de especies inorgánicas como nitratos, amonio o metales traza junto con contaminantes orgánicos persistentes, incluidos fármacos, pesticidas o compuestos perfluoroalquilados (PFAS), demanda tecnologías de eliminación selectivas, eficientes y capaces de operar en condiciones altamente variables.

Entre las tecnologías de tratamiento avanzado, la adsorción se ha consolidado como una alternativa versátil y eficaz, especialmente cuando se emplean materiales carbonosos con elevada porosidad, grupos funcionales reactivos y estabilidad química. En los últimos años, los productos derivados de procesos termoquímicos como la pirólisis o la gasificación particularmente el biochar han emergido como adsorbentes de bajo coste y alto potencial ambiental. Su capacidad para retener nutrientes, metales pesados y compuestos orgánicos se ha documentado ampliamente, con eficiencias que pueden superar el 90 % en el caso de metales traza y contaminantes emergentes tras modificaciones superficiales apropiadas¹².

La interacción adsorbente–contaminante, sin embargo, depende en gran medida de factores como el pH, la conductividad eléctrica, la fuerza iónica o la presencia de iones competidores, lo que hace imprescindible la caracterización detallada de las matrices acuosas antes de seleccionar cualquier estrategia de tratamiento. En este estudio se consideraron soluciones reales y sintéticas representativas de escenarios actuales: permeados de ultrafiltración ricos en nitratos, digestatos con altas concentraciones de amonio, aguas sintéticas que simulan escorrentía urbana con metales pesados y efluentes secundarios dopados con PFAS. Cada uno de estos contaminantes presenta riesgos asociados a eutrofización, toxicidad, movilidad ambiental, bioacumulación o persistencia extrema que justifican la búsqueda de adsorbentes sostenibles y de alto rendimiento¹³.

De los materiales carbonosos obtenidos de las diferentes mezclas de biomasa en la sub-acción C3.3, la evaluación sistemática mediante ensayos en lote (batch) permite determinar su afinidad y capacidad de adsorción bajo condiciones controladas, así como derivar isotermas y parámetros cinéticos relevantes. Esta aproximación se alinea con estudios previos que destacan la eficacia del biochar en la remoción de metales, nutrientes y contaminantes orgánicos en medios acuosos, especialmente cuando su estructura y química superficial favorecen mecanismos de interacción como complejación, intercambio iónico, precipitación o adsorción física¹⁴.

Bajo este marco, el presente trabajo investiga la capacidad intrínseca de diez biochars derivados de residuos forestales para adsorber nitrato, amonio, metales pesados y PFAS y sus activaciones correspondientes, empleando matrices acuosas representativas y condiciones experimentales reproducibles. Los resultados obtenidos permitirán identificar los materiales más prometedores para futuras fases de ensayos en dinámico y a escala piloto en el contexto relevante del proyecto.

¹² Hayder G, Naim RM. 2025. Biochar-based nanocomposites from waste biomass: a sustainable approach for wastewater treatment and renewable bioenergy. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering* 12:117-147. <https://doi.org/10.1002/advs.202410383>

¹³ Mei Y, Zhuang S, Wang J. Adsorption of heavy metals by biochar in aqueous solution: A review. *Sci Total Environ.* 2025 Mar 10;968:178898. doi: 10.1016/j.scitotenv.2025.178898. Epub 2025 Feb 21. PMID: 39986038.

¹⁴ Bayar, J., Ali, N., Dong, Y. et al. Biochar-based adsorption for heavy metal removal in water: a sustainable and cost-effective approach. *Environ Geochem Health* 46, 428 (2024). <https://doi.org/10.1007/s10653-024-02214-w>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Descripción del ensayo en batch

La adsorción en fase líquida mediante ensayos en lote (batch) es una metodología ampliamente utilizada para evaluar el comportamiento de materiales adsorbentes frente a soluciones acuosas contaminadas. En este tipo de configuración, el adsorbente sólido se pone en contacto con un volumen conocido de disolución, de modo que la eliminación del contaminante se produce a través de mecanismos de adsorción superficial, intercambio iónico, precipitación o complejación con los grupos funcionales del material. El parámetro clave es la concentración residual del contaminante una vez alcanzado el equilibrio, lo que permite construir isoterms y determinar la capacidad máxima de adsorción bajo condiciones controladas. El análisis de las curvas de remoción en función del tiempo permite, además, estudiar la cinética del proceso y diferenciar entre mecanismos de difusión externa o adsorción superficial. Este enfoque constituye una herramienta esencial para comparar materiales adsorbentes de diferente origen, composición o tratamiento previo para identificar aquellos con mayor potencial de aplicación a escala.

Para evaluar la capacidad de adsorción de los distintos biochars producidos en la sub-acción C3.3 se empleó el sistema experimental mostrado en la **Figura 13**. Dicho sistema consiste en una incubadora de agitación controlada equipada con bandejas de soporte para los recipientes de reacción, una centrífuga para la separación sólido-líquido tras el tiempo de contacto y un sistema de filtración final mediante membranas de PTFE de 0,45 µm. Además, para la manipulación de disoluciones dopadas con PFAS se utilizó una campana de extracción certificada para evitar emisiones y garantizar la seguridad del personal técnico.



Figura 13. Incubadora utilizada en el proceso de adsorción en fase sólida-líquida

Las matrices líquidas seleccionadas representan distintos escenarios reales y sintéticos:

- Permeado de Ultrafiltración de la EDAR Maresme: compuesto objetivo NO_3^- .

pH	CE µS/cm	DQO mg/L	NH_4^+ mg/L	NO_3^- mg/L	Ca^{2+} mg/L	Mg^{2+} mg/L	K^+ mg/L	Na^+ mg/L	PO_4^{3-} mg/L	SO_4^{2-} mg/L	Cl^- mg/L
8,2	11366	448	0,44	1410	262	109,7	1050	1270	17,8	408	2427

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

- Digestato líquido Vallès: compuesto objetivo NH_4^+ .

pH	CE $\mu\text{S}/\text{cm}$	DQO mg/L	TIC mg/L	TOC mg/L	NH_4^+ mg/L	Ca^{2+} mg/L	K^+ mg/L	Na^+ mg/L	Cl^- mg/L	SO_4^{2-} mg/L	Zn $\mu\text{g}/\text{L}$	Cu $\mu\text{g}/\text{L}$
6,8	8500	4900	307	1570	623	217	519	457	764	342	1160	143

- Agua de escorrentía superficial urbana (sintética): compuestos objetivo metales pesados.

Esta disolución sintética se prepara en el laboratorio con la siguiente composición: agua milli-Q dopada con $170 \mu\text{g}/\text{L}$ Cu, $853 \mu\text{g}/\text{L}$ Zn, $12 \mu\text{g}/\text{L}$ Mo, $6 \mu\text{g}/\text{L}$ Sb, $645 \mu\text{g}/\text{L}$ Ba y $61 \mu\text{g}/\text{L}$ Pb.

- Agua secundario EDAR Montornès (dopada): compuestos objetivo PFAS.

Las pruebas iniciales que se hicieron con esta disolución mostraban concentraciones muy bajas de PFAS. Por tanto, para este experimento se llevará a cabo el dopaje con distintos compuestos (PFHxA, PFBS, PFHxS, PFOA, PFOS) para trabajar con una concentración inicial de $10 \mu\text{g}/\text{L}$ PFAS (total).

Cada una de estas soluciones presenta propiedades fisicoquímicas específicas (pH, conductividad eléctrica, carga iónica, competencia entre especies) que condicionan los mecanismos de adsorción y, por tanto, la interpretación de los resultados.

El objetivo de estos ensayos fue determinar la capacidad intrínseca de adsorción de cada uno de los diez biochars evaluados frente a sus respectivos contaminantes objetivo. Para ello se trabajó con una masa fija de 1 g de adsorbente y un volumen constante de 50 mL de disolución, manteniendo condiciones experimentales homogéneas con el fin de garantizar la comparabilidad entre materiales. La agitación se estableció en 150 rpm y la temperatura se mantuvo a 25°C durante todo el ensayo, condiciones seleccionadas por su relevancia para aplicaciones a escala industrial y por su capacidad para minimizar variaciones debidas a efectos térmicos.

3.2.2. Procedimiento experimental

Cada ensayo se preparó pesando exactamente 1 g del biochar seleccionado en recipientes de 100 mL. Posteriormente se añadieron 50 mL de la disolución correspondiente (nitrato, amonio, metales pesados o PFAS) y los recipientes se introdujeron en la incubadora, donde permanecieron bajo agitación constante a 150 rpm. El tiempo de contacto se fijó en función de la estabilización previa observada en pruebas preliminares y se extendió hasta alcanzar el equilibrio o una cinética suficientemente lenta para asegurar la validez del análisis posterior.

Tras el tiempo de contacto, cada muestra se transfirió a tubos Falcon y se centrifugó para separar el sólido del sobrenadante. La fase líquida se filtró mediante membranas de PTFE de $0,45 \mu\text{m}$ con el fin de evitar el arrastre de partículas finas que pudieran interferir en la cuantificación analítica. La fracción sólida se gestionó como residuo contaminado siguiendo las directrices de seguridad del laboratorio.

La concentración residual de cada contaminante se determinó mediante técnicas específicas según su naturaleza: espectrometría ICP-OES para metales pesados, analizadores de nutrientes para nitrato y amonio, espectroscopía para parámetros globales y cromatografía líquida de alta resolución (LC-MS/MS) para la determinación de PFAS individuales o totales. Cada análisis se realizó por duplicado para garantizar la reproducibilidad de los resultados.

3.2.3. Tratamiento de datos de equilibrio y cinética

A partir de las concentraciones medidas en la disolución tras el equilibrio se determina la cantidad adsorbida por unidad de masa de biochar mediante un balance de materia en el sistema. La construcción de isotermas de adsorción permite estimar parámetros como la capacidad máxima, la afinidad del material y el ajuste a modelos teóricos (Langmuir o Freundlich), mientras que las curvas de remoción en función del tiempo permiten analizar la cinética del proceso y ajustar modelos representativos.

El área bajo la curva de concentración frente al tiempo representa la evolución del proceso y, en el caso de estudios cinéticos, se integra mediante el método de los trapecios para cuantificar la masa de contaminante no adsorbida a lo largo del ensayo.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

3.2.4. Métodos de activación

Con base a las condiciones experimentales descritas y a los resultados obtenidos en los ensayos con los materiales de partida, se seleccionaron únicamente aquellos biochars que mostraron un comportamiento susceptible de postratamiento. Estos materiales fueron considerados los candidatos idóneos para las etapas posteriores del estudio, incluyendo los procesos de activación destinados a optimizar su capacidad de adsorción.

3.2.4.1. Activación de biochar para PFOS-PFOA y PFHXA-PFBS

Se aplicaron tres métodos de activación al biochar con el objetivo de funcionalizar un total de 11 materiales mediante tratamientos químicos con HCl, KMnO_4 y MgCl_2 y NaOH ^{15,16}, con el objetivo de adsorber amonio y PFAS.

Procedimiento experimental

a) Tratamiento químico con HCl

La modificación ácida se llevó a cabo mezclando el BC de partida con una solución de HCl 1 M, utilizando una relación sólido/líquido de 1:20 (g:mL). La suspensión se agitó a 150 rpm durante 24 h para permitir la activación ácida del material. Finalizado el contacto, se descartó la solución ácida, el BC se lavó con agua destilada hasta alcanzar pH neutro. Finalmente, el material se secó en estufa a 60 °C durante 24 h. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

b) Tratamiento químico con KMnO_4

La modificación oxidante se realizó mezclando el BC de partida con una solución de KMnO_4 0,1 M, utilizando una relación sólido/líquido de 1:20 (g:mL). La mezcla se agitó a 150 rpm durante 24 h a temperatura ambiente para promover la oxidación superficial del material. Finalizado el contacto, se descartó la solución de KMnO_4 , el BC se lavó con agua destilada hasta alcanzar pH neutro. Finalmente, el material se secó en estufa a 60 °C durante 24 h. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

c) Tratamiento químico con MgCl_2

La modificación química se realizó mezclando el BC de partida con una solución de MgCl_2 1,7 M, hasta obtener una pasta homogénea. La mezcla se secó en estufa a 105 °C durante 24 h. Luego, se procedió al tratamiento térmico en horno tubular a 600 °C bajo atmósfera de nitrógeno durante 3 h. Finalmente, se lavó el material y se secó a 105 °C durante 24 h. El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

3.2.4.2. Activación de biochar para amonio

Se aplicó un método de activación al BC de partida con sales metálicas con el objetivo de dopar el material con Mg¹⁷.

Procedimiento experimental

a) Tratamiento químico dual con MgCl_2 y NaOH

La modificación química se realizó mezclando el BC de partida con una solución de MgCl_2 1,25 M y se dejó en agitación por 30 min. Posteriormente, se adicionó una disolución de NaOH a 2,5 M a la mezcla. Tras agitar con un agitador magnético durante 12 h a 120 rpm, la mezcla se mantuvo en reposo a 25 °C durante 24 h. El material se lavó y se secó a 80 °C durante 48 h. Luego, se procedió al tratamiento

¹⁵ Zhang, Y. et al. (2023). Enhanced Removal of Polyfluoroalkyl Substances by Simple Modified Biochar: Adsorption Performance and Theoretical Calculation. ACS ES&T Water, 3, 817–826. <https://doi.org/10.1021/acsestwater.2c00597>

¹⁶ Riddle, M., Hettiarachchi, G. M., & McLean, J. E. (2019). Impact of biochar coated with magnesium (hydr)oxide on phosphorus availability in two contrasting soils. Science of the Total Environment, 694, 133713. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133713>

¹⁷ Tan, X., Xu, J., Yin, Q., Liu, Y., Gu, Y., Liu, C., & Yang, S. (2023). Efficient removal of ammonium in aqueous solution by ultrasonic magnesium-modified biochar. Chemical Engineering Journal, 461, 142072. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142072>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

térmico en horno tubular a 450°C bajo atmósfera de nitrógeno durante 2 h. Finalmente, El BC activado se almacenó en un recipiente hermético bajo atmósfera inerte hasta su evaluación.

3.3. Resultados experimentales

3.3.1. Capacidad de adsorción de NO_3^- en matriz acuosa

Los resultados obtenidos en los ensayos en batch con permeado de ultrafiltración de la EDAR del Maresme muestran que la capacidad de absorción de nitrato por parte de los diferentes biochars de partida es, en general, limitada, con valores máximos de 7,79 % de adsorción. Este comportamiento es coherente con lo descrito en la literatura para materiales carbonosos no activados, cuya afinidad por aniones oxigenados como NO_3^- suele ser baja debido a la naturaleza predominantemente neutra o ligeramente básica de sus superficies y la ausencia de grupos funcionales con carga positiva que faciliten la adsorción electrostática¹⁸. Aun así, se observan diferencias significativas entre los materiales evaluados, lo que permite identificar tendencias en función del origen de la biomasa y de su composición textural.

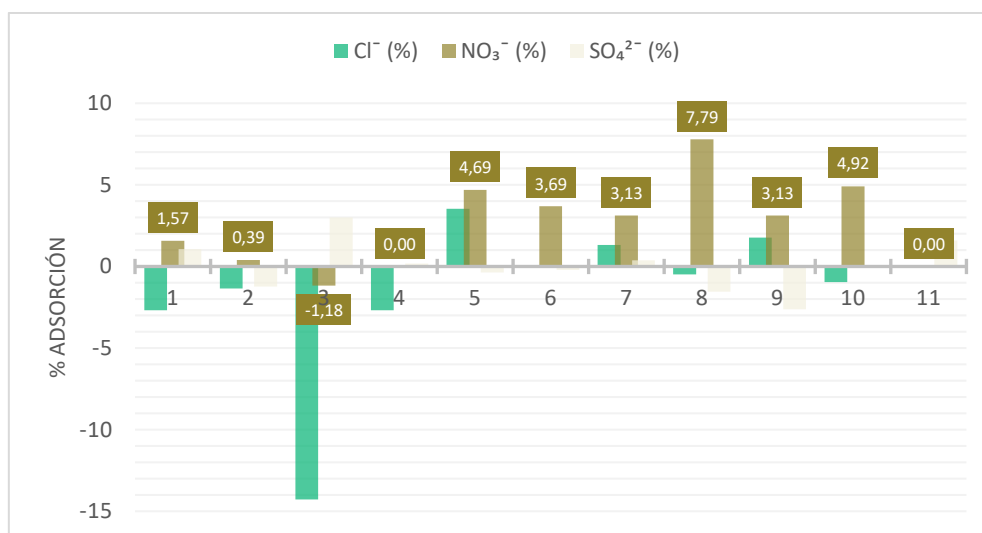


Figura 14. Comparación de la capacidad de adsorción NO_3^- de los diferentes biochars de partida y un biochar comercial.

El Biochar 8 destaca por alcanzar la mayor adsorción de nitrato (7,79 %), seguido por los biochars 5 y 10. Aunque los porcentajes son modestos, la distribución revela que ciertos materiales presentan características que favorecen parcialmente la interacción con NO_3^- . En particular, el biochar 8 (derivado de pino piñonero) es uno de los materiales con mayor desarrollo microporoso y alta accesibilidad superficial, lo que podría mejorar la difusión del anión y favorecer interacciones específicas en los sitios activos disponibles. De forma similar, los biochars 5 y 7, procedentes de encina y mezcla de coníferas, muestran valores superiores al promedio, lo que sugiere que las biomásas forestales generan estructuras carbonosas más adecuadas para la retención parcial de especies aniónicas incluso sin activación.

Por el contrario, los biochars procedentes de matrices más heterogéneas (1, 2, 3 y 4), incluyendo fracción orgánica, hojas o digestato, presentan eliminaciones cercanas a cero o incluso valores negativos. Estos resultados se relacionan con su mayor carga inorgánica, menor microporosidad y presencia de fases minerales que pueden competir con el anión nitrato o desplazarlo en solución.

La presencia de aniones competidores especialmente Cl^- (2427 mg/L) y SO_4^{2-} (408 mg/L) en la disolución inicial debe considerarse al interpretar los resultados. En efecto, algunos biochars muestran variaciones negativas en Cl^- o SO_4^{2-} , lo que indica fenómenos de desorción o intercambio iónico

¹⁸ He, Z.; Wang, C.; Cao, H.; Liang, J.; Pei, S.; Li, Z. Nitrate Absorption and Desorption by Biochar. *Agronomy* 2023, 13, 2440. <https://doi.org/10.3390/agronomy13092440>

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

inverso. Estos procesos son característicos en matrices con elevada salinidad, como es el caso del permeado de ultrafiltración empleado, donde la movilidad relativa de los aniones y su afinidad por la superficie del biochar pueden alterar el balance de masa aparente.

En conjunto, los biochars 8, 5, 10 y 6 presentan los mejores resultados relativos, aunque ninguno alcanza niveles elevados de retención. El biochar comercial, utilizado como referencia, muestra una eliminación nula (0 %), lo que subraya la dificultad de remover nitratos en esta matriz sin recurrir a materiales activados o modificados químicamente.

Con el fin de obtener parámetros de equilibrio y evaluar la capacidad máxima de adsorción, se realizaron ensayos adicionales con el biochar comercial empleando diferentes concentraciones iniciales de nitrato (10–100 mg/L). Los resultados muestran valores de adsorción muy variables, sin una tendencia clara con la concentración inicial, incluyendo incluso un caso de desorción a 15 mg/L. Esta dispersión indica que la interacción entre el nitrato y la superficie del biochar es débil y fuertemente condicionada por las condiciones del medio.

Tabla 11. Isotermas de adsorción para NO_3^- del biochar comercial

Inicial (mg/L)		Adsorción (%)		q_equilibrio (mg/g)
NO_3^-	NH_4^+	NH_4^+	NO_3^-	NO_3^-
10	2,9	93,8 %	11 %	0,054
15	4,4	90,81 %	-4,66 %	-0,034
30	8,7	82,77 %	8 %	0,118
50	14,5	80,02 %	9,8 %	0,241
100	29,0	69,69 %	17,8 %	0,879

Los valores de q_e obtenidos (0,054–0,879 mg/g) confirman que la retención de NO_3^- es, en general, baja y que la adsorción no específica domina el proceso, probablemente mediante mecanismos de interacción física o retención parcial en microporos accesibles. El ajuste no lineal de los datos experimentales muestra que el modelo de Langmuir no describe adecuadamente el sistema, mientras que el modelo de Freundlich proporciona un ajuste relativamente mejor, coherente con una superficie heterogénea y la ausencia de una saturación clara dentro del rango de concentraciones estudiado.

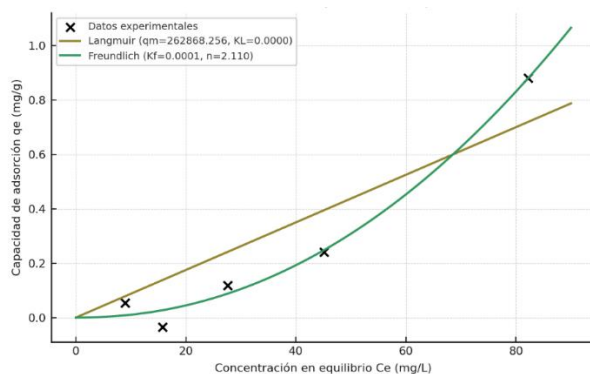


Figura 15. Isotermas de adsorción (ajuste no lineal) para NO_3^- del biochar comercial

En conjunto, este comportamiento confirma que, aunque el biochar comercial no presenta un rendimiento notable en la eliminación de nitratos, su uso como material de referencia es útil para comparar la evolución de la capacidad adsorptiva tras tratamientos de activación.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

3.3.2. Capacidad de adsorción de NH_4^+ de la fracción líquida de digestato

Los resultados obtenidos en los ensayos de adsorción con digestato líquido del Vallès muestran que la capacidad de retención de NH_4^+ por los diferentes biochars evaluados es, en general, limitada, con porcentajes máximos de adsorción de 16,34 %. El rango es coherente con lo descrito para materiales carbonosos no activados, cuya afinidad por cationes monovalentes suele ser baja debido a la competencia con otras especies iónicas presentes en matrices complejas y al predominio de superficies neutras o ligeramente básicas. La elevada fuerza iónica del digestato ($\text{CE} \approx 8.500 \mu\text{S}/\text{cm}$), junto con la presencia de altas concentraciones de K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- y SO_4^{2-} , condiciona fuertemente los mecanismos de adsorción y contribuye a la variabilidad observada entre materiales.

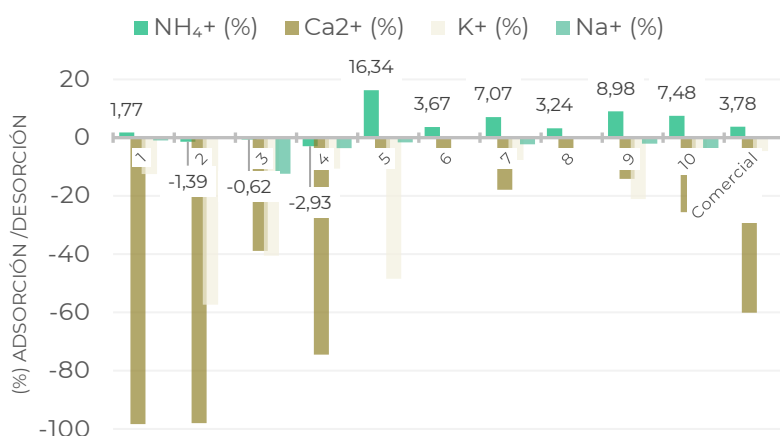


Figura 16. Comparación de la capacidad de adsorción NH_4^+ de los diferentes biochars de partida y un biochar comercial

Dentro del conjunto analizado, el biochar 5 destaca como el adsorbente con mayor capacidad de eliminación de NH_4^+ , alcanzando un 16,34 %. Este resultado sugiere la presencia de sitios superficiales con afinidad específica por especies amónicas o un posible intercambio catiónico favorecido por la composición mineralógica residual del material. Los biochars 7, 9 y 10 también presentan eliminaciones apreciables (7,07 %, 8,98 % y 7,48 %, respectivamente), lo que indica que ciertos materiales muestran una interacción moderada con NH_4^+ aun en condiciones de fuerte competencia iónica.

Por el contrario, los biochars 1, 2, 3 y 4 exhiben adsorciones prácticamente nulas o incluso negativas, lo que implica fenómenos de desplazamiento de amonio desde la superficie del biochar hacia la disolución. Este comportamiento es característico de materiales con alta carga mineral o con abundancia de cationes intercambiables originalmente presentes en su estructura, los cuales pueden liberarse en solución y elevar la concentración de NH_4^+ medido en el sobrenadante. En particular, los biochars 2 y 4 presentan los valores más negativos (-1,39 % y -2,93 %), lo que sugiere una baja estabilidad iónica superficial o un predominio de mecanismos competitivos desfavorables.

El biochar 6, aunque presenta una eliminación moderada de NH_4^+ (3,67 %), destaca por ser uno de los materiales con menor contenido mineral y menor variabilidad analítica. Este comportamiento sugiere que una activación superficial podría mejorar de forma significativa su rendimiento, aunque en su estado actual no se sitúa entre los más prometedores. El biochar comercial, empleado como referencia, muestra un comportamiento medio (3,78 % de eliminación), coherente con lo esperado para materiales carbonosos no modificados.

La interpretación de estos resultados requiere considerar además la evolución simultánea de Ca^{2+} , K^+ y Na^+ en solución, ya que la eliminación de NH_4^+ no puede analizarse de forma aislada en una matriz con elevada competencia iónica. De hecho, se observa que los biochars que presentan eliminaciones positivas de NH_4^+ suelen mostrar incrementos en la concentración de K^+ o Na^+ , lo que indica posibles procesos de intercambio catiónico que desplazan estos cationes desde la superficie del biochar hacia el medio líquido. Este fenómeno es especialmente evidente en los biochars 5 y 7, que muestran incrementos de K^+ superiores al 40 %, compatibles con la liberación de potasio intercambiable.

En conjunto, los biochars 5, 7, 9 y 10 destacan como los materiales con mayor capacidad de interacción con NH_4^+ en esta matriz compleja. Aunque los valores absolutos de eliminación no son elevados, sí muestran tendencias claras que justifican su consideración para fases de activación física o química

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

que puedan incrementar la densidad de sitios catiónicos y mejorar la selectividad. El biochar comercial se mantiene como material de referencia dada su disponibilidad y comportamiento intermedio.

3.3.3. Capacidad de adsorción de metales pesados en la disolución sintética de escorrentía urbana

Los resultados obtenidos en la matriz sintética de escorrentía urbana muestran que la mayoría de los biochars evaluados presentan una elevada capacidad de retención para los metales pesados Cu, Zn, Ba y Pb, alcanzándose valores de eliminación superiores al 95 % en numerosos casos. Este comportamiento es coherente con lo descrito para materiales carbonosos con superficies heterogéneas y grupos funcionales oxigenados, que facilitan la complejación metálica y el intercambio catiónico, especialmente en soluciones diluidas. Sin embargo, la respuesta frente a otros elementos presentes en menor concentración como Mo, Sb y Sn es más variable y en algunos casos negativa, lo que evidencia diferencias marcadas en la afinidad específica de los distintos materiales.

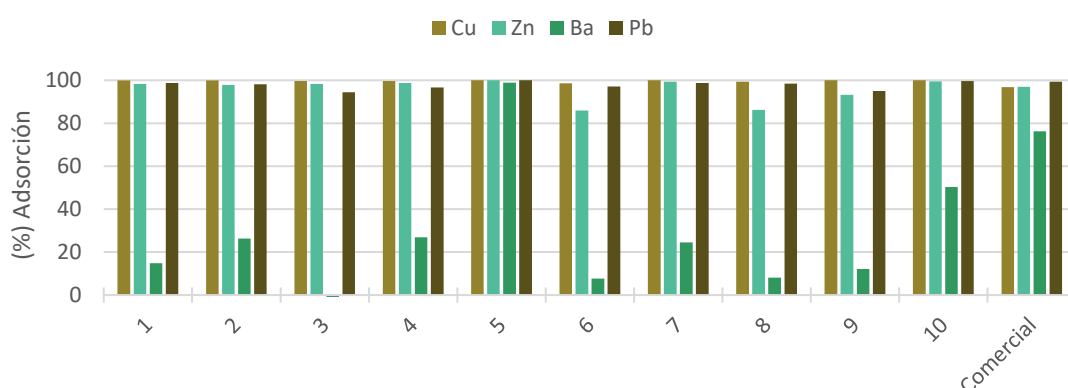


Figura 17. Comparación de la capacidad de adsorción de metales pesados por los diferentes biochars de partida y un biochar comercial.

Dentro del conjunto evaluado, el biochar 5 destaca como el adsorbente con mejor rendimiento integral. Este material logró la eliminación completa (100 %) de Cu, Zn y Pb, además de una eliminación muy elevada de Ba (98,8 %). Su comportamiento sobresaliente sugiere la presencia de una red microporosa accesible y una química superficial favorable para la retención de cationes divalentes y pesados, posiblemente asociada a una menor fracción mineral y a la existencia de grupos funcionales con alta capacidad de complejación. Los biochars 1, 2, 3, 7, 9 y 10 también muestran valores de eliminación muy elevados (>97 % para Cu y Pb), lo que confirma que, incluso sin activación, los materiales evaluados presentan un desempeño competitivo en la captura de metales.

Los resultados obtenidos para Zn y Ba muestran una tendencia similar, con eliminaciones que en la mayoría de los casos superan el 90 %, excepto en los biochars 6 y 8 para Zn (85,9–86,1 %) y en algunos materiales con menor accesibilidad porosa. Esta variabilidad se relaciona con la distribución interna de poros y la presencia de fracciones minerales capaces de actuar como competidores iónicos o de bloquear parcialmente la accesibilidad a los sitios activos. Aun así, los resultados demuestran que la estructura carbonosa desarrollada en la gasificación es adecuada para la retención de cationes metálicos incluso sin procesos adicionales de activación.

Por el contrario, la adsorción de elementos como Mo, Sb y Sn presenta comportamientos notablemente distintos. La eliminación de Mo es negativa o muy reducida en la mayoría de los biochars, lo que indica procesos de desorción o desplazamiento por parte de otros aniones presentes en solución. En el caso de Sb y Sn, aunque algunos materiales como los biochars 1, 2 y 7 muestran eliminaciones superiores al 20 %, la variabilidad entre réplicas y biochars sugiere una afinidad más limitada y una alta competencia por parte de especies presentes en la matriz sintética. Este comportamiento heterogéneo coincide con la naturaleza menos complejante de estos metales, los cuales requieren, en general, superficies funcionalizadas o tratamientos de activación específicos para lograr retenciones sostenidas.

En conjunto, los biochars 1, 2, 5, 7, 9 y 10 destacan como los materiales con mayor eficiencia global para la eliminación de metales pesados, en particular Cu, Zn, Ba y Pb. Entre ellos, el biochar 5 es el más

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

prometedor y se selecciona para fases posteriores debido a su rendimiento sobresaliente y su estabilidad composicional.

3.3.3.1. Isotermas de adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Ni) con biochar BC8

Con el fin de caracterizar la capacidad adsorptiva intrínseca del biochar seleccionado y obtener parámetros de equilibrio aplicables a modelos de diseño, se realizaron isotermas de adsorción para Pb, Cd y Ni utilizando rangos crecientes de concentración inicial (10–300 mg/L) y condiciones controladas (0,3 g de biochar en 75 mL de solución sintética). Estos ensayos permiten evaluar no solo la afinidad del material por cada metal, sino también la evolución de la capacidad adsorbida (q_e) en función de la carga inicial, elemento indispensable para determinar la aplicabilidad de modelos de Langmuir y Freundlich.

Tabla 12. Datos de isotermas de adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Ni) con biochar BC8

Metal	Adsorción promedio (%)	q_e promedio (mg/g)	Afinidad relativa	Mecanismo dominante
Pb	~1 %	$1 \times 10^{-4} - 3 \times 10^{-4}$	Muy baja	Intercambio débil, posible desorción
Cd	~17 %	$2 \times 10^{-3} - 4 \times 10^{-3}$	Alta	Intercambio catiónico + complejación débil
Ni	~12 %	$\sim 1 \times 10^{-3}$	Baja–moderada	Adsorción física + complejación ligera

Los resultados reflejan comportamientos marcadamente diferentes entre los tres metales evaluados. En el caso del plomo (Pb), la concentración en equilibrio aumenta proporcionalmente con la concentración inicial, alcanzando valores superiores a 290 mg/L para los niveles más elevados. La capacidad adsorbida (q_e) se mantiene en rangos bajos (del orden de 10^{-4} – 10^{-3} mg/g), lo que sugiere que, en esta configuración experimental, la adsorción está limitada por la baja cantidad de metal retenido en fases iniciales. La tendencia decreciente observada en el último punto (300 mg/L), donde incluso se obtiene un valor negativo, indica un posible efecto de redisolución, asociado al incremento del pH y a la presencia de cationes en la estructura del biochar susceptibles de intercambio.

El comportamiento del cadmio (Cd) es distinto: aunque la concentración en equilibrio aumenta progresivamente (3.587–355.130 μ g/L), las capacidades de adsorción calculadas para Cd se sitúan en el rango de 10^{-3} mg/g, con varios valores relativamente constantes entre 0,0037 y 0,0039 mg/g. Este patrón, sugiere que el sistema presenta una adsorción limitada pero reproducible, probablemente dominada por mecanismos de intercambio catiónico débil o por interacción con grupos funcionales superficiales poco densos. La caída a $q_e = 0$ en la concentración intermedia (200 mg/L) indica un equilibrio en el que la cantidad adsorbida es equivalente a la disuelta, fenómeno asociado a una combinación de competencia iónica y saturación parcial de sitios activos.

En el caso del níquel (Ni), la adsorción es aún más limitada que en los metales anteriores. Las capacidades q_e obtenidas se sitúan mayoritariamente entre 10^{-4} y 10^{-3} mg/g, con un comportamiento relativamente uniforme a lo largo de toda la serie de concentraciones. La baja retención de Ni es coherente con lo descrito para biochars no activados, ya que este catión divalente presenta una afinidad reducida por superficies carbonosas neutras y requiere generalmente tratamientos de oxidación o funcionalización ácida para incrementar la densidad de grupos con capacidad de complejación. La mínima variación de q_e con respecto a la concentración inicial sugiere una predominancia de mecanismos de adsorción física o intercambios muy débiles, insuficientes para generar una isoterma representativa de saturación.

En conjunto, las isotermas confirman que, aunque el biochar BC8 es capaz de interactuar con metales pesados en condiciones de baja concentración, su eficiencia intrínseca es limitada, y su desempeño mejora únicamente de forma moderada con el aumento de la carga inicial. Estos resultados constituyen una referencia fundamental para la comparación con materiales activados o en ensayos en dinámico donde se puedan evidenciar los mecanismos de complejación superficial y en la capacidad máxima de adsorción.

BC8 mostraba un comportamiento intermedio: buena capacidad para la retención de Cd, desempeño moderado para Ni y una retención muy baja o incluso negativa para Pb. Estas tendencias se



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



mantienen claramente en las isothermas donde Cd es el metal con mayor afinidad por BC8, lo que concuerda con su elevada eliminación porcentual en el ensayo inicial y con los valores de q_e más altos en la isoterma.

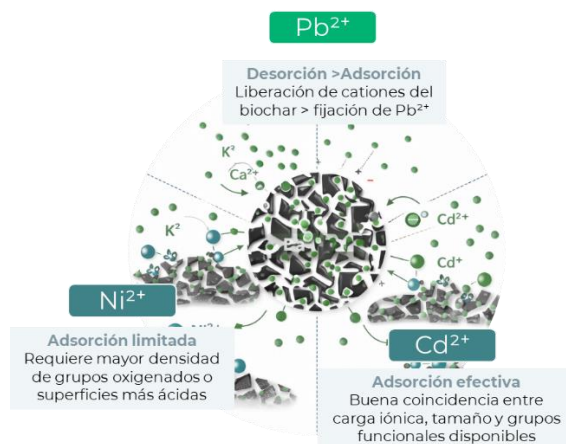


Figura 18. Mecanismos de adsorción de metales pesados (Pb, Cd y Ni) con biochar BC8

3.3.3.2. Adsorción de PFAS del efluente del tratamiento secundario EDAR Montornès

Los ensayos realizados con efluentes secundarios de EDAR dopados con una mezcla representativa de PFAS (PFBS, PFHxA, PFOS y PFOA; concentración inicial total $\approx 10 \mu\text{g/L}$) permitieron evaluar la capacidad de los biochars obtenidos por gasificación para la retención de contaminantes orgánicos persistentes. Los resultados muestran una elevada variabilidad entre materiales, con eficiencias de eliminación total que oscilan entre 14 % y 96 %, reflejando diferencias notables en las propiedades texturales y químicas de cada biochar.

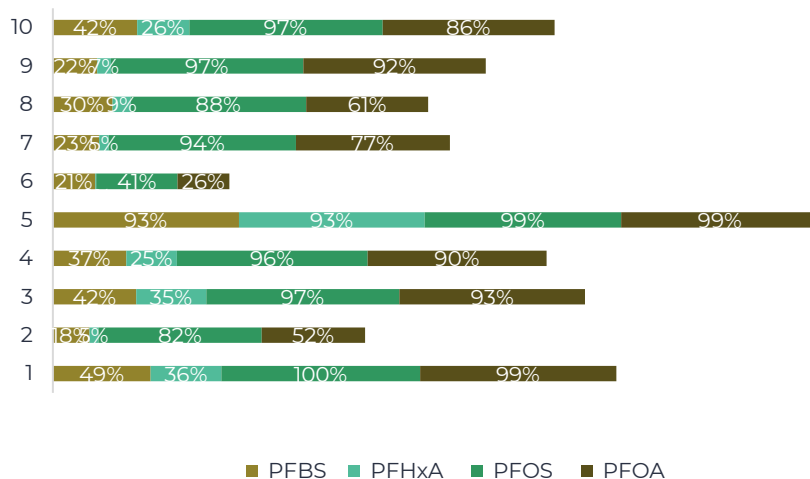


Figura 19. Comparación de la capacidad de adsorción de PFAS (%) por los diferentes biochars de partida.

Dentro del conjunto evaluado, el biochar 5 (Encina, *Q. ilex*) se destaca de manera excepcional, alcanzando una eliminación del 96 % de PFAS totales. Este comportamiento es coherente con estudios que demuestran que los biochars muy porosos y con alto contenido de carbono presentan mayor afinidad por PFAS, especialmente por especies de cadena larga que interactúan preferentemente a través de fuerzas hidrofóbicas¹⁹. Este rendimiento elevado también se relaciona con la composición del material:

¹⁹ Navid Saeidi, Adelene Lai, Falk Harnisch, Gabriel Sigmund, A FAIR comparison of activated carbon, biochar, cyclodextrins, polymers, resins, and metal organic frameworks for the adsorption of per- and polyfluorinated



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



(i) un contenido moderado de cenizas,

(ii) menor proporción de oxígeno superficial, lo que favorece la hidrofobicidad,

(iii) alta concentración de cationes divalentes (Ca^{2+}), que pueden facilitar la adsorción mediante puentes catiónicos entre los grupos terminales carboxilados de PFBS/PFHxA/PFOA y la superficie del biochar²⁰.

En contraste, el biochar comercial y el biochar 6 muestran los valores más bajos de eliminación (14 % y 20 %, respectivamente). En ambos casos, la reducción del rendimiento puede asociarse a:

- pH elevado (>11,5), que disminuye la adsorción electrostática al mantener los PFAS completamente ionizados.
- Competencia entre aniones fluorados y minerales solubles, especialmente Al y Fe, que interfieren con los sitios activos.
- Pobre microporosidad, fundamental para la retención de PFAS de cadena corta.
- Los biochars 1, 3, 4, 7, 8, 9 y 10 presentan eficiencias intermedias (33–66 %). Por ejemplo, los biochars 3 y 4 con alto contenido mineral proveniente de FORM o digestato presentan adsorción moderada, lo que sugiere un proceso controlado por hidrofobicidad superficial más que por interacciones específicas, este patrón coincide con observaciones previas²¹.

El biochar 5 constituye la única excepción relevante, logrando eliminaciones del 93 % para PFBS y PFHxA. Este rendimiento excepcional sugiere una combinación sinérgica de factores estructurales:

- Microporosidad fina accesible
- carbono aromático altamente desarrollado
- contenido mineral adecuado para puentes catiónicos
- pH cercano al punto de carga cero (PZC), lo que favorece interacciones no electrostáticas

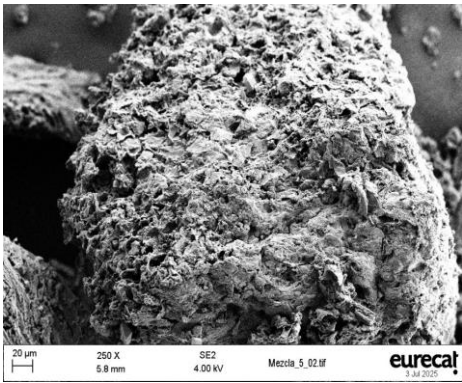
Biochar	Composición	Temperatura	PZC	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Humedad (%)
5	Encina (Q. ilex) - Tronco = 100%	700	11	11,2	1100	1,15
		C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	S (%)
		78,80	1,20	5,62	0,60	0,10
		P (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Al (mg/kg)	Fe (mg/kg)	Cenizas (%)
		7021	151416	1735	921	85,17

Figura 20. Caracterización e imagen SEM (20 μm) biochar 5

En conclusión, los resultados muestran que la adsorción de PFAS en biochars no activados depende principalmente de la hidrofobicidad del PFAS, Contenido de carbono aromático y baja

substances, Chemical Engineering Journal, Volume 498, 2024, 155456, ISSN 1385-8947, <https://doi.org/10.1016/j.cej.2024.155456>.

²⁰ Wenwen Cai, Divina A. Navarro, Jun Du, Guangguo Ying, Bin Yang, Mike J. McLaughlin, Rai S. Kookana, increasing ionic strength and valency of cations enhance sorption through hydrophobic interactions of PFAS with soil surfaces, Science of The Total Environment, Volume 817, 2022, 152975, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.152975>.

²¹ Mark L. Brusseau, Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface, Science of The Total Environment, Volumes 613–614, 2018, Pages 176–185, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.065>.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



funcionalización superficial, que favorecen interacciones tipo dispersivas. Presencia de minerales divalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+}), que pueden formar puentes con el extremo polar. Accesibilidad porosa, especialmente microporos (<2 nm) para PFAS de cadena corta.

La comparación global evidencia que los biochars de origen madera dura (encina, roble, alcornoque) presentan mejores resultados que los provenientes de biorresiduos heterogéneos o de corteza pura.

A partir de este análisis, el biochar 5 se selecciona como el candidato con mayor potencial para etapas posteriores de pruebas dinámicas o escalables, mientras que los demás biochars podrían beneficiarse de estrategias de activación dirigidas a incrementar su microporosidad o a incorporar grupos funcionales específicos para mejorar la retención de PFAS de cadena corta.

3.3.4. Resultados de BC activados y caracterización

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en las secciones anteriores de los BC de partida, se seleccionaron las mezclas 2, 3, 5, 6, 7 y 9 para las activaciones químicas. En la **Tabla 13** se listan a modo resumen la batería de biochars activados según su metodología y aplicación. Los biochars activados se codificaron según el número de la mezcla de biomasa forestal de partida y su activación.

Los resultados muestran que los diferentes biochars y el tratamiento químico de activación presentan rendimientos variables según la aplicación. En general, los biochars comerciales suelen ofrecer mayores rendimientos de activación, mientras que las mezclas muestran comportamientos más heterogéneos. Para PFOS-PFOA, el biochar comercial activado con HCl destaca por su alto rendimiento, 97%. En la eliminación de PFHXA-PFBS los tratamientos con KMnO_4 no superaron el 60%, en contraste las activaciones con MgCl_2 muestran los valores globales más elevados, >83%. En el caso del amonio, las mezclas activadas con Mg-Na la BC3 y BCC presentan rendimiento levemente por encima del 100 %, lo cual puede atribuirse a una degradación estructural durante la activación ya que el rendimiento fue calculado en base al C. Estas diferencias reflejan la influencia tanto del tipo de biochar como del agente de activación en la eficiencia final del material.

Respecto al rendimiento global, se calcula la producción del BC activado desde la biomasa de partida por ende se ve afectado por las variables del proceso de pirólisis para la obtención del biochar de partida.

Tabla 13. Biochars activados según su metodología y aplicación para la absorción de PFAS y amonio.

Aplicación	Biochar	Activación	Código	Rendimiento de activación	Rendimiento global
PFOS-PFOA	Mezcla 6	HCl	BC6-HCl	61,3	21,0
	Comercial	HCl	BCC-HCl	96,6	-
PFHXA - PFBS	Mezcla 2	KMnO_4	BC2-KMn	53,4	13,6
	Mezcla 6	KMnO_4	BC6-KMn	57,0	19,6
	Comercial	KMnO_4	BCC- KMn	58,7	-
	Mezcla 6	MgCl_2	BC6-Mg	87,0	29,9
	Mezcla 9	MgCl_2	BC9-Mg	83,0	22,3
	Comercial	MgCl_2	BCC-Mg	84,5	-
Amonio	Mezcla 3	Mg-Na	BC3-MgNa	55,6	13,9
	Mezcla 5	Mg-Na	BC5-MgNa	106,3	22,8
	Comercial	Mg-Na	BCC-MgNa	103,4	-



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Los resultados de los análisis elementales CHONS y de FRX se presentan en la **Tabla 14**. Se observaron cambios claros y sistemáticos en las fracciones orgánicas e inorgánicas como resultado del proceso de activación. En todas las muestras, la activación asistida por metales dio lugar a una reducción del contenido de carbono, acompañada de un notable aumento de las concentraciones de oxígeno y nitrógeno. Por ejemplo, para la serie tratada con HCl el contenido en C disminuyó del BC partida 6 88,4% a un 60,18% tras la activación ácida, mientras que el contenido de oxígeno correspondiente aumentó hasta un 38%. Las muestras activadas con $MgCl_2$ mostraron contenidos de carbono intermedios pero mayores proporciones de O, coherentes con una posible incorporación de especies $Mg-O$ en la superficie. El contenido de hidrógeno se mantuvo relativamente constante ($\approx 1-2,5\%$), lo que sugiere que los cambios de masa observados no estaban relacionados con la humedad residual.

Los resultados por FRX para los materiales activados con $KMnO_4$ mostraron altas concentraciones de Ca, K y P, coherentes con la retención de minerales del precursor y la incorporación de especies derivadas del reactivo oxidante. Las muestras modificadas con $MgCl_2$ se caracterizaron por una sobresaliente acumulación de Mg, indicando la formación de $MgO/Mg(OH)_2$ en la superficie del biochar.

Tabla 14. Análisis elemental CHNOS y FRX: contenido de materia orgánica e inorgánica de los diferentes BC activados.

BC Activado	CHONS (%)						FRX (ppm)					
	C	H	O	N	S	C/N	P	Ca	Al	Fe	K	Mg
BC6-HCl	60,18	1,24	38,42	0,06	<0,1	1003	-	-	-	-	-	-
BCC-HCl	79,32	2,73	17,53	0,32	<0,1	248	-	-	-	-	-	-
BC2-KMn	81,10	2,41	13,25	3,14	<0,1	26	3792	45785	< 0,01	656	14316	-
BC6-KMn	82,94	1,36	15,43	0,17	<0,1	488	1479	48162	6077	2089	8478	-
BCC- KMn	62,51	2,24	35,02	0,13	<0,1	481	114	34950	< 0,01	< 0,01	21222	-
BC6-Mg	68,03	1,64	30,23	0,00	<0,1	-	989	20795	6506	2413	1337	509659
BC9-Mg	64,95	1,46	32,81	0,68	<0,1	96	3852	42049	3365	2051	282	250946
BCC-Mg	64,96	1,98	32,80	0,16	<0,1	406	1516	16510	3626	1710	438	314192
BC3-MgNa	59,33	0,93	38,61	1,03	<0,1	58	15225	172420	16574	19061	18781	33871
BC5-MgNa	90,37	1,31	8,22	0,00	<0,1	-	4129	42503	4862	1064	11559	18375
BCC-MgNa	85,79	2,47	11,48	0,16	<0,1	536	1614	79402	2813	1905	20861	17730

En la **Tabla 15** se presentan los resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos mediante isothermas de adsorción-desorción de CO_2 a 0° . La comparación de las superficies específicas y los volúmenes microporosos evidencia que todos los métodos de activación química aplicados incrementaron notablemente el desarrollo textural del biochar respecto del de partida. Las activaciones ácidas con HCl y las químicas con $MgCl_2$ y NaOH generaron los mayores aumentos simultáneos de microporosidad y área superficial, destacándose BC6-HCl y BC5-MgNa, ambas con $V_{micro} = 0.24\text{ cm}^3/\text{g}$ y superficies superiores a $500\text{ m}^2/\text{g}$. Las activaciones con $KMnO_4$ también produjeron mejoras significativas, especialmente en BC2-KMn ($\approx +200\%$ en A_{sup} y $+275\%$ en V_{micro} respecto al BC de partida), aunque con valores algo inferiores a los obtenidos con HCl o Mg-Na. En conjunto, la fuerte correlación observada entre A_{sup} y V_{micro} ($r \approx 0.92$) sugiere que el incremento del volumen de microporos es el principal responsable del aumento de área efectiva en todos los tratamientos. Finalmente, los biochars activados con $MgCl_2$ presentan áreas superficiales $>400\text{ m}^2/\text{g}$.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Tabla 15. Resultados del área superficial y el volumen de microporo obtenidos por isotermas de adsorción-desorción de CO₂ a 0°.

BC activado	Langmuir A _{sup} (m ² /g)	V _{micro} (m ³)
BC2	110	0,04
BC3	263	0,09
BC5	468	0,14
BC6	334	0,12
BC9	431	0,13
BCC	36 (BET)	-
BC6-HCl	512	0,24
BCC-HCl	341	0,16
BC2-KMn	332	0,15
BC6-KMn	484	0,22
BCC- KMn	293	0,14
BC6-Mg	449	0,21
BC9-Mg	460	0,21
BCC-Mg	431	0,20
BC3-MgNa	324	0,15
BC5-MgNa	528	0,24
BCC-MgNa	370	0,17

En la **Figura 21**, se presentan las micrografías SEM correspondientes a la serie de BCs activados para el tratamiento de efluentes acuosos. Estas imágenes SEM corroboran de manera consistente los cambios químicos y texturales observados en los análisis CHNOS, FRX y de porosidad. Los biochars activados con HCl muestran superficies limpias y con poros amplios y homogéneos, coherentes con la práctica eliminación de minerales detectada por FRX y con la elevada microporosidad y superficie específica observada (p. ej., BC6-HCl con 512 m²/g y 0.24 cm³/g). En contraste, las muestras modificadas con KMnO₄ presentan texturas más fracturadas y rugosas, con depósitos inorgánicos visibles, lo que concuerda con sus altos contenidos de K y Ca obtenidos por FRX y con su moderado incremento de microporos. Los biochars activados con MgCl₂ conservan la morfología tubular, aunque con recubrimientos granulares asociados a especies Mg-O, coherentes con la fuerte incorporación de Mg y con sus altos valores de área y microporosidad (≈0.20–0.21 cm³/g). Finalmente, los materiales activados con Mg+Na exhiben superficies altamente abiertas y con mayor grado de exfoliación, producto de la acción combinada de MgCl₂ y NaOH, lo cual se refleja en sus elevados valores texturales (hasta 528 m²/g). En conjunto, las imágenes SEM confirman que cada agente químico promueve un modo distinto de apertura estructural, lo que se traduce en propiedades texturales y químicas claramente diferenciadas que explicarán el comportamiento adsorbente de cada material.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

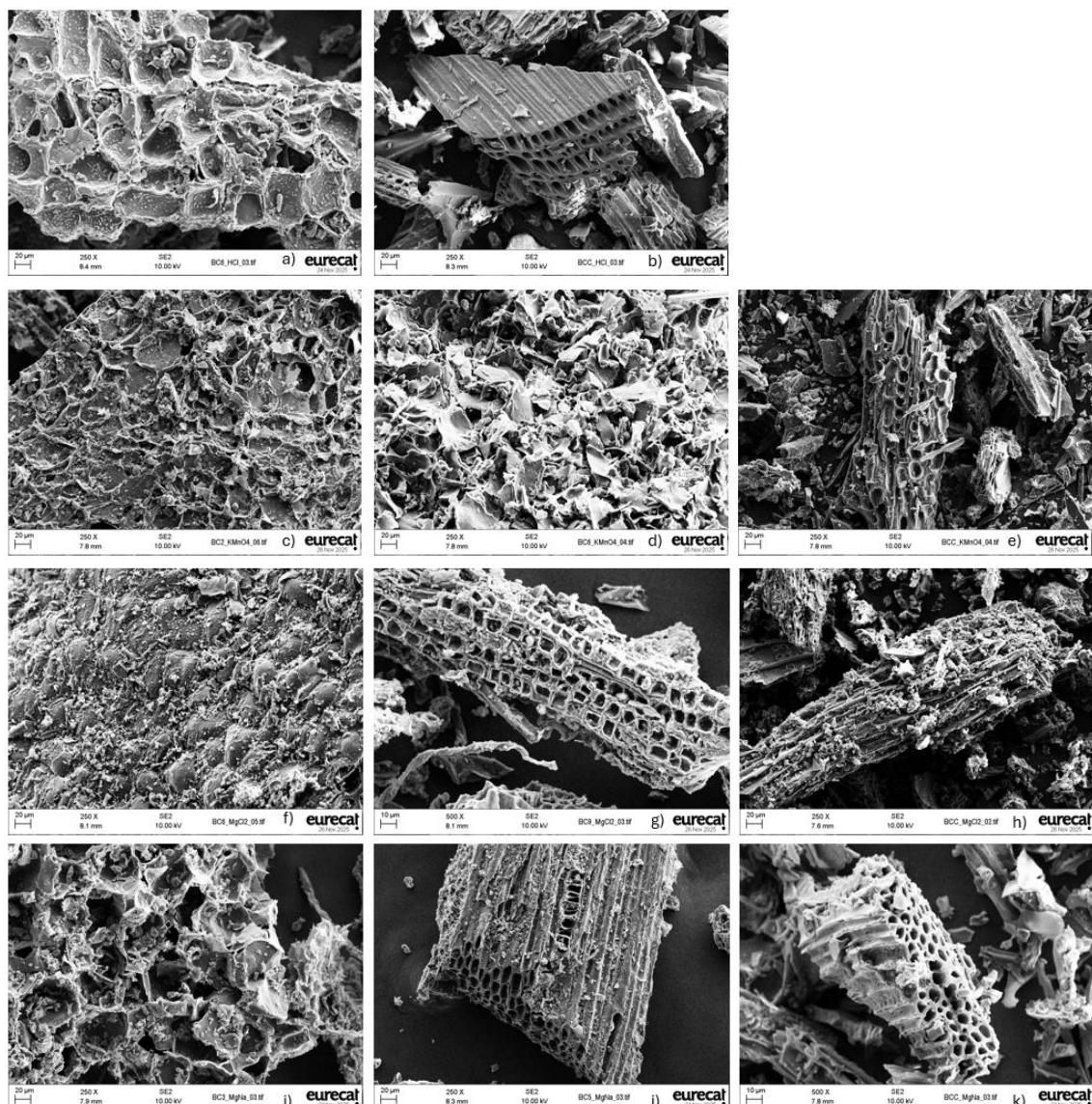


Figura 21. Micrografías SEM obtenidas para los BC activados: a) BC5HCl-250X, b) BCCHCl-250X, c) BC2KMn-250X, d) BC6KMn-250X, e) BCCKMn-250X, f) BC5MgCl2-250X, g) BC9MgCl2-500X, h) BCCMgCl2-250X, i) BC3MgNa-250X, j) BC5MgNa-250X y k) BCCMgCl2-500X

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

4. Aplicabilidad del biochar en la agricultura

El biochar y otros productos de gasificación se utilizan como enmiendas para mejorar la calidad del suelo y sirven como catalizadores que mejoran la absorción de nutrientes. En comparación con otras enmiendas del suelo, la elevada área superficial y la porosidad permiten retener agua además de proporcionar un hábitat para que se desarrollen microorganismos beneficiosos. Su aplicabilidad en agricultura resulta especialmente relevante en cultivos sensibles a la disponibilidad hídrica, la salinidad o la degradación estructural del suelo, ya que el biochar es capaz de modificar las propiedades fisicoquímicas de los sustratos como el pH, la capacidad de intercambio catiónico o la retención de humedad vegetal²² y, en consecuencia, influir en el establecimiento, germinación y desarrollo temprano de las plantas.

En combinación con enmiendas orgánicas, fertilizantes naturales y coberturas vegetales, la evaluación de la funcionalidad agrícola del biochar producido a partir de diferentes tipos de biomasa se vuelve un paso imprescindible dentro de la cadena de valorización.

En esta sub-acción, se estructura en tres sub-acciones experimentales que permitirán definir configuraciones óptimas de uso y establecer criterios de diseño para futuras aplicaciones a escala real.

4.1. Selección y caracterización del biochar conforme al Reglamento (UE) 2019/1009 sobre productos fertilizantes

En el marco del proyecto de valorización de biomasa forestal en el contexto geográfico del proyecto, se evaluó la aplicabilidad agronómica de distintos biochars producidos a partir de mezclas de biomásas forestales y subproductos (digestato, FORM). El objetivo fue comparar sus propiedades fisicoquímicas con los requisitos del Reglamento (UE) 2019/1009 para enmiendas orgánicas del suelo, con el fin de identificar cuáles presentan mayor potencial de incorporación en estrategias agrícolas sostenibles. El Reglamento 2019/1009 establece parámetros críticos asociados a la estabilidad del carbono, la calidad del material y los riesgos ambientales, especialmente en biochars destinados a uso en suelo. Aunque la etapa de producción industrial aún no ha comenzado (primer lote previsto para noviembre de 2025), la caracterización obtenida en laboratorio permite anticipar el desempeño técnico de las mezclas y orientar su optimización futura. Se incluye una comparación preliminar a escala laboratorio, basados en la caracterización de los productos del entregable 3.1 Tecnologías y procesos para la valorización de la biomasa forestal del ámbito geográfico del proyecto. Tabla 13.1 sobre la caracterización de las mezclas.

Todos los biochars cumplen los requisitos obligatorios de contenido de carbono ($\geq 50\%$) y índice $H/C < 0,7$, indicadores de buena estabilidad (ver **Tabla 16**). La ausencia de datos analíticos de metales pesados, PAHs y PCB impide completar la comparativa para la certificación; sin embargo, las materias primas usadas (biomásas forestales) suelen asociarse a niveles bajos de contaminantes, salvo en los biochars enriquecidos con digestato (Mezcla 4), donde será esencial confirmarlo.

El pH extremadamente alcalino (11-12,6) en la mayoría de biochars indica un uso adecuado en suelos ácidos o ligeramente ácidos. El biochar comercial (pH 8,1) es más adecuado para aplicaciones en semilleros o suelos neutros. La mezcla 4 presenta alto contenido de nutrientes (P, Ca, Fe) derivado del digestato, características de interés como fertilizante.

La CE elevada en las mezclas 1, 4 y 9 podría limitar su uso en fases tempranas de cultivo; se requieren dosis moderadas o pretratamientos. Los biochars 5, 6, 7 y 8, procedentes de maderas puras o cortezas, destacan por su estabilidad, bajo H/C y alto contenido de carbono, siendo candidatos adecuados para aplicaciones orientadas al secuestro de carbono, mejorar estructura del suelo y la retención de agua.

²² Stefan Abel, Andre Peters, Steffen Trinks, Horst Schonsky, Michael Facklam, Gerd Wessolek, Impact of biochar and hydrochar addition on water retention and water repellency of sandy soil, Geoderma, Volumes 202–203, 2013, Pages 183–191, ISSN 0016-7061, <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.03.003>.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**Tabla 16.** Requisitos del Reglamento (UE) 2019/1009 aplicables a biochar (PFC 3(A))

Parámetro	Exigencia normativa	Relevancia
C orgánico ≥ 50 % peso seco	Obligatorio	Estabilidad, secuestro de carbono
Índice H/Corg molar $< 0,7$	Obligatorio	Biochar estable, pirólisis completa
Metales pesados $\leq$ límites	Obligatorio	Seguridad ambiental (no disponible aún)
PAH ≤ 6 mg/kg	Obligatorio	Seguridad ambiental (no disponible aún)
Declaración de humedad, cenizas y pH	Obligatoria	Trazabilidad y seguridad
Conductividad eléctrica (CE)	Informativa	Riesgo de salinización

4.2. Ensayos de germinación y crecimiento temprano de dos especies agrícolas

La incorporación de biochar como enmienda agrícola ha demostrado mejorar la estructura del suelo, aumentar la retención de agua y favorecer la disponibilidad de nutrientes esenciales para los cultivos. Con el objetivo de determinar su comportamiento en fases tempranas del desarrollo vegetal, se diseñó y ejecutó un ensayo de germinación y crecimiento inicial con dos especies agrícolas de interés:

1. Lechuga (*Lactuca sativa*) – especie sensible para detectar fitotoxicidad o efectos tempranos en el desarrollo radicular.
2. Guisante (*Pisum sativum*) – leguminosa rústica que permite evaluar biomasa, vigor y tolerancia a condiciones contrastantes.

4.2.1. Diseño experimental

Se ensayaron cuatro biochars producidos en condiciones controladas (700 °C) en el laboratorio de las mezclas presentadas en el apartado anterior, derivados de distintas biomásas forestales y combinaciones con subproductos y un biochar comercial que se presentan en la **Tabla 17**.

Tabla 17. Composición y características más destacadas de los biochars seleccionados como enmienda agrícola.

Biochar	Composición	Características destacadas
Biochar 4	Mezcla forestal + 40 % digestato	pH muy alcalino, nutrientes elevados (P, Ca, Fe), alta CE
Biochar 5	Encina (<i>Quercus ilex</i>)	Alto C estable, baja CE
Biochar 6	Corteza de coníferas	Alto C estable, mayor contenido de N
Biochar 8	Pino piñonero – corteza	Bajo CE, alto C, buena estabilidad
Comercial	Pino (LivingChar, 450 °C)	pH neutro-alcalino, muy baja CE, referencia comercial

*Se evaluaron dos dosis: 1 % (p/p) y 5 % (p/p)



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Figura 22. Unidad experimental pruebas de germinación.

El sustrato consistió en arena de sílice lavada (granulometría 0,5–0,8 mm), adecuada para bioensayos controlados por su baja reactividad + una capa de grava fina para garantizar drenaje.

Las unidades experimentales fueron semilleros de 12 celdas (capacidad: 10 g grava + 65 g arena por celda) con riego controlado a humedad constante (31–36 %) y temperatura 24–26 °C. Humedad relativa: 40–45 %. Fotoperiodo 12h luz, 12 h oscuridad y una duración de 14 días desde la siembra.

- Especie 1: Lechuga - 10 semillas por réplica (n=4 réplicas por tratamiento).
- Especie 2: Guisante- 2 semillas por réplica (n=4 réplicas por tratamiento).
- Control: Un sustrato sin biochar para establecer la respuesta basal de cada especie.
- Evaluaciones: días 3, 5, 7, 10 y 14.
- Parámetros evaluados
 - Porcentaje de germinación final
 - Tiempo Medio de Germinación (TGM)
 - Longitud de raíz (día 14)
 - Longitud de tallo (día 14)
 - Biomasa fresca y seca
 - Contenido de agua de los tejidos
 - Índice de vigor (IV)
 - pH y conductividad final del sustrato

4.2.2. Resultados

La **lechuga (*Lactuca sativa*)** mostró una sensibilidad diferenciada a los distintos biochars evaluados, en función tanto de la dosis aplicada como de las propiedades fisicoquímicas de cada material. En general, las dosis del 1 % resultaron más favorables que las del 5 %, especialmente para el desarrollo radicular.

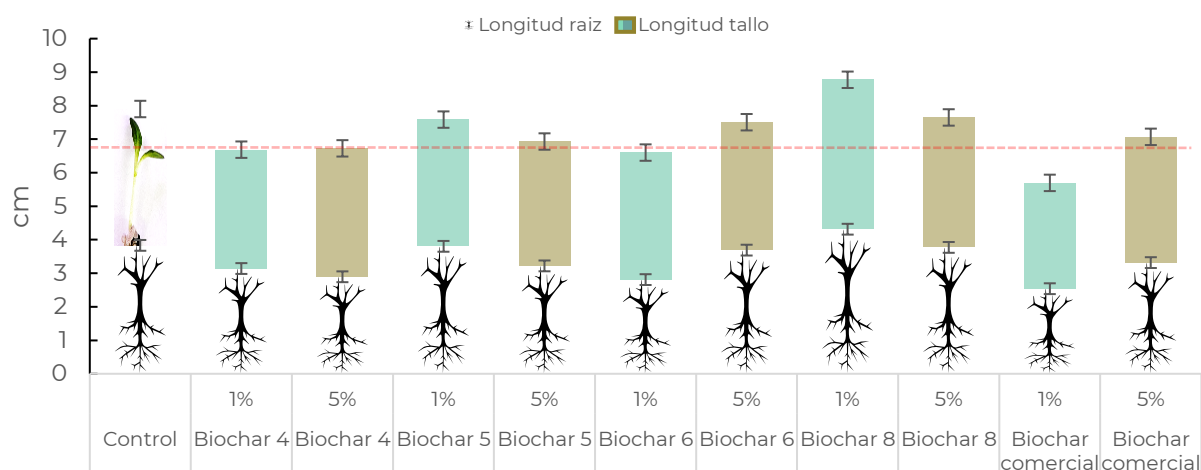


Figura 23. Comparación de longitud de plántulas (*Lactuca sativa*) con los diferentes tratamientos de biochar en dosis de 1% y 5 %

El biochar BC5 al 1 % mostró un efecto especialmente positivo en las fases tempranas del desarrollo, destacando por un aumento notable del tiempo medio de germinación (TGM), indicando una germinación más rápida (+22 %). Un incremento significativo de la biomasa fresca (+31 %) y un efecto general positivo sin síntomas visibles de estrés fisiológico.

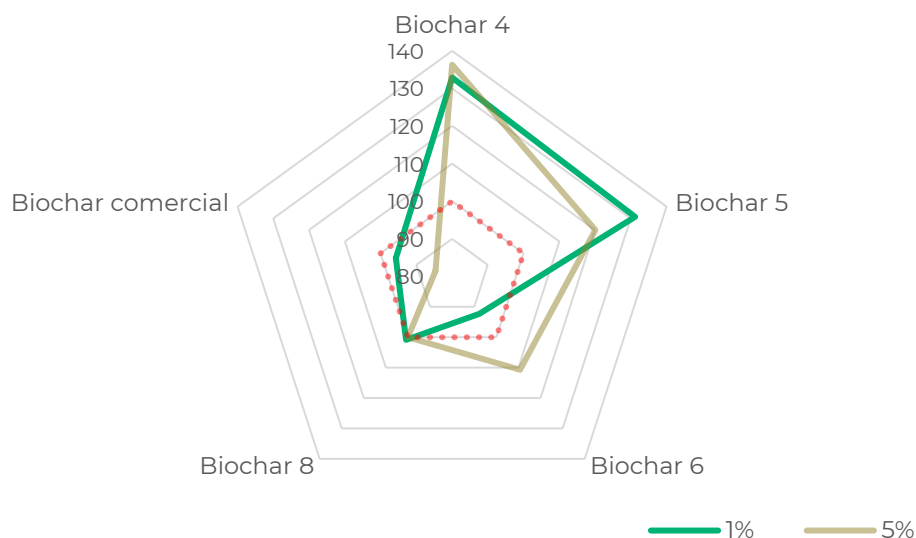
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 24. Comparación de los distintos biochar (%) respecto al control de la biomasa fresca (*Lactuca sativa*) a los 14 días de germinación.

Los tratamientos con BC4, tanto al 1 % como al 5 %, mostraron los mayores incrementos de biomasa fresca (+33–36 %), junto con un aumento moderado del contenido hídrico de los tejidos vegetales. Estos resultados son destacables considerando el pH elevado de este biochar, lo que indica una tolerancia de la lechuga a este material en términos de producción de biomasa, aunque con posibles efectos secundarios a nivel radicular.

Por su parte, el tratamiento con BC6 al 5 % presentó, un índice de vigor elevado (+48 %) y una biomasa relativa superior al control (+10 %).

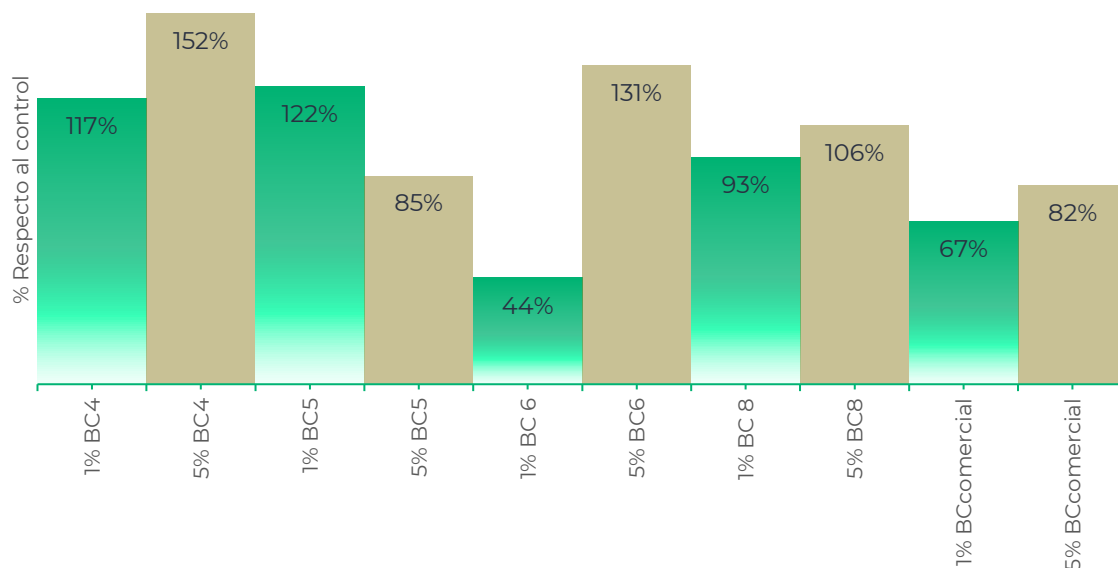


Figura 25. Comparación (%) respecto al control (100%) del índice de vigor integrado para (*Lactuca sativa*) a los 14 días de germinación.

Limitaciones observadas en lechuga:

- Las dosis del 5 % provocaron ligeras reducciones en la longitud radicular en algunos biochars, especialmente BC4 y BC5, lo que sugiere un posible efecto osmótico o químico a dosis elevadas.
- El biochar comercial al 1 % mostró los peores resultados, con síntomas claros de estrés vegetal (necrosis foliar y marchitez), así como una reducción en la germinación.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



- La conductividad eléctrica final del sustrato disminuyó en todos los tratamientos, indicando que no se produjo acumulación de sales durante el ensayo.

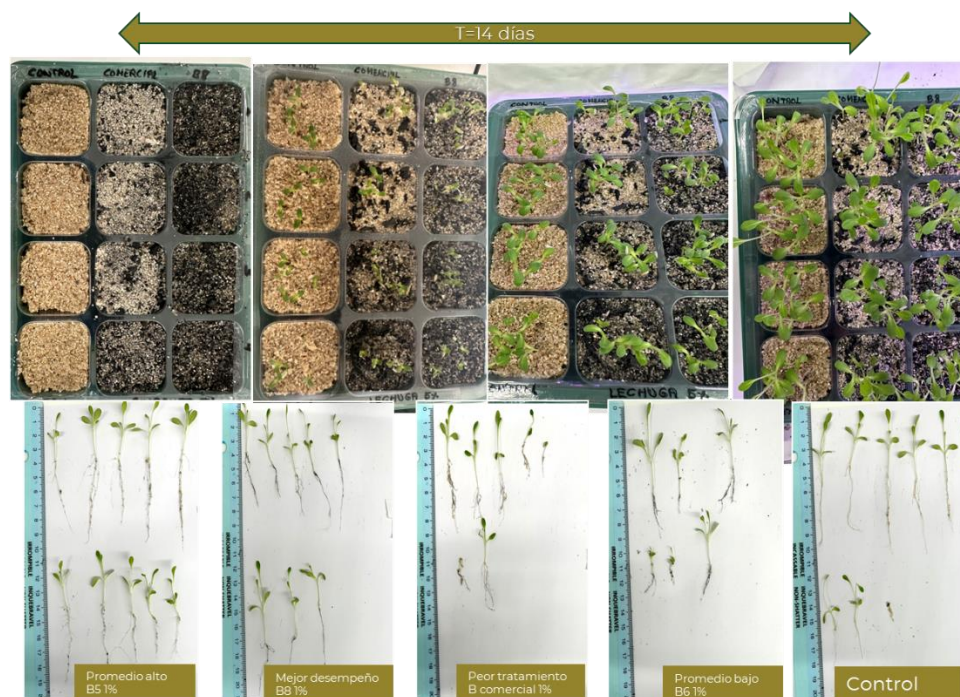


Figura 26. Imágenes comparativas de semilleros y plántulas de (*Lactuca sativa*) con los diferentes tratamientos de biochar a los 14 días de germinación.

El **guisante** (*Pisum sativum*) presentó una alta tolerancia general a los biochars evaluados, mostrando una respuesta menos sensible que la lechuga, aunque con una mayor heterogeneidad entre tratamientos.

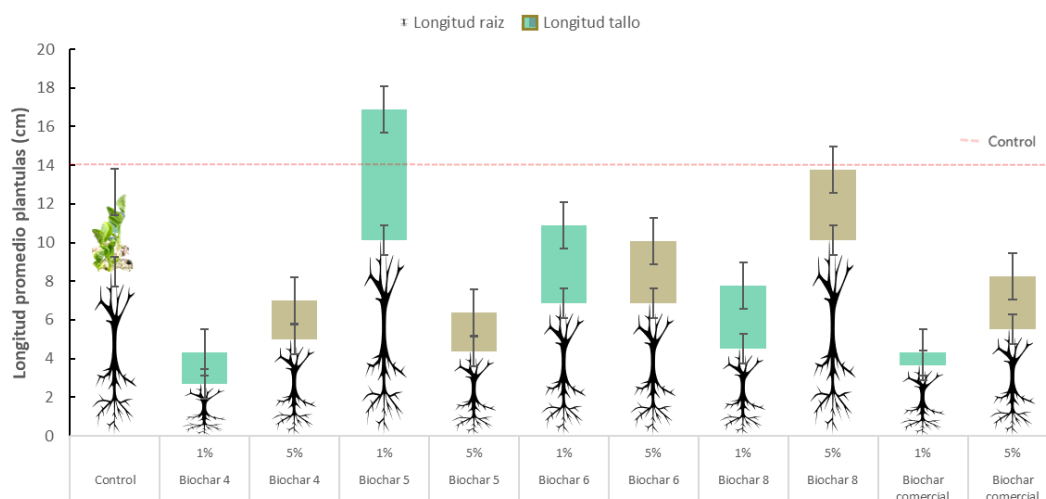


Figura 27. Comparación de longitud de plántulas (*Pisum sativum*) con los diferentes tratamientos de biochar en dosis de 1% y 5%

El biochar BC5 al 1 % destacó como el material con mejor comportamiento global, registrando germinación del 100 %, longitudes de tallo y raíz muy superiores al control y una mayor biomasa fresca. Además, este tratamiento mostró un comportamiento estable y reproducible, lo que sugiere que BC5 es especialmente adecuado para cultivos leguminosos.

Los tratamientos con BC8, tanto al 1 % como al 5 %, mostraron altos porcentajes de germinación (87–100 %) y elevada producción de biomasa además de, un desarrollo radicular vigoroso, con incrementos de hasta +40 % en algunas réplicas.

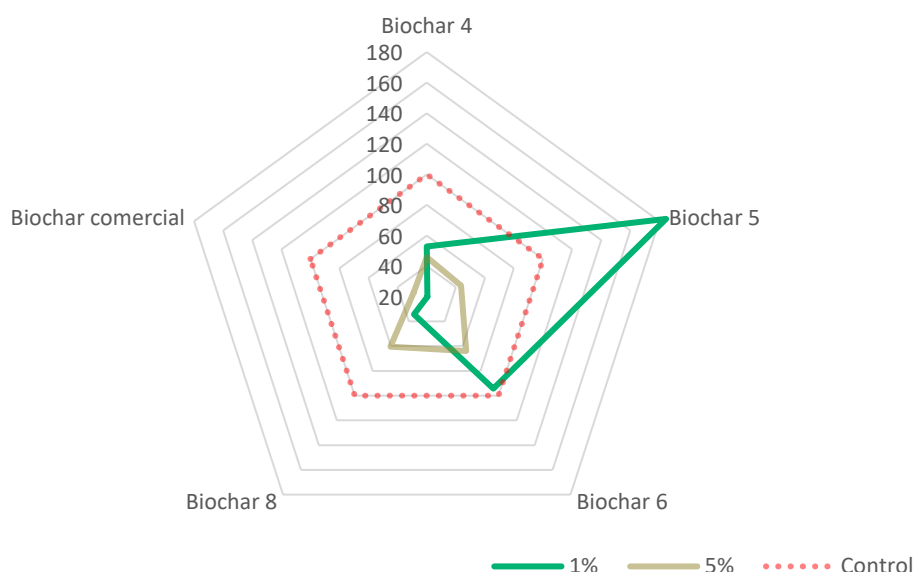
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**eurecat**
Centre Tecnològic de Catalunya

Figura 28. Comparación de los distintos biochar (%) respecto al control de la biomasa fresca (*Pisum sativum*) a los 14 días de germinación.

Limitaciones observadas en guisante:

- El biochar BC4, tanto al 1 % como al 5 %, provocó inhibiciones parciales del crecimiento y necrosis en algunas réplicas, probablemente asociadas a su elevada conductividad eléctrica y alcalinidad.
- El biochar comercial volvió a mostrar el peor desempeño relativo, con resultados inconsistentes y menores valores de crecimiento en varias réplicas.

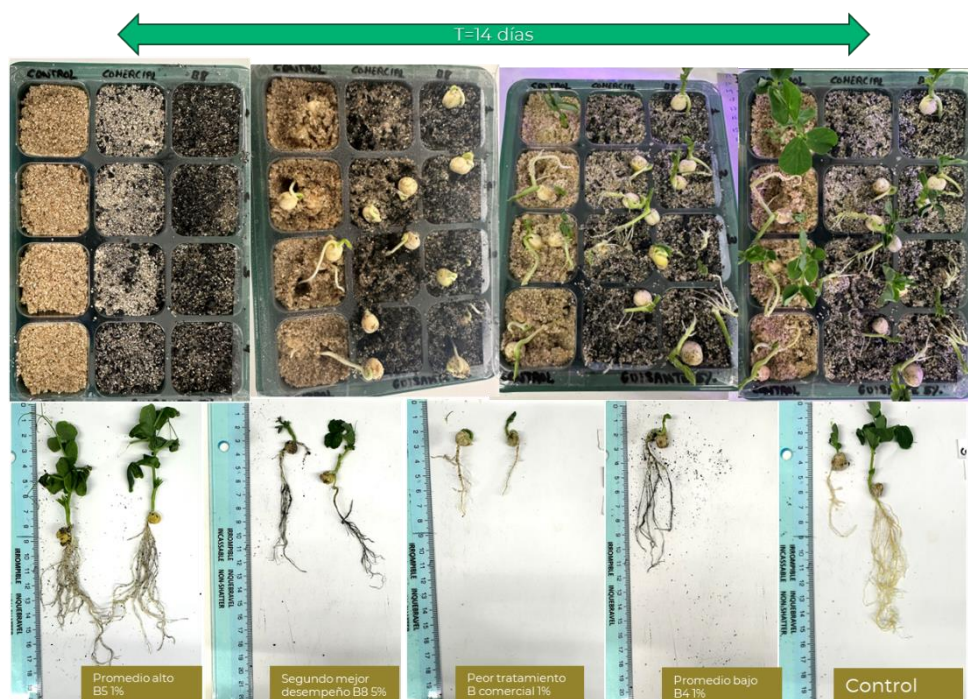


Figura 29. Imágenes comparativas de semilleros y plántulas de (*Pisum sativum*) con los diferentes tratamientos de biochar a los 14 días de germinación.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Los resultados evidencian que la respuesta de los cultivos al biochar es altamente dependiente de la especie, del tipo de biochar y de la dosis aplicada. Mientras que la lechuga mostró mayor sensibilidad, especialmente a dosis elevadas, el guisante presentó una tolerancia elevada y una respuesta positiva más consistente. En ambos casos, los biochars BC5 y BC8 al 1 % se identifican como los materiales con mejor equilibrio entre estimulación del crecimiento y ausencia de efectos adversos, destacando su potencial para aplicaciones agrícolas replicables.

4.3. Evaluación de la capacidad de sorción del purín por parte del biochar en formato lisímetro con cobertura vegetal agrícola

La agricultura actual enfrenta desafíos crecientes asociados a la degradación del suelo, la pérdida de materia orgánica, la escasez de agua y la contaminación difusa derivada del uso de fertilizantes orgánicos y minerales. En particular, el uso de purín como fertilizante es una práctica común en zonas hortícolas, pero presenta riesgos importantes asociados a la alta carga de nitrógeno mineral susceptible a lixiviación, el riesgo de contaminación de aguas subterráneas y la baja retención o estabilidad en suelos estructuralmente pobres. En este contexto el uso de biochar emerge como una herramienta prometedora para retener y modular la dinámica del purín cuando ambos se aplican conjuntamente en un sistema hortícola real, estableciéndose como estrategia sostenible, eficiente en recursos, y con potencial para mejorar la calidad del suelo, la retención de nutrientes y consecuentemente, la productividad agrícola, con un menor impacto ambiental.

Debido a los retrasos con la planta piloto del proyecto BIOFORIN, para esta fase experimental se utilizó un biochar comercial de vocación agrícola, elaborado a partir de restos de poda (residuos vegetales) conforme a las especificaciones del proveedor descritas en la **Tabla 18**.

Tabla 18. Caracterización biochar comercial según proveedor

Parámetro	Resultado
Biomasa	Restos de poda pino y otros
Tratamiento	Pirolisis 450°
Carbono total (db)	72,1 %
Carbono orgánico (Corg)	71,6 %
Hidrógeno (H)	2,8 %
Carbono inorgánico (TIC)	0,5 %
Relación molar H/Corg	0,46
Humedad	16,1 %

db = materia seca (dry basis)

Este biochar comercial ha servido como enmienda de prueba con fines exploratorios, permitiendo validar el protocolo de lisímetros, sondas y metodología de seguimiento. De esta forma, los resultados obtenidos ofrecen una primera aproximación realista sobre la viabilidad agronómica del uso combinado de purín + biochar en sistemas hortícolas bajo condiciones de campo.

4.3.1. Diseño experimental

- Diseño: 4 parcelas de 25 m² cada una, con los tratamientos: Control (1), Biochar (2), Purín (3), Purín + Biochar (4).
- Aplicación de enmiendas en dosis de: 7 ton/ha para el tratamiento de biochar y 15 ton/ha para el tratamiento de purín, para el tratamiento combinado se aplicó una dosis de 17 ton/ha para cumplir con los límites de aportación de N en zonas vulnerables a nitratos (ZVN), y cumpliendo con los criterios de racionalización del uso de nutrientes.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



- Evento climático extremo el 6 de julio, lluvia intensa que provocó inundación temporal del campo, simulando un escenario de riesgo real de lixiviación y lavado de nutrientes.
- Se realizaron muestreos físicoquímicos (post-enmienda e inundación) y (post-siembra de col/brócoli).
- La monitorización hidráulica se realizó por medio de sondas de humedad volumétrica instaladas a 15 cm y 35 cm profundidad, registrando contenido volumétrico de agua (%vol) desde octubre hasta diciembre 2025.
- Cobertura vegetal: cultivo de hortalizas (col y brócoli) implantado en octubre, para evaluar interacción biochar-rizosfera-plantas y sorción vegetal de nutrientes.



Figura 30. Parcelas piloto Campllong, Girona- noviembre 2025. Tratamientos de izquierda a derecha (1 Control, 2 Biochar, 3 Purins, 4 Purins+ biochar)

4.3.2. Resultados

- El tratamiento combinado (purín + biochar) elevó el pH, aumentó la materia orgánica, mejoró la capacidad de retención de agua y mantuvo CE moderada, indicando buena retención de sales y nutrientes.
- El purín solo mostró una alta mineralización y acumulación de nitratos, lo que implica riesgo de lixiviación o exceso de nitrógeno disponible.
- El control acumuló sales (CE muy alta en noviembre), lo que puede afectar negativamente al cultivo.
- El biochar solo produjo mejoras moderadas en retención de agua y materia orgánica.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Tabla 19. Variación entre verano y otoño de los principales parámetros fisicoquímicos por tratamiento.

	pH				CE µS/cm				NO ₃ ⁻ mg/Kg				Fósforo total mg/Kg			
	Juli o	Nov			Julio	Nov			Juli o	Nov			Juli o	Nov		
Control	5,6	6,4	↑	13%	43,3	274	↑	533 %	11,85	35,38	↑	199 %	536	601	↑	12%
Biochar	5,7	6,4	↑	11%	30,3	54,1	↑	79%	10,0 3	29,57	↑	195 %	463	648	↑	40 %
Purin	6,0	6,4	↑	6%	30,1	71,9	↑	139 %	4,02	44,5 6	↑	108 %	495	731	↑	48 %
Purin+biochar	6,3	6,6	↑	5%	52,1	73,2	↑	40%	18,0 3	22,4 8	↑	25%	771	806	↑	5%
	Sodio mg/Kg				Magnesio mg/Kg				Potasio mg/Kg				Calcio mg/Kg			
	Juli o	Nov			Julio	Nov			Juli o	Nov			Juli o	Nov		
Control	50	84,8 3	↑	41%	108	181,67	↑	41%	126	83,8 5	↓	- 50%	785	1557,6	↑	50 %
Biochar	50	87,9 2	↑	43%	92	188,13	↑	51%	126	87,9 2	↓	- 43%	680	1632	↑	58 %
Purin	50	80,31	↑	38%	120	234,5 2	↑	49%	126	116,0 3	↓	-9%	859	1751,72	↑	51%
Purin+biochar	50	92,1	↑	46%	127	240,2 1	↑	47%	126	119,9 8	↓	-5%	864	1686,6 8	↑	49 %
	Retención agua (g H ₂ O/g suelo seco)				Materia orgánica %				Carbono inorgánico %				Carbono orgánico %			
	Julio	Nov			Julio	Nov			Juli o	Nov			Juli o	Nov		
Control	43,0 5	38,36	↓	- 12%	2,82	2,7	↓	-4%	0,18	0,15	↓	- 20%	2,92	7,91	↑	63 %
Biochar	45,3 6	41,96	↓	-8%	2,75	3,28	↑	16%	0,17	0,18	↑	6%	2,53	5,53	↑	54 %
Purin	52,7 3	47,48	↓	- 11%	2,96	3,2	↑	8%	0,19	0,53	↑	64%	1,61	4,31	↑	63 %
Purin+biochar	47,4 9	51,75	↑	8%	3,19	3,5	↑	9%	0,18	0,51	↑	65%	1,02	5,27	↑	81%

Los resultados obtenidos en los tratamientos con purín y purín combinado con biochar muestran patrones contrastantes en la evolución de los parámetros fisicoquímicos del suelo, que permiten evaluar la capacidad del biochar para modular la movilidad de nutrientes y contribuir a su estabilización en el sistema edáfico.

En el caso del nitrato (NO₃⁻), la concentración en suelo tras la aplicación y el establecimiento del cultivo alcanzó 44,56 mg/kg en el tratamiento de solo purín, mientras que en el tratamiento mezclado con biochar se redujo hasta 22,48 mg/kg. Esta diferencia significativa sugiere un efecto directo del biochar en la atenuación de la movilidad del nitrógeno mineral, posiblemente a través de procesos de adsorción electrostática, retención en poros finos o interacción con grupos funcionales superficiales. La tendencia descendente entre tratamientos refleja una capacidad moderada pero reproducible del biochar para reducir el riesgo de lixiviación, sin afectar negativamente la disponibilidad para el cultivo.

La evolución del amonio (NH₄⁺) muestra valores inferiores al límite de detección (<1 mg/kg) en ambos tratamientos, salvo en el tratamiento Purin + biochar, donde se detectaron 1,5 mg/kg, lo que indicaría una ligera retención de esta forma reducida de nitrógeno en la fracción sólida del suelo. Este comportamiento podría estar asociado a mecanismos de intercambio catiónico promovidos por la carga superficial negativa del biochar y a una menor volatilización en presencia de carbono orgánico.

En cuanto al fósforo total, purín + biochar alcanzó un valor de 806 mg/kg, superior al observado en el tratamiento de solo purín (731 mg/kg), aunque el fósforo asimilable fue ligeramente inferior (21,8 mg/kg vs. 22,9 mg/kg). Este patrón es característico de biochars con alta superficie específica, capaces de adsorber fosfatos en sus poros o formar complejos poco solubles con Ca o Mg. El resultado sugiere una retención parcial del fósforo reactivo, sin impedir su disponibilidad a mediano plazo, lo que contribuye a una liberación más gradual y eficiente.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



La conductividad eléctrica (CE) en el tratamiento purín + biochar alcanzó 73,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, valor superior al de solo purín (71,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y al promedio de los tratamientos, lo que podría indicar una mayor presencia de solutos disponibles, aunque sin riesgo de salinización. El pH se mantuvo estable en ambos casos, reflejando el efecto tampón del biochar sobre los cambios ácidos que típicamente acompañan a la mineralización del purín.

Desde el punto de vista físico, el tratamiento purín + biochar presenta mejoras sustanciales en la porosidad (57,82 %) y en la capacidad de retención de agua (WHC: 51,75 g/100 g), frente al tratamiento de solo purín (porosidad: 60,83 %; WHC: 47,48 g/100 g). Esta mejora estructural del suelo podría estar facilitando una distribución más homogénea del agua y los nutrientes en el perfil, favoreciendo la absorción por parte del cultivo.

El contenido de carbono total y carbono orgánico total (TOC) también fue mayor en el tratamiento purín + biochar, confirmando la contribución del biochar como sumidero de carbono estable, y su papel en la mejora de la calidad del suelo a medio y largo plazo.

Los cationes intercambiables muestran una dinámica interesante: los niveles de K, Mg y Ca fueron mayores en el tratamiento purín + biochar, con valores de K: 119,98 mg/kg, Mg: 240,21 mg/kg y Ca: 1686,68 mg/kg. Este aumento puede deberse a la contribución directa del biochar como fuente secundaria de bases y a la mejora de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) del suelo. La mayor retención de estos elementos podría también reflejar una sinergia entre biochar y purín, donde el primero actúa como reservorio temporal evitando la pérdida rápida de nutrientes.

En conjunto, estos resultados reflejan una capacidad de sorción efectiva del biochar en combinación con purín, modulando la disponibilidad de nutrientes clave (N, P, K), reteniendo formas potencialmente lixiviables y mejorando las propiedades físicas del suelo. Este comportamiento sugiere que el uso de biochar en sistemas agrícolas con purín no solo ayuda a reducir impactos ambientales, sino que también mejora la eficiencia agronómica de los nutrientes, proporcionando una herramienta útil para estrategias de manejo sostenible de residuos y fertilización regenerativa.

4.4. Evaluación del contenido volumétrico de agua en el suelo: dinámica hídrica y efecto de las enmiendas

Los datos de humedad volumétrica (15 cm y 35 cm) entre octubre y diciembre evidencian:

- Mayor retención de humedad en profundidad (35 cm) en tratamientos con biochar, especialmente en purín + biochar.
- Menor oscilación entre riegos en purín + biochar $\rightarrow$ perfil hídrico más estable.
- Secado rápido en el control, especialmente en superficie.
- Curvas más amortiguadas en biochar y purín + biochar, lo que indica mejor capacidad de almacenamiento y menor escorrentía o evaporación.
- Estos resultados muestran que el biochar contribuye a mejorar la dinámica hídrica del suelo, aumentando la capacidad útil de agua y estabilizando el perfil hídrico, incluso tras eventos de lluvia intensa.

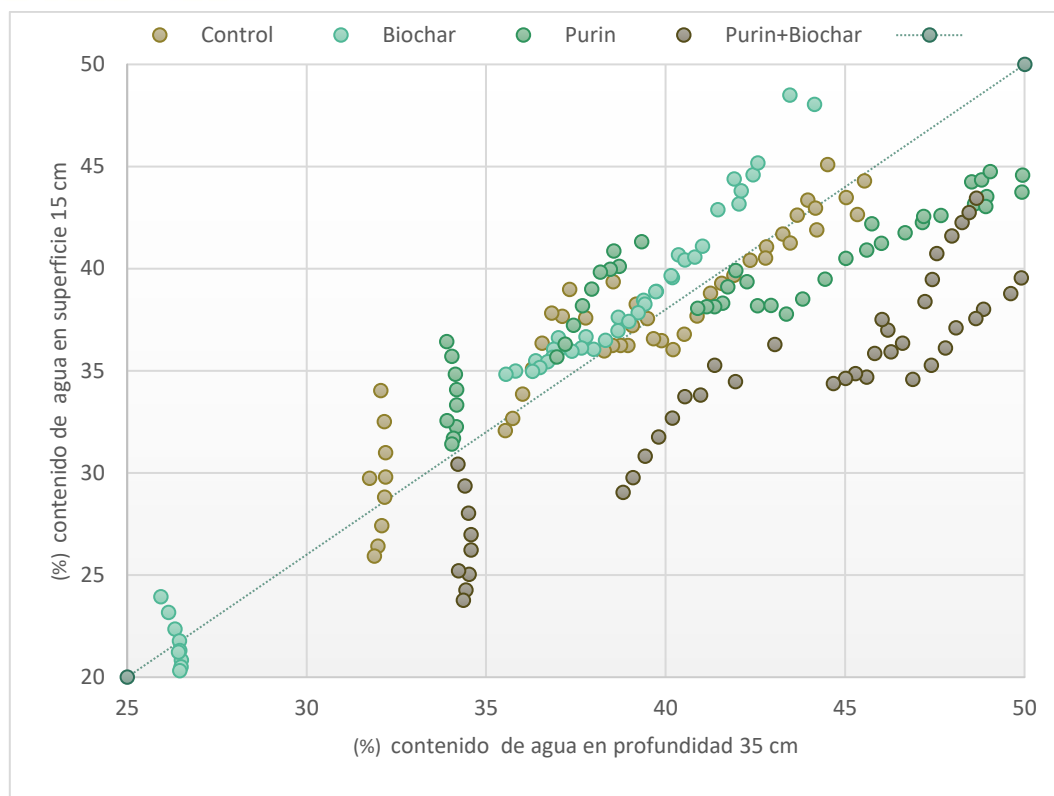
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 31. Contenido volumétrico de agua en el suelo, dinámica hídrica y efecto de las enmiendas entre octubre y diciembre del 2025

La distribución de puntos mostrada en el diagrama de dispersión confirma esta tendencia: los tratamientos con biochar tienden a situarse por encima de la línea de equilibrio 1:1 (línea punteada), lo que indica una retención preferencial de agua en la capa profunda. El tratamiento purín + biochar destaca como el tratamiento con mayor contenido hídrico acumulado en ambas profundidades, consolidándose como la mejor estrategia para mejorar la retención y redistribución del agua en el perfil.

En términos generales, se observa que los tratamientos con biochar, tanto solo como en combinación con purín, presentan mayores niveles de humedad en profundidad (35 cm) respecto al control y al tratamiento con purín sin biochar. Este patrón es coherente con la alta capacidad de retención de agua observada en los análisis de laboratorio (Retención de agua), y sugiere una mejora estructural del suelo asociada al uso de biochar, que permite un almacenamiento más eficiente del agua tras eventos de riego o precipitación.

Particularmente en el tratamiento de purín + biochar, el perfil hídrico muestra una menor oscilación entre eventos de riego, tanto en superficie como en profundidad. Esta atenuación en las curvas de humedad refleja una dinámica más estable, con menor pérdida de agua por escorrentía superficial o percolación profunda, y una mayor disponibilidad hídrica sostenida para el cultivo. A nivel superficial (15 cm), los tratamientos con biochar también presentan un comportamiento más amortiguado, con curvas más suaves frente a los ciclos de riego y evaporación.

En contraste, el tratamiento control muestra una rápida pérdida de humedad superficial tras los riegos, evidenciando un perfil más propenso al secado y a la pérdida de agua útil por evaporación directa. Esta diferencia es indicativa de un menor contenido de materia orgánica, menor porosidad efectiva y ausencia de estructuras microporosas que favorezcan la retención de humedad.

En conjunto, estos resultados reflejan que la incorporación de biochar mejora la dinámica hídrica del suelo, al aumentar su capacidad útil de agua, reducir la evaporación superficial y estabilizar el perfil de humedad, incluso tras episodios de lluvia intensa como los registrados en julio. Esta funcionalidad es especialmente relevante en sistemas hortícolas de regadío, donde la eficiencia en el uso del agua es crítica tanto a nivel económico como ambiental.



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



4.5. Conclusiones

La evaluación integral del biochar como enmienda agrícola ha permitido identificar sus potencialidades y limitaciones, tanto desde el punto de vista técnico como agronómico, considerando su caracterización fisicoquímica, su efecto en cultivos hortícolas y su comportamiento en el suelo bajo condiciones reales de campo.

Los resultados del proyecto demuestran que el biochar, especialmente cuando se selecciona adecuadamente y se combina con enmiendas orgánicas como el purín, puede actuar como una enmienda multifuncional en agricultura. Se confirmó su estabilidad estructural ($C > 50\%$, $H/C < 0,7$) y su capacidad para mejorar propiedades del suelo, como la retención de agua, la porosidad y la disponibilidad progresiva de nutrientes. En condiciones reales de campo, el tratamiento combinado purín + biochar destacó por su capacidad para retener amonio y fósforo, reducir pérdidas por lixiviación y mantener un perfil hídrico más estable frente a la escorrentía o evaporación, incluso tras episodios de lluvia intensa.

Los ensayos de germinación mostraron que biochars como BC5 y BC8 aplicados al 1 % estimulan el crecimiento sin efectos adversos, lo que refuerza su potencial para cultivos hortícolas exigentes. En conjunto, estos resultados respaldan el uso del biochar como herramienta eficaz para la mejora agronómica, la eficiencia hídrica y la sostenibilidad ambiental en sistemas agrícolas, especialmente cuando se adapta a las condiciones específicas del suelo y del cultivo.



5. Uso del biochar en procesos de digestión anaerobia y compostaje

5.1. Efectos del biochar en digestión anaerobia

5.1.1. Proceso de digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso microbiano, generalmente en estado líquido, mediante el cual al menos 3 familias de microorganismos (bacterias acidogénicas, bacterias acetogénicas y arqueas metanogénicas) descomponen materia orgánica en ausencia de oxígeno, dando lugar a una fase gaseosa conocida como biogás, una mezcla de CH_4 y CO_2 , principalmente, pero con presencia de CO , H_2 , H_2S y NH_3 . El proceso se desarrolla en cuatro etapas progresivas en las que los microorganismos van degradando la materia orgánica compleja en moléculas más sencillas, como se muestra en la **Figura 32**²³.

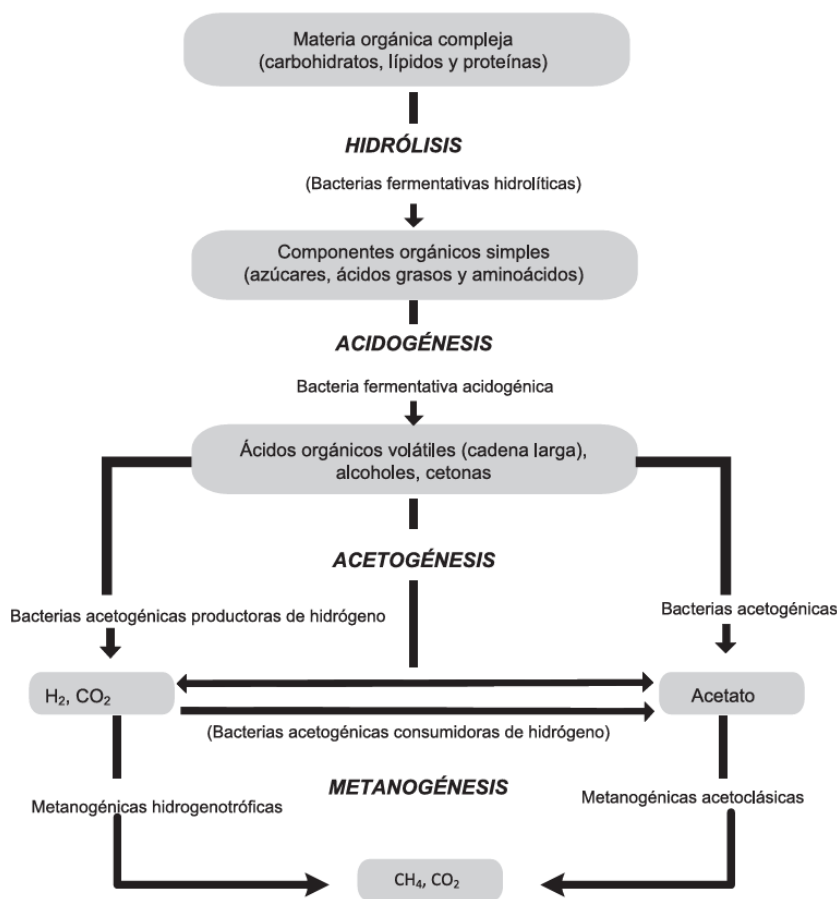


Figura 32. Esquema del proceso de digestión anaerobia con sus distintas etapas

5.1.1.1. Etapa de hidrólisis

Consiste en la despolimerización de los carbohidratos, proteínas, lípidos y ácidos nucleicos en sus monómeros: azúcares, aminoácidos, ácidos grasos y nucleótidos, respectivamente. Esta fase puede

²³ B.S. Moraes et al., Anaerobic digestion of vinasse from sugarcane ethanol production in Brazil: Challenges and perspectives, Renewable and Sustainable Energy Reviews 44 (2015) 888–903

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

ser la que define la velocidad del proceso cuando las macromoléculas presentes tienen un carácter más recalcitrante. La hidrólisis de las macromoléculas está mediada por enzimas secretadas al medio de cultivo por los microorganismos, que deben difundirse y superar inhibidores, así como la degradación en el medio. Es especialmente limitante en mezclas con gran contenido en biomasa lignocelulósica.

5.1.1.2. Etapa de acidogénesis

Los monómeros producto de la hidrólisis, principalmente monosacáridos como glucosa, fructosa, arabinosa o manosa en el caso de la biomasa lignocelulósica, son fermentados por bacterias acidogénicas, generando ácidos grasos volátiles (acético, propiónico, butírico y valérico, principalmente), alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Durante esta etapa se produce un marcado descenso de pH por la liberación de estos ácidos al medio que debe ser controlado para evitar inhibir el proceso.

5.1.1.3. Etapa de acetogénesis

Implica la conversión de los productos de la acidogénesis en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono. En sustratos fáciles de hidrolizar, ésta sería la etapa limitante del proceso por ser desfavorable termodinámicamente. En consecuencia, para progresar requiere de bajas concentraciones de H_2 que eviten la inhibición por producto, por lo que este paso sucede en simbiosis con la cuarta etapa, que retira el H_2 del medio haciendo posible la espontaneidad de la reacción.

5.1.1.4. Etapa de metanogénesis

Esta etapa, llevada a cabo por arqueas metanogénicas, consume CO_2 y H_2 para generar CH_4 , así como acético (CH_3COOH) para generar CO_2 y CH_4 , permitiendo que la etapa de acetogénesis siga su curso. Sin embargo, las arqueas que la promueven son muy sensibles a pH excesivamente ácidos y a la presencia de oxígeno. Respecto a la sensibilidad a la acidez del medio, este proceso suele requerir alcalinizar para mantener el pH en su punto óptimo, entre 6,5 y 8,2, o el proceso se verá muy afectado. Respecto a la presencia de O_2 , una estrategia posible es realizar el proceso en dos etapas, con la acidogénesis en una primera etapa consumiendo el O_2 presente, realizando la acetogénesis y la metanogénesis en un segundo reactor.

5.1.2. Mejoras del biochar en el proceso de digestión anaerobia

5.1.2.1. Mejoras ante la inhibición por sustrato:

El proceso de digestión anaeróbica puede ser inhibido por diferentes moléculas presentes en el sustrato de partida, o por derivados de fracciones abundantes. Sustratos con alto contenido en lípidos, metales, pesticidas, antibióticos o moléculas orgánicas como furanos o limoneno pueden desestabilizar el proceso desde el inicio. Además, sustratos con alto contenido en proteínas pueden conducir a un exceso de amonio y ácido sulfhídrico en etapas más avanzadas, lo que resulta tóxico para los microorganismos que desarrollan el proceso²⁴.

La adición de biochar puede reducir este efecto reteniendo los inhibidores, reduciendo su biodisponibilidad. Su desempeño dependerá de diversos parámetros como tiempo de contacto, temperatura de proceso, dosis de adsorbente y adsorbato, tamaño de partícula, distribución de poros, grupos funcionales en la superficie y pH.

Este efecto es reportado en la literatura consultada²⁵, mencionando que el contenido amónico total es uno de los principales causantes de fallo en digestiones anaerobias, llegando a causar hasta un 50% de reducción en la producción de metano. Es interesante para el fin que se persigue en este informe la mención que hace de los hidrolizados de biomasa lignocelulósica debido a su contenido en derivados de lignina, con efecto inhibidor. Si se desea mejorar las capacidades de digestión anaerobia de residuos lignocelulósicos, la extracción de la lignina previo a la digestión anaerobia puede tener un

²⁴ Fagbohunbe, M.O., et al, The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion, Waste Management (2016)

²⁵ M. Chiappero et al., Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes, Renewable and Sustainable Energy Reviews 131 (2020) 110037



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



efecto muy beneficioso, pero también la adición de biochar puede ayudar a reducir este efecto, a la vez que otros, sin necesidad de un pretratamiento costoso, aunque posiblemente rentable si se comercializase la lignina como moléculas de valor.

Sin embargo, la retención de moléculas por parte del biochar también tiene efectos negativos para adiciones altas de biochar. En un estudio sobre el efecto de distintas adiciones de biochar de pelón de nuez a un proceso de codigestión de restos agrícolas (paja de trigo, arroz y maíz) y estiércol de vaca, una adición de 2 g/L de biochar elevaba sensiblemente la producción de metano, mientras que adiciones mayores (4 y 8 g/L) mostraban un aumento menor de producción de metano, aunque mayor que la producción del control sin biochar (**Figura 33**)²⁶.

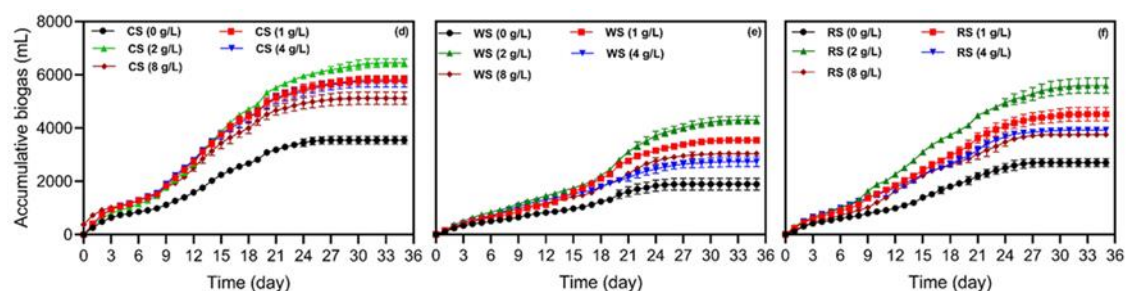


Figura 33. Producción acumulada de biogás comparando el sustrato (izquierda, paja de maíz; centro, paja de trigo y derecha, paja de arroz) y la adición de biochar (control, curva negra; adición de 1 g/L, curva roja; 2 g/L, curva verde; 4 g/L, curva azul y 8 g/L, curva granate).

Esto se relaciona con la capacidad del biochar para retener moléculas de forma inespecífica, aunque se mantiene en discusión. Otras medidas adicionales sobre el progreso del proceso, como la eliminación de carbono orgánico disuelto, arrojan las mismas conclusiones.

Este efecto negativo de adiciones excesivas de biochar también se reporta en la literatura²⁷, en concreto, que cantidades superiores a los 10 g de biochar por litro o de más de 3,83 g de biochar por gramo de sólidos volátiles producían un descenso en la producción de metano respecto a adiciones menores. Las causas más probables que consideran de esta pérdida de eficiencia en el proceso es la toxicidad de un nivel de cationes elevado. Las proporciones más adecuadas reportadas en este artículo son de 10 g/L, muy superior a las reportadas por Saif et al., o de 0,77 g/g de sólidos totales. Es posible que la dosis de biochar óptima varíe mucho con la naturaleza del biochar, del sustrato y de la concentración de sólidos volátiles en el medio.

5.1.2.2. Mejoras debido al aporte de minerales

Por ejemplo, en una serie de experimentos llevados a cabo con biochar producto de la pirólisis de serrín de pino a 650 y 900°C²⁸, se mostró cómo la producción de metano llevada a cabo sobre una mezcla de residuos alimentarios se incrementaba con la adición de biochar, pero en menor medida cuando se lixivaban algunos minerales que contenía. Especialmente el hierro mostró un papel clave, pues al añadir una fuente de hierro externa la mejora en la producción de metano con biochar lixiviado se igualaba a la del proceso con biochar sin lixiviar.

Además, durante estos experimentos se realizó un control sin biochar, pero con una adición equivalente de hierro que mostró una mejora importante del rendimiento de metano obtenido, aunque lejos de igualar a la mejora del biochar lixiviado, es decir, sin hierro. Estos resultados nos permiten establecer un criterio para estas condiciones de proceso, en las que el efecto de la adición de biochar se debería, por un lado, a las características fisicoquímicas del compost, como su capacidad de retener inhibidores, pero también a su contenido en ciertos minerales que desempeñan un papel en el metabolismo microbiano. Estos resultados pueden observarse en las gráficas de la **Figura 34**:

²⁶ I. Saif et al., Improved digestibility and biogas production from lignocellulosic biomass: Biochar addition and microbial response, *Industrial Crops & Products* 171 (2021) 113851

²⁷ Manga, M. et al., Biochar and Its Potential Application for the Improvement of the Anaerobic Digestion Process: A Critical Review *Energies* 2023, 16, 4051.

²⁸ Y. Sugiarto et al., Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar, *Bioresource Technology* 323 (2021) 124585

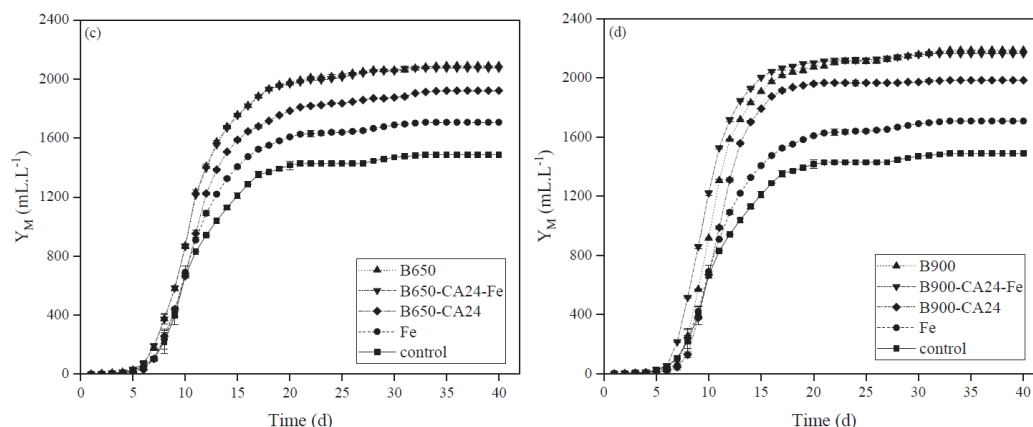
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 34. Efecto de la adición de biochar, biochar lixiviado, biochar lixiviado suplementado con hierro, solo con adición de hierro y sin ningún aditivo (control). Izquierda: biochar de serrín de pino a 650°C. Derecha: biochar de serrín de pino a 900°C.

Otros efectos mencionados en la literatura relacionados con el aporte de minerales a la mezcla orgánica son mencionados en una revisión del papel del biochar en la digestión anaerobia²⁹. En este artículo se hace referencia al papel de algunos cationes metálicos como tampones para evitar la reducción excesiva de pH debida a la liberación de grandes cantidades de ácidos orgánicos a partir de mezclas orgánicas ricas en materia orgánica de fácil biodegradación. A esto ayudaría además la capacidad propia de algunos grupos funcionales del biochar para tamponar igualmente el pH.

5.1.2.3. Mejoras a nivel microbiológico

Para profundizar en los efectos de la adición del biochar se exploró su influencia en el microbioma de los digestores en el previamente citado artículo de Sugiarto et al.³⁰, observándose cómo se favorece en gran medida la proporción de la clase de bacterias *Clostridia* y el género de arqueas *Methanosaeta*. Las bacterias pertenecientes a la clase Clostridia son buenas degradadoras de carbohidratos y capaces de producir H_2 y CO_2 a partir de ácido acético, lo que proporciona un sustrato para las arqueas metanogénicas hidrogenotróficas. Por otro lado, las *Methanosaetas* son productoras de metano a partir de ácido acético, sin capacidad para producirlo a partir de H_2 y CO_2 . Se conoce también su efecto positivo en el proceso de digestión anaerobia gracias a la formación de estructuras granulares debido a su carácter filamentosos.

El aumento en la proporción de estas bacterias, de la misma forma que se ha visto con el metano, se debe parcialmente al efecto de la adición de hierro y en parte a la adición de biochar, obteniéndose los mejores resultados con biochar lixiviado unido a la suplementación de hierro en sustitución, con resultados muy próximos a la adición del biochar original y superiores a la suplementación de hierro sin compost. Esto parece indicar que el biochar en sí, por sus propiedades físicas, es capaz de mejorar el desempeño de estas poblaciones, y se propone la facilitación de la formación de biopelículas como la causa principal de esta mejora.

Abundando en este aspecto, y volviendo al artículo de Saif et al.³¹, se observa una colonización intensa del biochar por parte de diversas poblaciones microbianas, como se puede observar en la **Figura 35**.

²⁹ M. Chiappero et al., Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes, Renewable and Sustainable Energy Reviews 131 (2020) 110037

³⁰ Y. Sugiarto et al., Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar, Bioresource Technology 323 (2021) 124585

³¹ I. Saif et al., Improved digestibility and biogas production from lignocellulosic biomass: Biochar addition and microbial response, Industrial Crops & Products 171 (2021) 113851

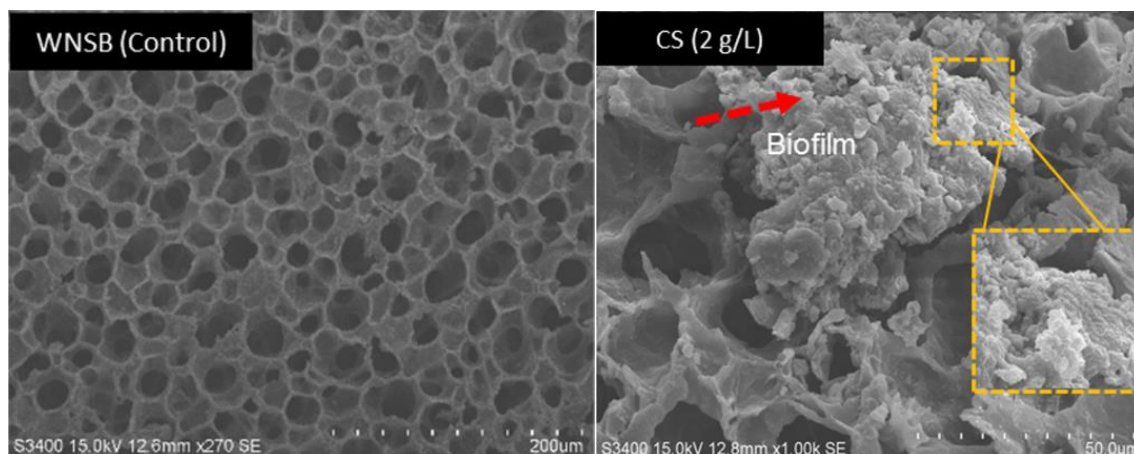
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 35. Imágenes de microscopía electrónica de barrido del biochar de partida (izquierda) y del biochar colonizado por microorganismos tras la digestión anaerobia de paja de maíz con adición de 2 g/l de biochar

Curiosamente, la diversidad microbiana observada en el digestato es mayor en el control, sin adición de biochar, y ante adiciones elevadas de biochar, que en el caso de mayor producción de metano (digestión anaerobia de paja de maíz con biochar a 2 g/L). La conclusión de este artículo es que el biochar favorece un microbioma menos diverso, pero más eficiente, y proponen la transferencia electrónica directa e indirecta entre microorganismos como un mecanismo clave a la hora de entender la mejora producida por el biochar.

En la digestión anaerobia existen múltiples poblaciones colaborando en la degradación de la materia orgánica: unas se alimentan de los productos de otras, desplazando así los equilibrios hacia la generación de metano. En esta colaboración es fundamental la transferencia de electrones de moléculas reductoras a moléculas oxidantes en la población microbiana, pero las propiedades conductoras del biochar podrían estar sirviendo de contacto para facilitar dicha transferencia.

Este mismo efecto, junto a otros, es defendido en otro artículo³², en el que se menciona la colonización de los microporos del biochar por microorganismos participantes de estas transferencias electrónicas (bacterias anaerobias y arqueas). En este artículo, consistente en dos pruebas piloto de digestión anaerobia de 109 kg de paja de arroz con una concentración de sólidos totales de 3,15%, se probó el efecto de la adición de biochar de tallo de maíz sobre la producción de biogás, aumentando un 37%, y las poblaciones microbianas, enriquecidas en especies de bacterias y arqueas participantes en la transferencia electrónica.

Sin embargo, esta relación entre la biodiversidad de microorganismos y la eficiencia del proceso no siempre tiene el mismo cariz. En el artículo de Manga et al.³³ se hace referencia a la disminución de la biodiversidad con adiciones elevadas de biochar, relacionándola con la disminución del metano producido.

5.1.2.4. Mejoras en la calidad del digestato

Tras completarse la digestión anaerobia de un sustrato, el líquido con sólidos suspendidos y disueltos que queda se denomina digestato. Como residuo con alta carga orgánica que es, no puede eliminarse directamente al medio. Por ello existe gran interés en emplearlo, por ejemplo, como fertilizante para explotaciones agrícolas, lo que lleva asociado una problemática de emisión de gases de efecto invernadero, de lixiviación de nutrientes y contaminación de aguas subterráneas o de acumulación de metales pesados en los cultivos fertilizados.

³² S. Krushna Bhujbal et al., Investigating role of corn stover biochar supplementation on continuous pilot scale anaerobic digestion: Performance and microbial community dynamics, *Bioresource Technology* 416 (2025) 131767

³³ Manga, M. et al., Biochar and Its Potential Application for the Improvement of the Anaerobic Digestion Process: A Critical Review *Energies* 2023, 16, 4051.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Chiappero et al. evalúan algunos de estos problemas³⁴ y defienden que pueden corregirse gracias al biochar añadido al digestato, que retiene los nutrientes en su interior, liberándolos de forma paulatina y aumentando así la eficiencia de su aprovechamiento por parte de microorganismos y plantas. La absorción de nutrientes amoniacales, además, evita su pérdida por evaporación y posterior oxidación a N₂O, mientras que la retención de moléculas ricas en carbono evita la liberación de CO₂.

5.1.3. Mejora de la producción de metano

Se resumen a continuación (**Tabla 20**) los resultados de la bibliografía experimental revisada para dar una idea de las condiciones que podrían suponer una mejora para los procesos de digestión anaerobia^{35, 36, 3738}. Es importante destacar que las mejoras se expresan como porcentaje frente al control respectivo, luego en los artículos que estudian distintos sustratos, una mejora superior no indica un volumen de metano superior a nivel global, sino en función del sustrato respectivo sin la adición del control.

Tabla 20: Comparación de la mejora (%) del metano en relación con las condiciones de proceso. La mejora se expresa en porcentaje frente al metano producido en el control.

Composición del sustrato	Sustrato y condiciones de producción del biochar	Condiciones digestión anaerobia	Mejora	Ref.
Paja de arroz	Tallos de maíz a 600°C, adición de 25 g/L.	32 días a 37°C	37%	Bhujbal 2025
Tallos de maíz + Estiércol de vaca	Pirólisis pelón de nuez, 550°C, adiciones de 1, 2, 4 y 8 g/L. Mejor con 2 g/L.	35 días a 37°C	57%	Saif 2021
Paja de trigo + Estiércol de vaca			74%	
Paja de arroz + Estiércol de vaca			88%	
Restos alimentarios	Pirólisis de serrín de pino a 650 y 900°C, 15 g/L, lixiv.	40 días a 37°C	47%	Sugiarto 2021
Restos alimentarios	Gasificación de pellets de serrín a 700-800°C. Se añaden de 0, 6, 12, 18, 24 y 30 g en 760 ml. Mejor con 6 y 12.	28 días a 55°C	45%	Zhan 2020

³⁴ M. Chiappero et al., Review of biochar role as additive in anaerobic digestion processes, Renewable and Sustainable Energy Reviews 131 (2020) 110037

³⁵ S. Krushna Bhujbal et al., Investigating role of corn stover biochar supplementation on continuous pilot scale anaerobic digestion: Performance and microbial community dynamics, Bioresource Technology 416 (2025) 131767

³⁶ I. Saif et al., Improved digestibility and biogas production from lignocellulosic biomass: Biochar addition and microbial response, Industrial Crops & Products 171 (2021) 113851

³⁷ Y. Sugiarto et al., Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar, Bioresource Technology 323 (2021) 124585

³⁸ L. Zhang, et al., Biochar enhanced thermophilic anaerobic digestion of food waste: Focusing on biochar particle size, microbial community analysis and pilot-scale application, Energy Conversion and Management 209 (2020) 112654

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

5.2. Efectos del biochar en procesos de compostaje

5.2.1. Proceso de compostaje

El compostaje es un proceso microbiano de biodegradación aeróbica en estado sólido empleado para estabilizar residuos orgánicos y revalorizarlos, dándoles un uso como abono orgánico que no tendrían los residuos de partida. Como proceso microbiano, es altamente dependiente de unas condiciones adecuadas para el crecimiento de las distintas poblaciones que se irán sucediendo a medida que las macromoléculas vayan transformándose en moléculas más sencillas. La humedad, la temperatura, el pH, el balance carbono – nitrógeno, los niveles de oxígeno o la liberación de moléculas inhibitoras durante el proceso tienen un gran efecto en lograr un compost con unas cualidades óptimas.

La estabilización lograda durante el proceso de compostaje tiene que ver, por un lado, con la transformación de la materia orgánica compleja en moléculas con un mayor grado de oxidación, eventualmente terminando en ácidos húmicos y fúlvicos, CO₂, NO₂, nitritos, fosfatos y sulfatos. También se forman ácidos orgánicos volátiles, CH₄, NH₃ o NH₄⁺ y H₂S, especialmente cuando se dan zonas con bajos niveles de oxígeno. Como muchos de estos compuestos son gaseosos o muy volátiles, así como solubles en agua, parte de la materia de partida se pierde a la atmósfera o en el lixiviado del proceso, lo que supone tanto una ineficiencia, pues son nutrientes no aprovechados, como una fuente de contaminación debido tanto al efecto invernadero de algunos de estos gases como a la salinidad y potencial de eutrofización de las moléculas solubles.

En consecuencia, con la progresiva degradación de las biomoléculas presentes en los residuos la materia presente al final del proceso se compone de moléculas mucho más resistentes a la biodegradación, lo que implica que no se producirán apenas procesos adicionales que cambien las propiedades del compost. A esta estabilización se le llama grado de madurez.

Por otro lado, la estabilización comprende también la inactivación térmica de los microorganismos presentes en los residuos de partida. Durante la biodegradación de la materia orgánica mediante reacciones exotérmicas, especialmente en residuos ricos en azúcares, proteínas y grasas, la temperatura aumenta por encima de los 60°C, eliminando la mayor parte de los microorganismos patógenos en el proceso. A esta estabilización se la conoce como higienización.

Un proceso de compostaje consta de cuatro etapas, caracterizadas por las reacciones que tienen lugar, el pH, la temperatura y las poblaciones microbianas que van sucediéndose:

5.2.1.1. Etapa mesófila:

Durante esta etapa inicial los microorganismos se adaptan a las nuevas condiciones del medio y comienzan a alimentarse de las biomoléculas más fácilmente accesibles. Esto produce una disminución del pH por los ácidos orgánicos producidos a partir de las moléculas sencillas y un incremento de la temperatura por el calor liberado en las reacciones de oxidación de la materia orgánica, llevando la temperatura desde la ambiental hasta superar los 65°C. A partir de los 45°C cambian las poblaciones microbianas activas, iniciándose la llamada etapa termófila.

5.2.1.2. Etapa termófila:

Las poblaciones de microorganismos termófilos tienen una capacidad superior para degradar moléculas complejas como la celulosa, la lignina y las proteínas y grasas más complejas, que generalmente compondrán la mayor parte de la materia orgánica del residuo. Una vez hidrolizados estos biopolímeros, los microorganismos podrán incorporarlos a sus rutas metabólicas, liberando nuevamente calor, pero a un ritmo más lento debido a que la primera fase de hidrólisis limita el proceso. Esto hace que la temperatura de la mezcla se sitúe, tras alcanzar los 65-75°C, entre los 55°C y los 65°C, eliminando los microorganismos patógenos, como las enterobacterias o las esporas de hongos. Por su parte, el pH aumenta debido a la liberación de amoníaco y aminas en el metabolismo de las proteínas y los ácidos nucleicos.

5.2.1.3. Etapa mesófila 2:

También conocida como etapa de enfriamiento, se alcanza cuando la mayor parte de la materia orgánica ha sido metabolizada, manteniéndose solo las biomoléculas recalcitrantes. Al ir disminuyendo la temperatura, entre 40 y 45°C, vuelven a aparecer algunos microorganismos mesófilos que resistieron en forma de esporas a la etapa termófila, continuando con la degradación de las moléculas aún presentes, como celulosa y lignina. Debido a que el ritmo de biodegradación es



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



menor, el calor de las reacciones de oxidación es menor, lo que favorece que la temperatura siga disminuyendo. Debido a esta nueva actividad microbiana, el pH comienza a descender de nuevo, aproximándose a la neutralidad.

5.2.1.4. Etapa de maduración:

Durante esta última etapa, que puede durar varios meses, los últimos restos de materia orgánica van oxidándose a un ritmo lento, lo que lleva a la temperatura del compost a igualarse con la del entorno. El pH alcanza la neutralidad y aparecen otros organismos como ácaros e insectos que terminan de degradar la materia orgánica.

5.2.2. Mejoras del biochar en el proceso de compostaje

De la misma forma que mejora los procesos de digestión anaerobia, el biochar tiene potencial para mejorar el desempeño de los procesos de compostaje, incrementando la velocidad de biodegradación de la materia orgánica y, por tanto, también la temperatura. Mejorará la aireación por su estabilidad como estructurante poco biodegradable, mientras que su porosidad le permitirá retener nutrientes que se perderían por lixiviación o evaporación, adsorbiéndolos, pero manteniéndolos disponibles para los microorganismos.

5.2.2.1. Mejoras en la temperatura alcanzada

En un estudio³⁹ sobre el efecto de adiciones de biochar en el proceso de compostaje de una mezcla orgánica compuesta por los restos de comida de una cantina, empleando biochar obtenido por pirólisis de biomasa vegetal producto de la limpieza de jardines, obtenido a dos temperaturas distintas 350°C y 450°C y aplicado en proporciones del 10 y del 15%, se lograron claras mejoras en la temperatura: el porcentaje de biochar añadido tuvo un efecto claro, pues se obtuvieron mayores temperaturas con adiciones de biochar del 15%, algo menores con un 10% y menores aún en el control. Por el contrario, no se observó un efecto significativo en la temperatura al añadir compost obtenido mediante una temperatura de pirólisis u otra, como se muestra en la **Figura 36**:

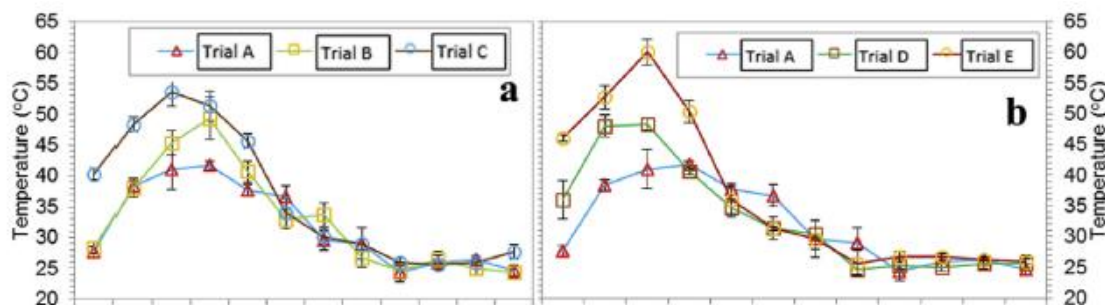


Figura 36. Izquierda: gráfico con los efectos de adiciones de biochar producido a 350°C (A: control; B, 10% en peso; C: 15% en peso). Derecha: gráfico con los efectos de adiciones de biochar producido a 450°C (A: control; D: 10% en peso; E: 15% en peso).

En otro estudio, conducido por Abban Baidoo et al. (2024), emplearon biochar producido a partir de cáscara de arroz por un lado y de coronta de maíz por otro, en proporciones de un 5 y un 10% junto con una mezcla orgánica consistente en excrementos de granja avícola, cáscara de arroz y residuos orgánicos domésticos⁴⁰.

Los efectos en la temperatura pueden apreciarse que varían tanto con la dosis como con el tipo de biochar empleado. Por ejemplo, en la **Figura 37** se pueden apreciar que el blanco (B) alcanza temperaturas menores que el resto, alcanzando la mayor el ensayo con biochar de cáscara de arroz a un 10%. Muy próximos a éste y con gran similitud entre sus perfiles de temperatura se encuentran los ensayos realizados con biochar de maíz en adiciones de 5 y 10%, quedando por debajo la adición de

³⁹ M. Waqas et al., Optimization of food waste compost with the use of biochar, Journal of Environmental Management (2017) 1-12

⁴⁰ Abban-Baidoo, E. et al., Biochar addition influences C and N dynamics during biochar co-composting and the nutrient content of the biochar co-compost, Scientific Reports (2024) 14:23781



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



cáscara de arroz al 5%. En resumen, podemos concluir que la adición de biochar de cáscara de arroz permitió elevar la temperatura del compost en 8°C aproximadamente respecto al blanco, comparando la máxima temperatura alcanzada en ambos casos.

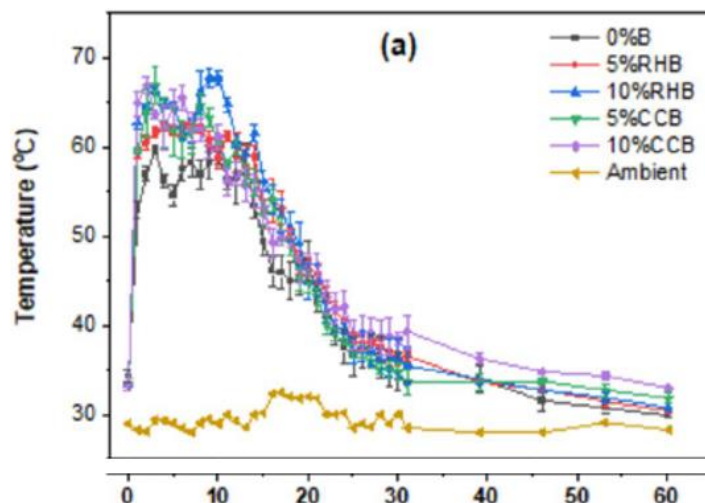


Figura 37. Ensayos de compostaje y temperaturas empleando distintos biochars y en distintas proporciones: biochar de cáscara de arroz (RHB) y de coronta de maíz (CCB).

5.2.2.2. Mejoras en la velocidad del proceso

En el estudio de Waqas et al. también se midió la velocidad a la que se degradaba la materia orgánica en los distintos ensayos llevados a cabo. Al consistir el compostaje en la degradación aeróbica de la materia orgánica, esta es la métrica más apropiada para determinar la velocidad del proceso⁴¹. En la Figura 38 se muestra un gráfico con la evolución de los valores de materia orgánica de la mezcla durante el compostaje:

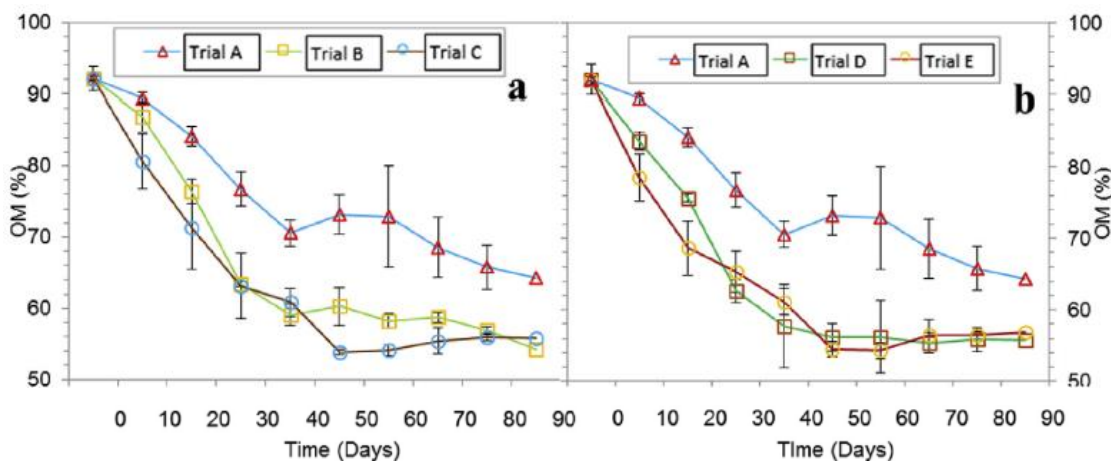


Figura 38. Progresión del proceso medido como la reducción en la materia orgánica de las mezclas. Izquierda: efecto de la adición de biochar producido a 350°C (A: control; B: 10% en peso; C: 15% en peso). Derecha: efecto de la adición de biochar producido a 450°C

Como se puede observar, la degradación de la materia orgánica fue más rápida en los ensayos con compost que en el control, lográndose niveles más bajos de materia orgánica: un 30% para las mezclas con biochar frente al 35% del blanco. Además, el nivel de materia orgánica alcanzado por el blanco a

⁴¹ M. Waqas et al., Optimization of food waste compost with the use of biochar, Journal of Environmental Management (2017) 1-12



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



día 90 se logra en las muestras con biochar alrededor del día 30, lo que supone una reducción del tiempo de proceso de un 66% aproximadamente.

Otra forma de ver la evolución del proceso de compostaje es analizar el contenido en carbono total (tanto orgánico como inorgánico) en el proceso. A medida que la materia se degrada aeróbicamente, el carbono contenido en ella mineraliza en forma de CO₂ gas, emitido a la atmósfera. Debido a ello, se puede ver un descenso paulatino del contenido de carbono en la muestra. En el mismo estudio, Waqas et al. analizan este parámetro para estudiar el progreso del compostaje, obteniendo las gráficas que se muestran a continuación:

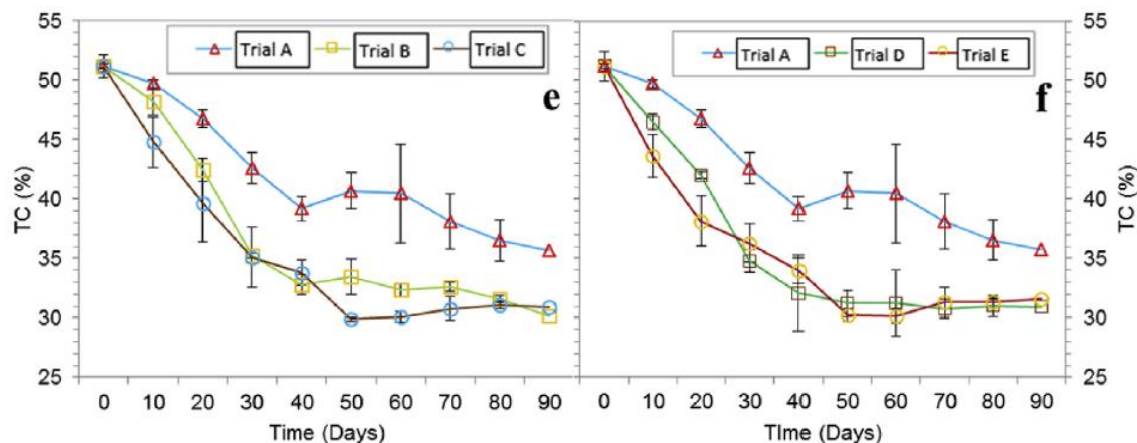


Figura 39. Evolución del proceso de compostaje medido en reducción de carbono total (TC) contenido en la mezcla. Izquierda: efecto de la adición de biochar producido a 350°C (A: control; B: 10% en peso; C: 15% en peso). Derecha: efecto de la adición de biochar producido a 450°C (A: control; D: 10% en peso; E: 15% en peso).

Como se puede observar, las gráficas de la **Figura 39** son idénticas en forma. Esto, aunque no se aclara en el artículo, seguramente sea por haber calculado el carbono total a partir de la materia orgánica mediante el factor de conversión histórico de 0,58, es decir:

$$\text{Materia Orgánica (\%)} \times 0,58 = \text{Carbono Total (\%)}$$

De hecho, los valores obtenidos de Carbono Total coinciden con los valores de Materia Orgánica corregidos por este factor. Por tanto, la conclusión que se puede extraer es la misma que la obtenida en el análisis de la materia orgánica, pero esto permite la comparación con los resultados obtenidos en el estudio de Abban Baidoo et al., donde analizan el Carbono Total en lugar de la Materia Orgánica.

En este caso, los resultados de las adiciones de biochar no muestran diferencias significativas entre las mezclas con y sin biochar, más allá del incremento en carbono que supone la adición del biochar. El ritmo de reducción del carbono total es prácticamente el mismo (**Figura 40**):

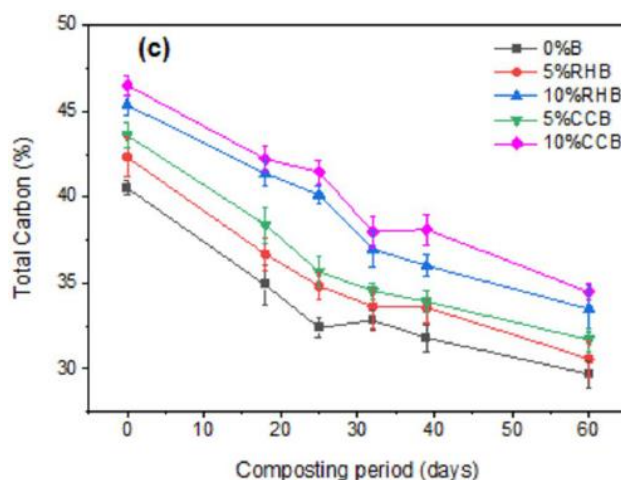


Figura 40. Reducción del carbono total durante el compostaje en las mezclas con biochar de cáscara de arroz (RHB), de coronta de maíz (CCB) y sin biochar (B).

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**eurecat**

5.2.2.3. Mejora en los niveles de NH_4^+ y NO_3^-

Una de las métricas más importantes del proceso de compostaje por sus múltiples efectos es el nivel de amonio y nitritos en el compost.

Debido al metabolismo de las proteínas y los ácidos nucleicos de los residuos de partida se generan derivados nitrogenados y, finalmente, amoniaco, que dependiendo del pH estará en su forma ionizada, es decir, amonio (NH_4^+) o en su forma neutra (NH_3). En forma neutra es volátil y escapa del compost a la atmósfera, generando malos olores y, al oxidarse a N_2O , gases de efecto invernadero. En cambio, cuando es retenido en el sólido, el amoniaco o amonio es metabolizado por microorganismos nitrificantes, que lo convierten parcialmente en nitritos (NO_2^-) o nitratos (NO_3^-), moléculas que pueden permanecer de forma estable en el compost y pueden ser empleadas por las plantas como nutrientes.

En el estudio realizado por Waqas et al., las mezclas preparadas con biochar mostraron unos niveles superiores de amonio, especialmente a partir de los primeros 20 días, cuando se alcanza el máximo alrededor de los días 35 y 40 (**Figura 41. a y b**). La producción del amoniaco en esta primera etapa es muy rápida, superándose los efectos de las pérdidas a la atmósfera y la nitrificación, y se puede apreciar cómo alcanza mayores niveles cuanto mayor es la cantidad de biochar añadido, seguramente debido a la capacidad de retención de amoniaco del biochar.

Cuando se va completando la degradación de toda la materia orgánica nitrogenada se alcanza el máximo, momento a partir del cual toma más relevancia la nitrificación, como puede observarse en la **Figura 41.c y d**.

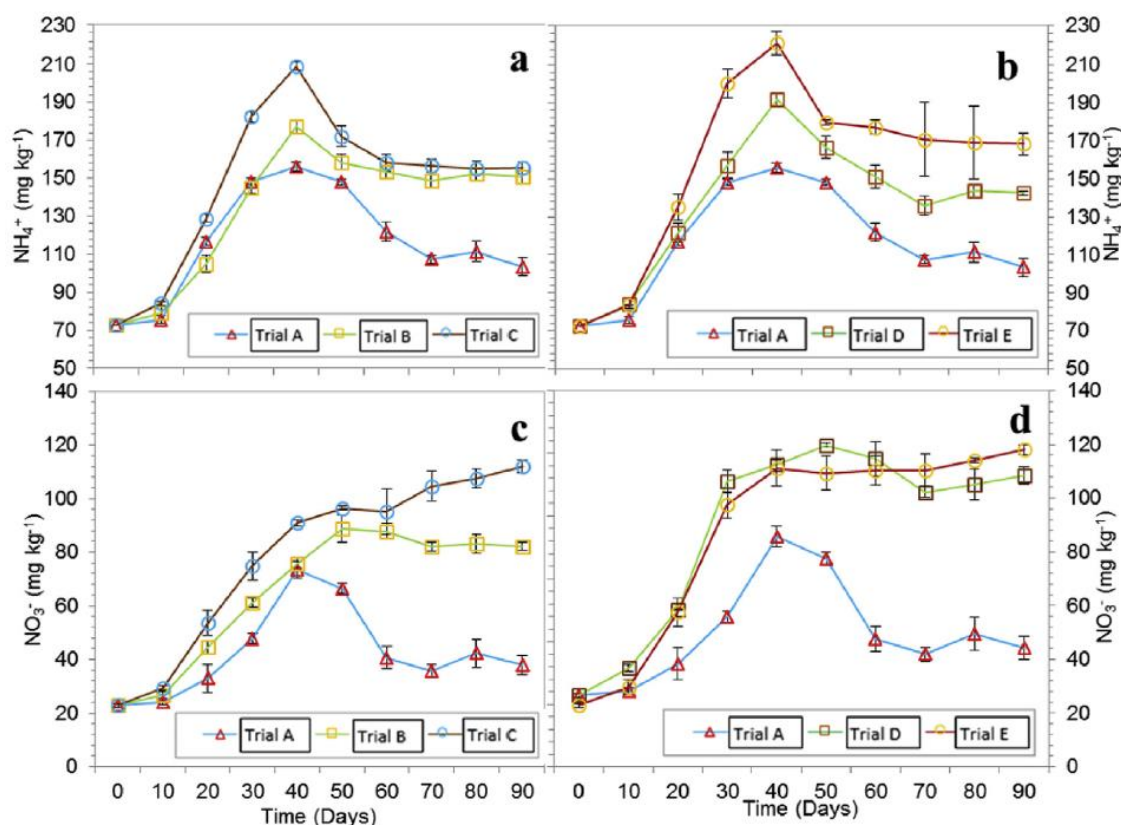


Figura 41. Evolución del contenido en nitrógeno inorgánico ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ y NO_3^-) en muestras mezcladas con compost a 350°C (B y C), a 450°C (D y E) y en el blanco sin compost (A).

Por otro lado, en el estudio realizado por Abban Baidoo et al., solo se realizaron 3 muestreos, uno el día 21, otro el día 42 y otro el día 60. En todos ellos se obtuvo un valor de amonio y nitratos superior a día 21 (**Figura 41**), lo que contrasta con los resultados previos en los que el máximo estaba situado en torno a los 40 días. Se puede asumir que el proceso de compostaje en este estudio fue más rápido, pero mientras que en el estudio previo una mayor cantidad de biochar se traducía en una mayor retención de nitrógeno inorgánico, en este los mejores valores se obtienen con una adición del 5% de biochar, por encima incluso de la adición del 10%.

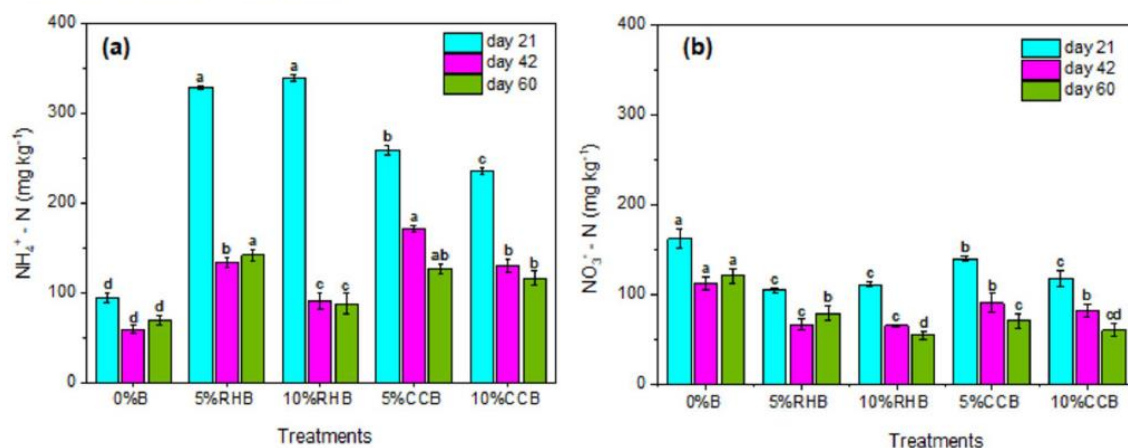
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Figura 42. Evolución del contenido en nitrógeno inorgánico (NH₃/NH₄⁺ y NO₃⁻) en muestras mezcladas con compost (5% y 10% de RHB y CCB) y en el blanco (0% B).

De estos resultados dispares se puede concluir que, en general, la adición de biochar puede mejorar la retención de nutrientes de nitrógeno inorgánico, reduciendo asimismo la contaminación generada por emisiones de amoníaco u otros compuestos orgánicos nitrogenados, pero la dosis adecuada de biochar seguramente dependa de las condiciones de producción del biochar en cuestión, así como de las condiciones del proceso de compostaje.

5.2.2.4. Cambios en la conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica es un parámetro que mide la concentración de iones en un medio, favoreciendo así la conducción de la corriente eléctrica. A medida que se liberan ácidos orgánicos y amoníaco o aminas durante el proceso de compostaje, estas sustancias se ionizan parcialmente e incrementan la conductividad eléctrica del medio, efecto que se añade al de cationes metálicos, que permanecen en el compost salvo en las pérdidas debidas a la lixiviación, aumentando su concentración, por otro lado, con la pérdida de humedad. Ácidos orgánicos y amonio, en sus formas no ionizadas, pueden volatilizarse parcialmente del medio, pero la adición de biochar a la mezcla de compostaje retendrá parcialmente estas moléculas reduciendo su pérdida y aumentando así su concentración respecto a un compost sin biochar.

Esto puede apreciarse en la **Figura 43**, donde las mezclas con biochar producido a 350°C mostraron un mayor aumento de la conductividad al inicio del proceso y a partir de los 50 días. Seguramente el inicio más pronunciado no se deba a una mayor degradación de la materia, pues esta fue muy similar para ambos tipos de biochar.

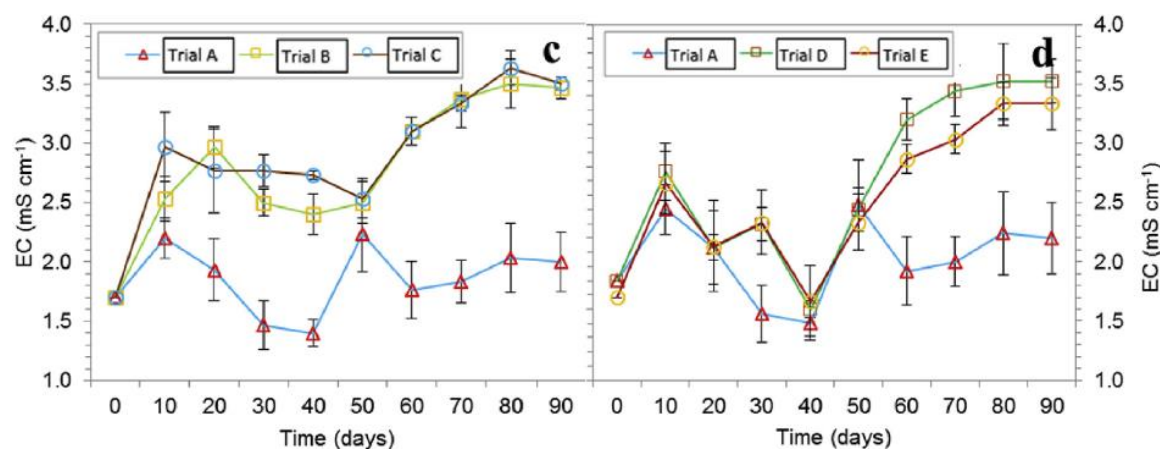


Figura 43. Evolución de la conductividad eléctrica en muestras mezcladas con compost a 350°C (B y C), a 450°C (D y E) y en el blanco sin compost (A).

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

La diferencia en la retención de estos iones tiene que deberse a las propiedades concretas de cada biochar, especialmente su hidrofobicidad, su superficie específica, sus grupos funcionales o una combinación de todo ello.

Por otro lado, en el estudio de Abban Baidoo et al., los resultados de conductividad eléctrica no muestran una diferencia muy significativa en tendencia, sino en cantidad, como se muestra en la **Figura 44**:

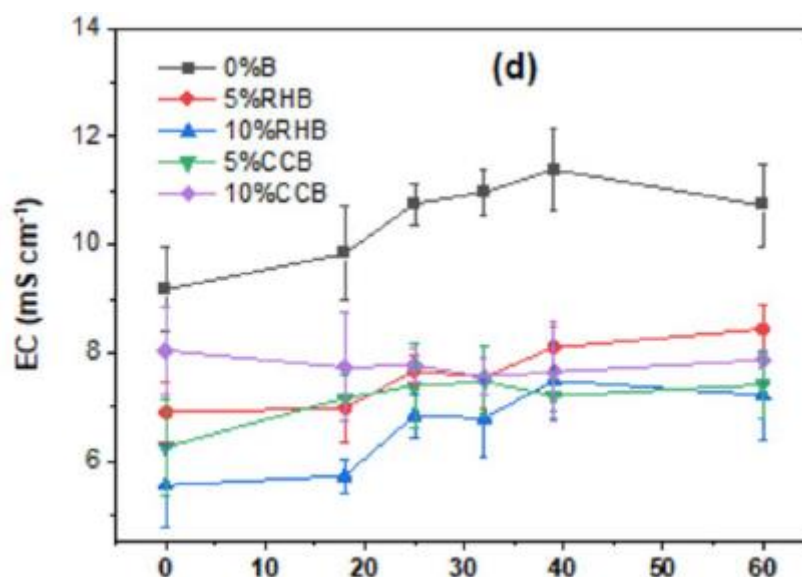


Figura 44. Evolución de la conductividad eléctrica en muestras mezcladas con compost (5% y 10% de RHB y CCB) y en el blanco (0% B).

En estos ensayos, la conductividad eléctrica en todas las muestras superó con mucho a la reportada por Waqas et al. Por otro lado, la mayor diferencia de conductividad eléctrica entre el control sin biochar y los ensayos con biochar, según el estudio de Waqas et al., comienza a partir del día 50, mientras que el ensayo de Abban Baidoo queda reducido a un proceso de 60 días.

Estas diferencias podrían explicar el comportamiento tan distinto entre ensayos, pero también podrían deberse a la naturaleza del biochar implicado, a los componentes particulares de las mezclas de partida o a factores externos como la humedad y la temperatura ambiental.

5.2.2.5. Cambios en el pH

El pH es un parámetro crítico de control del proceso de compostaje que, de desviarse demasiado del óptimo, puede llevar a una disrupción de los procesos microbianos. Este desvío suele darse por acidificación excesiva a consecuencia de una elevada producción de ácidos orgánicos. La adición de biochar eleva el pH de la mezcla ya desde un inicio, pero también reduce su variación gracias a su capacidad para retener los ácidos orgánicos o el amonio que se va liberando más adelante, a medida que las proteínas son metabolizadas.

En el artículo de Waqas et al., se estudió la variación del pH a lo largo del proceso, obteniéndose los resultados mostrados en la **Figura 45**. Como se puede observar, mezclar la materia orgánica con el biochar permitió eliminar por completo la etapa de acidificación inicial, pasando directamente a un incremento del pH hasta alcanzar un máximo en el día 30, a partir del cual se produjo el típico descenso fruto de la nitrificación o la pérdida de amonio. El efecto del biochar obtenido a 450°C fue superior, alcanzando valores superiores a 9 en el día 30 y cercanos a 8 en el día 90, frente a valores cercanos a 8, 5 y 7, respectivamente.

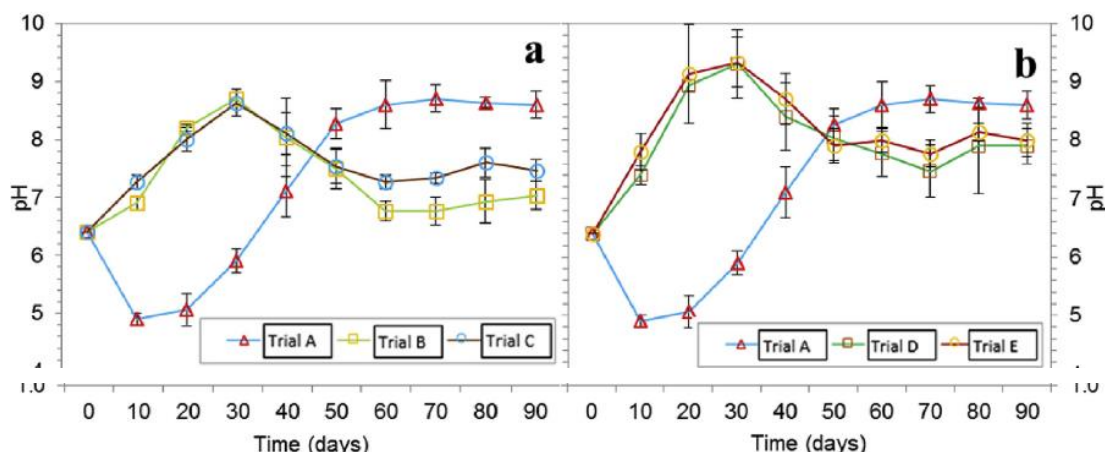
**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL**eurecat**
Centre Tecnològic de Catalunya

Figura 45. Evolución del pH a lo largo del proceso en muestras mezcladas con compost a 350°C (B y C), a 450°C (D y E) y en el blanco sin compost (A).

Por otro lado, en el estudio de Abban Baidoo et al., el único efecto observado fue el de la alcalinización del compost, siendo más relevante la materia prima con la que se produjo que la cantidad añadida, lo que puede apreciarse fácilmente en la **Figura 46** atendiendo a que las curvas superiores son debidas al biochar obtenido de coronta de maíz, seguidas de las debidas al biochar obtenido de cáscara de arroz. Este comportamiento es similar a la primera fase del compostaje reportado por Waqas et al., residiendo la principal diferencia en la ausencia de acidificación en el blanco, debido quizás a la abundancia en compuestos nitrogenados del estiércol avícola.

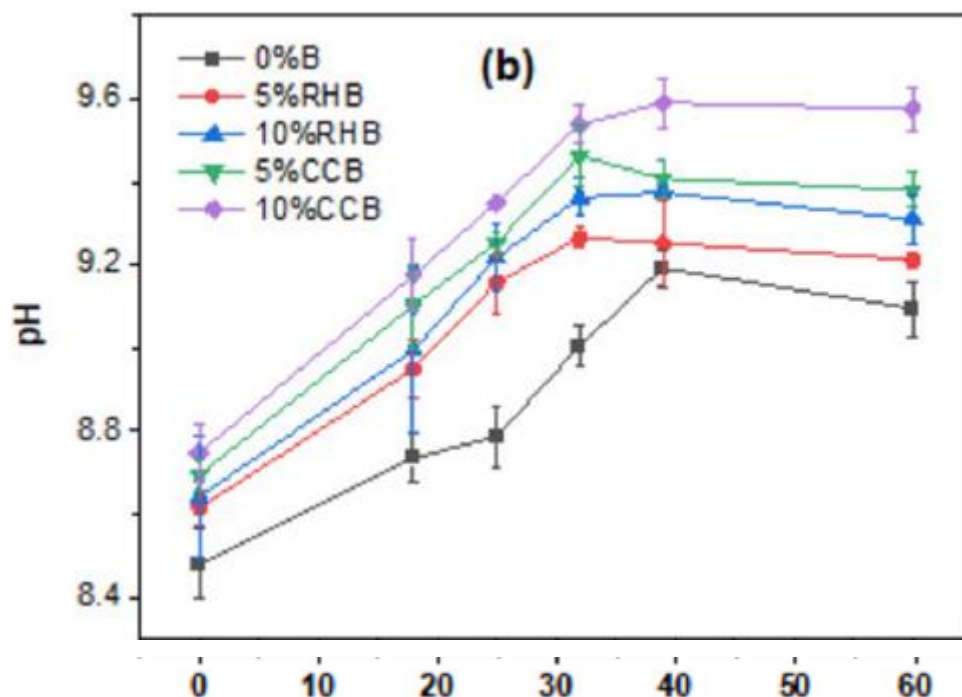


Figura 46. Evolución del pH en muestras mezcladas con compost (5% y 10% de RHB y CCB) y en el blanco (0% B).

5.3. Conclusiones sobre la aplicación del biochar a procesos de digestión anaerobia

La primera consideración que tener en cuenta a la hora de evaluar el uso del biochar como aditivo que mejore los procesos de digestión anaerobia y compostaje es el coste añadido que representa para unos procesos que deben ser muy baratos para reportar beneficios. Para estimar el cambio que puede

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

suponer la adición de biochar a una planta de biometanización, empleamos los siguientes datos y cálculos:

- Coste de producción del biogás: 0,285 €/m³ biogás
- Producción de biogás en un digestor: 150 m³ biogás/m³ de digestor
- Precio de biochar: 500 €/ton
- Adición de biochar: 0,025 ton biochar/ton suspensión de materia orgánica
- Densidad de la suspensión: 1,1 ton/m³
- Mínimo incremento de producción: 37%
- Máximo incremento de producción: 88%

Para estimar el coste de la producción de biogás, calculamos el coste del nuevo proceso con adición de biochar sumando al coste inicial (0,285 €/m³) el coste adicional del biochar sobre el volumen original de biogás. No es el resultado exacto, pues aún debemos calcularlo en relación con el incremento obtenido. La ecuación 6 muestra el cálculo del coste de la adición del biochar en base al biogás producido originalmente por metro cúbico de digestor (o metro cúbico de suspensión).

$$\text{Coste Biochar} \left(\frac{\text{€}}{\text{m}^3 \text{Biogás}} \right) = \frac{\text{Prop. Biochar} \left(\frac{\text{Ton Biochar}}{\text{Ton Susp.}} \right) \times \text{Densidad Susp.} \left(\frac{\text{Ton}}{\text{m}^3} \right) \times \text{Precio Biochar} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right)}{\text{Producción Original de Biogás} \left(\frac{\text{m}^3 \text{Biogás}}{\text{m}^3 \text{Susp.}} \right)} \quad (\text{Ec.6})$$

El resultado de esta ecuación con los datos mencionados previamente supone un coste adicional de 0,092€/m³ que sumar a los 0,285€/m³ originales. Para calcular el coste real por metro cúbico de biogás producido con adición de biochar debemos incluir ahora el incremento en la producción de biogás, que haremos con un mínimo del 37% en la mejora, por el menor valor de los mejores procesos revisados en la bibliografía consultada, y un máximo del 88%.

Para obtener el valor del coste por metro cúbico de biogás producido con adición de biochar, realizamos el siguiente cálculo mostrado en la ecuación 7:

$$\text{Nuevo Coste} \left(\frac{\text{€}}{\text{m}^3} \right) = \frac{\left(\text{Coste Original} \left(\frac{\text{€}}{\text{m}^3} \right) + \text{Coste Biochar} \left(\frac{\text{€}}{\text{m}^3} \right) \right) \times \text{Producción Original} \left(\frac{\text{m}^3 \text{biogás}}{\text{m}^3 \text{susp.}} \right)}{\text{Producción Original} \left(\frac{\text{m}^3 \text{biogás}}{\text{m}^3 \text{susp.}} \right) \times (1 + \text{Incremento Producción}(\%))} \quad (\text{Ec.7})$$

Para un incremento del 37% de la producción de biogás, obtendríamos un coste de 0,275€ por metro cúbico del biogás producido, muy similar, pero inferior a los 0,285 €/m³ originales. Para un incremento del 88% de la producción, obtendríamos ya 0,200€/m³, lo que supone ya una reducción del 27% sobre el precio original.

Sin embargo, si tomamos valores menos conservadores, como un precio del biochar de 150€ por tonelada, precio disponible ya hoy en día sin demasiadas plantas de escala industrial presentes, así como adiciones más aproximadas al grueso de la biografía como un 0,5% de biochar, obtendríamos resultados mucho más prometedores:

Para una mejora del 37% en la producción, se obtendría un coste de 0,212 €/m³, mientras que para una mejora del 88% se obtendría un coste de 0,155 €/m³, lo que ya implicaría una reducción en el precio de un 46% sobre el precio original. El resto de los resultados se pueden consultar en la **Tabla 20**.

Estos análisis numéricos, limitados como son en sus asunciones, que ignoran posibles incrementos en el coste operativo por almacenamiento, mayores costes de agitación y transporte y similares, nos permiten una primera aproximación a la estimación de las posibles ventajas que supone la incorporación del biochar a los procesos de digestión anaerobia tanto en productividad como en costes de producción.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

5.4. Conclusiones sobre la aplicación del biochar a procesos de compostaje

En este caso las estimaciones son más complicadas de realizar, pues el biochar produce mejoras difíciles de cuantificar en un proceso de compostaje. EL parámetro más sencillo de traducir a costes sería la reducción del tiempo de proceso, pero esta reducción es sumamente impredecible. Podemos emplear los datos de degradación de materia orgánica de Waqas et al., comparando el valor final del compost producido sin biochar con el tiempo que tardaron los procesos con biochar en llegar al mismo punto. Siguiendo la **Figura 38**, el proceso control llegó a un 65% de biodegradación en 90 días, mientras que el resto de los procesos lo alcanzaron antes de los 30 días, suponiendo una reducción de un 67% del tiempo de biodegradación.

De forma muy similar, el estudio de Abban Baidoo et al. reportó una reducción de 60 a 20 días para alcanzar los mismos niveles de carbono orgánico, lo que confirmaría la cifra de una reducción del 66% respecto al tiempo del control.

Aunque lo más adecuado para calcular la reducción de costes que esto implica sería hacer una estimación del ahorro de los costes operativos, también se puede asumir que, en el mismo tiempo que se termina un proceso sin biochar, con biochar se podrían terminar 3. Trabajando bajo los mismos supuestos de precios de compost de entre 150 y 500€/Ton, se estiman los siguientes datos:

- Precio de venta del compost: 70€/ton
- Margen de beneficios: 25%
- Adición de biochar: 10%
- Precio de biochar: 150-500€

Estimamos el coste de producción del compost, aplicando un 25% de beneficios, con la ecuación 8:

$$\text{Coste Producción} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right) = \text{Precio Venta} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right) \times (1 - \text{Margen}(\%)) \quad (\text{Ec.8})$$

De aquí estimamos el coste final del compostaje aplicando la reducción de un 66% de los costes de producción originales y añadiendo el coste debido a la adición de biochar:

$$\text{Coste Final} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right) = \frac{\text{Coste Inicial} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right)}{(1 - \text{Reducción}(\%))} + \text{Precio Biochar} \left(\frac{\text{€}}{\text{ton}} \right) \times \text{Adición Biochar} \left(\frac{\text{Ton Biochar}}{\text{Ton Compost}} \right) \quad (\text{Ec.9})$$

Partiendo de un precio de biochar de 500€, el coste final de producción sería de 67,5 € por tonelada de compost, superior al coste de producción obtenido mediante la Ecuación 3, 52,5 € por tonelada. Si partimos de un precio de 150€, en cambio, el coste final de producción desciende a los 32,5 €/ton, que ya comienza a suponer un ahorro interesante de un 38%.

Sin embargo, el supuesto de que la reducción del coste del compostaje es directamente proporcional al tiempo de proceso es una asunción que puede estar algo alejada de la realidad, debido a los costes dependientes del número de procesos que tengan lugar, aunque no demasiado por ser las instalaciones, el personal y las operaciones de monitoreo aproximadamente constantes. Por otro lado, el coste de los residuos con los que se prepara el biochar podría ser nulo, por tratarse de residuos que suponen un perjuicio para quienes los generan. Sí que supondría un gasto proporcional al número de procesos el transporte, siempre que corriese a cuenta de la empresa de compostaje y no de los generadores de residuos.

Un apunte necesario es que el biochar en el compost tiene un efecto muy beneficioso para las plantas que se cultiven por retener nutrientes y liberarlos paulatinamente. Unido a los efectos discutidos en los apartados relativos al pH, la temperatura alcanzada y su influencia en la higienización del compost, así como en los niveles de amonio y nitratos, todo esto conduciría a un compost de mayor calidad, que podría comercializarse a precios superiores resultando en un beneficio económico que superase los posibles costes que no se contemplaron en la estimación previa.

Como reflexión final, el digestato de las plantas de biometanización debe tratarse adecuadamente para que no suponga un perjuicio a la sociedad. Este tratamiento puede ser el de compostaje de los digestatos, un proceso que es habitualmente complicado, pero que puede mejorarse con el aporte de biochar que tendría lugar ya en la etapa de digestión para mejorar el proceso de biometanización. Este digestato contendría además nutrientes adsorbidos en esta etapa que favorecerían el



BIOFORIN

GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL



Cluster Biomerges Catalunya



Centre Tecnològic de Catalunya



Unidad de Investigación y Desarrollo Tecnológico



ASOCIACIÓ DE PROPRIETARIS DEL MONTSENY I CORREDOR



Consortori per a la Gestió dels Residus del Vallès Oriental



Maresme Circular (re)ferm el futur

crecimiento microbiano, pudiendo combinarse idealmente con residuos ricos en carbono para favorecer un equilibrio en el balance C:N.

De esta forma, los dos procesos compartirían los costes de la adición de biochar y mejoraría su rendimiento, logrando además un biofertilizante de mayor calidad, en menor tiempo y con el valor que supone haber extraído parte de la materia orgánica en forma de biogás, permitiendo mejorar tanto la productividad del sector agrícola como la del sector energético español.



VICEPRESIDENCIA
TERCERA DEL GOBIERNO
MINISTERIO
PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA
Y EL RETO DEMOGRÁFICO



Fundación Biodiversidad



Plan de Recuperación,
Transformación
y Resiliencia



Financiado por
la Unión Europea
NextGenerationEU

BioForin cuenta con el apoyo de la Fundación Biodiversidad del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), financiado por la Unión Europea - NextGenerationEU.

**BIOFORIN**GESTIÓN BIOREGIONAL
DE LOS RECURSOS FORESTALES
PARA LA NUEVA BIOECONOMÍA INDUSTRIAL

Anexo I

Biochar comercial (BCC) producido a 450°C a partir de madera de pino (*Pinus Pinaster*) obtenidas mediante la gestión forestal responsable.

Tabla 21. Propiedades fisicoquímicas biochar comercial

Parámetro	Unidad	Valor
pH		7,67
Densidad aparente	g/cm ³	0,3-0,37
Tamaño partícula	mm	0,05-20*
Capacidad de retención de agua	%	257
Área específica (BET)	m ² /g	36
Conductividad	μS/cm	234
Nivel de sal	g/kg	1,236
Carbono orgánico (C _{org})	% (w/w)	81,23
Oxígeno	% (w/w)	11,59
Hidrógeno	% (w/w)	3,64
Nitrógeno	% (w/w)	0,11
Relación H/C _{org}		0,53
Cenizas (815°C)	% (w/w)	1,00
Materias volátiles	% (w/w)	< 15
Contenido de 8 EFSA	g/t	2,1

*Puede contener puntualmente partículas de tamaño superior