



Universidad Miguel Hernández de Elche
Facultad de Ciencias Experimentales
Grado en Ciencias Ambientales

Estudio del biocarbón y su aplicación en el tratamiento de aguas residuales

Trabajo Fin de Grado
Área de Ingeniería Química
Departamento de Agroquímica y Medio Ambiente
Curso 2023/2024

Autora: Marta Vidal Llinares
Tutora: María Belén Almendro Candell
Cotutora: Ana Pérez Gimeno
Código Coir: TFG.GCA.MBAC.MVL.240605

RESUMEN

En suma, el biocarbón es una propuesta sostenible e innovadora para el tratamiento de las aguas residuales, con aplicaciones en la eliminación de tintes, contaminantes orgánicos e inorgánicos y metales pesados, entre otros. El biocarbón se obtiene a partir de biomasa y tiene unas propiedades físicas y químicas únicas que lo hacen idóneo para adsorber los diferentes tipos de contaminantes. No obstante, el biocarbón presenta limitaciones, como mayor coste de producción, viabilidad a gran escala, necesidad de ciertos tratamientos químicos a la hora de modificar el biocarbón y el reto de conservar los nutrientes adsorbidos. Aunque existan estos desafíos, el uso de biocarbón en el tratamiento de las aguas residuales se muestra como una alternativa prometedora en la valorización de residuos y la economía circular, promoviendo una solución sostenible para el tratamiento de las aguas residuales.

ABSTRACT

In summary, biochar is a sustainable and innovative proposal for the treatment of wastewater, with applications in the elimination of dyes, organic and inorganic pollutants and heavy metals, among others. Biochar is obtained from biomass and has unique physical and chemical properties that make it ideal for absorbing different types of pollutants. However, biochar has limitations, such as higher production cost, large-scale viability, need for certain chemical treatments when modifying biochar, and the challenge of preserving adsorbed nutrients. Although these challenges exist, the use of biochar in wastewater treatment appears to be a promising alternative in waste recovery and the circular economy, promotes a sustainable solution for wastewater treatment.

PALABRAS CLAVE

Biocarbón (biochar)

Pirólisis

Tratamiento de aguas residuales

Eliminación de tintes

Eliminación de contaminantes emergentes

Eliminación de metales pesados

Nanocompuestos de biocarbón

Regeneración de biocarbón

ÍNDICE

1. Introducción.....	3
1.1. Métodos para producir biocarbón.....	3
1.1.1. Gasificación y torrefacción.....	4
1.1.2. Pirólisis.....	4
1.2. Propiedades del biocarbón.....	6
1.2.1. Propiedades físicas.....	6
1.2.2. Propiedades químicas.....	8
1.3. Aplicaciones del biocarbón.....	9
1.4. Tratamiento de aguas residuales mediante biocarbón.....	10
2. Objetivos.....	10
3. Materiales y métodos.....	11
3.1. Estudio bibliográfico.....	11
4. Resultados y Discusión.....	12
4.1. Tratamiento de los tintes en aguas residuales.....	13
4.2. Tratamiento de los contaminantes emergentes en aguas residuales.....	14
4.3. Tratamiento de los metales pesados en aguas residuales.....	18
4.4. Tratamiento de diferentes contaminantes mediante nanocompuestos en aguas residuales.....	19
4.4.1. Eliminación de metales pesados.....	19
4.4.2. Eliminación de contaminantes orgánicos.....	21
4.4.3. Eliminación de contaminantes inorgánicos.....	23
4.5. Regeneración del biocarbón.....	24
4.6. Biocarbón en aguas residuales desde el enfoque de la economía circular.....	25
4.7. Limitaciones del biocarbón en el tratamiento de aguas residuales.....	26
5. Conclusiones y proyección futura.....	27
5.1. Conclusión.....	27
5.2. Proyección futura.....	28
6. Bibliografía.....	30

1. Introducción

Una de las mayores preocupaciones que existe en el mundo actual viene dada por la contaminación ambiental, la gestión de los residuos y la posible futura escasez de energía, problemas que han provocado un gran impulso en la búsqueda de soluciones innovadoras y sostenibles. La contaminación ambiental, del suelo, aire y agua, supone una amenaza tanto para la biodiversidad como para la salud humana. El Estudio Global Burden of Disease estima que 4,5 millones de muertes al año son causadas por la contaminación del aire exterior (Yuan, *et al.*, 2023). Por lo tanto, es esencial encontrar nuevas fuentes de energía sostenibles, que respeten el medio ambiente, como por ejemplo las energías renovables, además de tratar los residuos y estudiar soluciones sostenibles para reducir la contaminación debida a ellos.

Un método novedoso para paliar estos problemas sería la conversión de residuos de biomasa en biocarbón (biochar) mediante diferentes procesos. La biomasa se puede definir como materia orgánica que se origina en un proceso biológico, provocado o espontáneo, y que se puede utilizar como fuente de energía. Asimismo, el biocarbón puede utilizarse para un gran número de actividades, como fuente de energía (Shi *et al.*, 2022), para reducir las emisiones de gases de efecto invernadero, remediación del suelo, adsorción de toxinas, secuestro de carbono y compostaje, entre otros.

Es importante tener en cuenta que las propiedades químicas, biológicas y físicas del biocarbón dependen del tipo de materia prima del que se obtenga y su composición, las condiciones de operación y preparación... Respecto a su composición química, el biocarbón está formado por carbono, nitrógeno, azufre, oxígeno, cenizas y una pequeña cantidad de metales alcalinos y pesados (Mishra *et al.*, 2023). Cabe nombrar que aparte de los elementos mencionados anteriormente también están otros elementos, como Cl, Ca y Mg. De entre todos los elementos el carbono es el más abundante, seguido de hidrógeno y oxígeno. La biomasa leñosa y agrícola asociada a un mayor contenido de carbono y oxígeno la hace más adecuada para la construcción de biocarbón, mientras que la biomasa acuática, con mayor contenido de hidrógeno, es adecuada para la generación de combustible líquido (Mishra *et al.*, 2023).

1.1. Métodos para producir biocarbón

Existen varios métodos de producción de biocarbón, entre ellos se encuentran la pirólisis (la más común), la licuefacción hidrotermal, la gasificación, torrefacción, etc. La pirólisis en concreto es el más común, porque a partir de este proceso obtenemos tres subproductos diferentes, que son el biocarbón (producto sólido), gas de síntesis y bioaceite

o aceite pirolítico (producto líquido). No obstante, explicaremos todos los métodos de producción de biocarbón para conocerlos y compararlos.

1.1.1. Gasificación y torrefacción

La gasificación es un proceso termoquímico en el que se obtiene como subproducto gas de síntesis, en presencia de aire, oxígeno, nitrógeno, CO₂, etc., a partir de biomasa a una temperatura de 700 a 1200 °C (Neves *et al.*, 2011). Asimismo, ese gas de síntesis está enriquecido con CO₂, H₂, N₂ y CO. Como residuo de este proceso conseguimos cenizas, alquitrán, una mezcla de material rico en carbono y una poca cantidad de aceite (Morrin *et al.*, 2012; Thripathi *et al.*, 2016).

La torrefacción es un proceso que requiere baja temperatura (180 - 300 °C), que se realiza en un medio con baja o nula presencia de oxígeno, con una velocidad de calentamiento de 50 °C min⁻¹, según el tipo de biomasa. Gracias a la torrefacción, la biomasa se transforma en un sólido hidrofóbico con mayor poder calorífico y más homogéneo. Además, su superficie y su porosidad son más elevadas que en la biomasa cruda (Mishra *et al.*, 2023; Venkatachalam *et al.*, 2023).

En resumen, la gasificación se usa para transformar la biomasa en gas para usarlo de diferentes maneras, obteniendo biocarbón de forma secundaria, mientras que la torrefacción es utilizada para mejorar las propiedades del biocarbón.

1.1.2. Pirólisis

La pirólisis es el proceso más eficaz y adecuado para convertir la biomasa en biocarbón de buena calidad. Esta es la única técnica que obtiene tres subproductos distintos: sólido, líquido y gaseoso. Como característica a mencionar de este proceso es que el bioaceite o combustible líquido obtenido está enriquecido con niveles más elevados de compuestos oxigenados. La pirólisis se produce en una atmósfera inerte en donde la materia orgánica se fragmenta en tamaños más reducidos a temperaturas y condiciones de operación específicas. Es un proceso extremadamente complejo en el que se producen miles de reacciones químicas en segundos y minutos (Tripathi *et al.*, 2015; Mishra *et al.*, 2022). Durante el proceso, la biomasa emite vapores calientes que al condensar forman bioaceite y queda un residuo sobrante que es el biocarbón.

Hay que tener en cuenta que la pirólisis consta de tres etapas: secado, descomposición y condensación de gases. En el secado se elimina la humedad de la biomasa. La descomposición ocurre al aumentar la temperatura, cuando la biomasa se fragmenta y separa, luego ocurren unas reacciones y finalmente se craquean los

compuestos y los biopolímeros, dando productos volátiles y carbón o biocarbón. Por último, la condensación de gases, en la que una parte de los productos volátiles se recondensan y se obtiene el líquido (bioaceite) y la otra parte que no condensa queda en estado gaseoso.

La pirólisis se puede clasificar en función de las condiciones de operación, en pirólisis lenta, pirólisis rápida, pirólisis flash, pirólisis de vacío, pirólisis intermedia e hidropirólisis.

La pirólisis lenta se realiza a una velocidad lenta de calentamiento, una baja temperatura (400-500 °C) y un tiempo de resistencia alto (5-30 minutos) (Tripathi *et al.*, 2016). El principal producto obtenido con este método es el biocarbón, además de gas de síntesis y líquido como subproductos, ya que estas condiciones favorecen la producción de biocarbón.

La pirólisis rápida es un proceso en el que la biomasa es calentada a una temperatura alrededor de 850-1250 °C y con un tiempo de residencia corto de 1 a 10 s (Tripathi *et al.*, 2016). Mediante este proceso obtenemos principalmente bioaceite, porque este método favorece su producción. La proporción sería alrededor del 60-75 % de bioaceite, 15-25 % de biocarbón y 10-20 % de gas de síntesis (Bridgwater, 2003). Mediante esta técnica la biomasa se calienta sobrepasando su punto de estabilidad térmica, de manera que se favorece el craqueo, mejorando el crecimiento del biocarbón.

La pirólisis flash se trata de una pirólisis instantánea, que ocurre a una velocidad de calentamiento de 1000 °C s⁻¹, una temperatura en el rango de 900-1200 °C y un tiempo de residencia de 0,1-1,0 s. Por la rápida velocidad a la que se calienta, la elevada temperatura y el transporte de masa, se fomenta el máximo rendimiento de líquido y disminuye el de carbón (Canabarro *et al.*, 2013).

La pirólisis de vacío se trata de un proceso donde con menor presión y ausencia de oxígeno a una temperatura baja a moderada (450-600 °C) se descompone la biomasa (Carrier *et al.*, 2011). La velocidad de calentamiento de este tipo de pirólisis es comparable a la de la pirólisis lenta, además de operar en condiciones muy similares, pero los vapores de la zona de reacción se liberan de manera muy distinta. Este método emplea un vacío reducido para eliminar los vapores, en vez de los gases puros que suelen estar presentes en la mayoría de los procesos de pirólisis (Tripathi *et al.*, 2016). Esta disminución de la presión fomenta la estimulación de la volatilización de los componentes orgánicos haciendo que se degraden a temperaturas más bajas. Al haber una rápida eliminación de los vapores orgánicos creados en la pirólisis, asimismo se reduce la permanencia de los vapores en la atmósfera, disminuyendo a su vez las reacciones secundarias, garantizando así un elevado rendimiento de producción de líquidos. Sin embargo, se averiguó que este tipo de tratamiento recupera la porosidad del biocarbón y mejora la relación

microporos/macroporos, lo que hace aún más apropiado este procedimiento para obtener biocarbón de mayor calidad (Uras *et al.*, 2012).

La pirólisis intermedia se caracteriza por estar entre la pirólisis rápida y lenta. Se suele utilizar para lograr el equilibrio entre los subproductos sólidos y líquidos, es decir, para obtener unas cantidades similares de bioaceite y de biocarbón. El método funciona alcanzando una temperatura de 500-650 °C, con un tiempo de residencia intermedio (300-1000 s). Usualmente se genera entre un 40-60 % de bioaceite, un 30% de gas de síntesis y un 15-25 % de biocarbón (Kebelmann *et al.*, 2013). Hay que tener en cuenta que mediante este método se previene la formación de alquitranes de gran peso molecular, se genera biocarbón seco y mejora la calidad del bioaceite. A diferencia de la pirólisis rápida, el líquido obtenido en este proceso no contiene una elevada cantidad de alquitrán reactivo y se puede utilizar directamente en calderas y motores.

Finalmente, la hidropirólisis es un proceso relativamente nuevo en el que la biomasa se transforma en bioaceite de buena calidad. Este método usa elevadas presiones con hidrógeno, el cual a elevadas temperaturas actúa como agente reductor, de tal manera que se reduce el oxígeno en el bioaceite y se evita el desarrollo de biocarbón (Thangalazhy-Gopakumar *et al.*, 2011).

En resumen, de la pirólisis se obtienen productos que tienen una gran variedad de aplicaciones y usos, tanto industriales como domésticos. El producto para el que más usos se ha encontrado es el biocarbón (sólido), como bioadsorbente, enmienda del suelo, secuestro de carbono, combustible y aplicación en materiales. Pero los otros dos subproductos también tienen importantes usos, el gas de síntesis para generar energía (quemando el gas de síntesis) con menos emisiones de CO₂ y el bioaceite, que se trata de una mezcla de muchos hidrocarburos oxigenados, se usa como combustible principalmente.

1.2. Propiedades del biocarbón

Los procesos de obtención de biocarbón mencionados anteriormente determinan sus propiedades físicas y químicas.

1.2.1. Propiedades físicas

Empezaremos explicando las características físicas que son la densidad y porosidad, el área superficial específica, el tamaño del poro y distribución del volumen de poro y la estabilidad mecánica.

La densidad y porosidad son características a tener en cuenta porque de ellas depende la movilidad del biocarbón, la capacidad que tiene para comunicarse con el ciclo hidrológico del suelo y su idoneidad como hábitat de bacterias del suelo (Tripathi *et al.*,

2016). Es decir, de ellas dependen la capacidad de retención del agua, nutrientes y microorganismos del suelo. La densidad y la porosidad dependen de la biomasa que se utilice, la composición bioquímica, técnicas de pretratamientos que han sido utilizadas y las condiciones de operación (Mishra *et al.*, 2022). Hay que recordar que a mayor porosidad, mayor superficie específica. Además, la densidad aparente del biocarbón es baja, lo que le proporciona facilidad a la hora de transportarlo y de mezclarse con los suelos que se van a tratar. El área superficial, la porosidad, el porcentaje de carbono, la capacidad de intercambio catiónico, la densidad aparente compactada y la capacidad de retención de agua del biocarbón mejoran utilizando CO₂, vapor o una mezcla de ambos por encima de 700 °C (Anto *et al.*, 2021). La cantidad de cargas negativas y positivas que se encuentran en la superficie del biocarbón influyen en la porosidad y la capacidad que tiene de adsorber sustancias. También cabe mencionar que se puede mejorar la porosidad mediante el uso de métodos de activación. Conociendo que hay métodos, como la torrefacción y la pirólisis lenta, que favorecen la producción de biocarbón y que mejoran estas propiedades, se deberían promocionar más estos métodos para producir biocarbón de mejor calidad. Otro aspecto a tener en cuenta es la temperatura de activación, un factor esencial para elevar la superficie específica. Finalmente, otra propuesta es tratar el biocarbón hidrotermalmente y oxigenarlo para que sea más poroso (Mishra *et al.*, 2023).

Un biocarbón de alta calidad tiene una elevada área superficial específica, lo que le permite tener una buena capacidad de intercambio catiónico (Munera-Echeverri *et al.*, 2018). El método más popular para determinar la superficie del biocarbón es Brunauer-Emmett-Teller (BET). Este método se basa en la adsorción de un gas en una superficie sólida (en este caso el biocarbón), para ello se determina la cantidad de nitrógeno que es adsorbido en la superficie del biocarbón a diferentes temperaturas (Grimm *et al.*, 2023). La superficie del biocarbón se puede aumentar al elevar la temperatura, pero utilizar CO₂ genera una mayor superficie. Tener mayor superficie, porosidad y potencial zeta aumenta la capacidad del biocarbón de adsorber nutrientes y retener el agua (Zhou *et al.*, 2021).

El tamaño del poro y la distribución del volumen del poro, en concreto el tamaño del poro, está muy asociado a la adsorción de gas o agua por el biocarbón. Los poros del biocarbón se clasifican en tres tipos: macroporos, mesoporos y microporos. El mismo método mencionado antes, el BET es utilizado para determinar el tamaño del poro del biocarbón. El volumen de los poros se incrementa al aumentar la temperatura, lo que indica que la estructura de los poros generalmente está compuesta por microporos, que ocupan más del 80% del volumen total de poros. El tamaño de las partículas y la temperatura de producción están inversamente relacionadas, a mayor temperatura partículas más

pequeñas, mientras que a menor velocidad y mayor tiempo de residencia se generan partículas más grandes (Mishra *et al.*, 2023).

Por último, la estabilidad mecánica, la cual depende de la densidad, ya que al expulsar los compuestos gaseosos o agua durante el calentamiento, se altera la densidad y a su vez se compromete su estabilidad mecánica (Zhou *et al.*, 2021). Cuando la temperatura se incrementa se produce la pérdida de grupos funcionales hidrófilos ricos en oxígeno en la superficie del biocarbón, así como la disminución de las relaciones oxígeno-carbono (O/C) e hidrógeno-carbono (H/C), que pueden perjudicar significativamente la estabilidad del biocarbón (Mishra *et al.*, 2020).

1.2.2. Propiedades químicas

Las propiedades químicas son la composición elemental, pH, conductividad eléctrica y capacidad de intercambio catiónico.

El biocarbón contiene menos material volátil que la biomasa (Mishra *et al.*, 2020). La composición química del biocarbón depende de la biomasa de la que se obtiene. En términos generales, el biocarbón está compuesto por un elevado contenido de carbono, algunos nutrientes minerales y un contenido bajo de hidrógeno y nitrógeno. El elevado contenido de carbono se debe a que la biomasa está compuesta principalmente por carbono, que en el biocarbón contribuye a su estabilidad. Al generarse numerosas reacciones químicas durante la pirólisis, aumenta el contenido de carbono y disminuye el de oxígeno y, cuanto mayor es la temperatura aumenta más la concentración de carbono. Los nutrientes minerales varían según la biomasa de origen, y pueden ser el calcio, potasio, fósforo y magnesio (Jiang *et al.*, 2023).

Sin embargo, se observó que las temperaturas elevadas favorecen propiedades mejoradas del biocarbón y puede ser utilizado para una variedad de aplicaciones, por ejemplo aplicaciones industriales como dispositivos para almacenar energía. No obstante, si se aumenta la temperatura por encima de la condición optimizada aumenta la calidad del contenido de cenizas, lo que produce limitaciones en la aplicación del biocarbón. Sin embargo, no existe una guía para producir biocarbón a temperatura óptima.

El pH del biocarbón suele ser alcalino (7,1-11) y puede neutralizar suelos ácidos (Dixit y Ahammed, 2023). El aumento del pH es debido a que algunos grupos funcionales ácidos se separan pronto en el método de carbonización por la pirólisis de biomasa a biocarbón, además la temperatura de pirólisis tiene impacto en la acidez del biocarbón. El factor clave que afecta al pH del biocarbón es que se rompen los enlaces débiles en su estructura debido a las elevadas temperaturas (Li *et al.*, 2018).

La degradación de los volátiles de la biomasa durante la carbonización, el incremento de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) debido a la presencia de iones intercambiables en la superficie del biocarbón y el aumento de nutrientes inadecuados, pueden ser factores que contribuyen al aumento de la conductividad eléctrica (CE) del biocarbón a medida que aumentan las temperaturas de la pirólisis (Chandra y Bhattacharya, 2019).

En cuanto a la capacidad de intercambio catiónico (CIC), el biocarbón está enriquecido en su superficie por cargas negativas, lo que produce que adsorba peor los aniones e intercambie cationes perfectamente. Gran variedad de metales (Na, K, Ca, Mg) que se encuentran incluidos en el biocarbón aceleran la formación de grupos funcionales superficiales, lo que da como resultado un gran valor de CIC para el biocarbón (Teutscherova *et al.*, 2017). La CIC afecta a la capacidad que tiene el suelo para retener nutrientes y proporciona amortiguación contra la acidificación del suelo (Ketterings *et al.*, 2007). Además, el biocarbón puede tener una elevada capacidad de intercambio catiónico, de esta manera se mejora la fertilidad del suelo ya que retiene los nutrientes. Se conoce como capacidad de intercambio iónico a la medida de la cantidad total que hay de cargas negativas en el suelo que se unen a cationes que son de vital importancia para desarrollar el crecimiento de las plantas (Munera-Echeverri *et al.*, 2018).

1.3. Aplicaciones del biocarbón

Todas las propiedades mencionadas anteriormente propician que el biocarbón ofrezca las siguientes aplicaciones ambientales como remediación del suelo y mitigación de la contaminación, mejora la productividad agrícola y la fertilidad del suelo, fomenta la economía circular y gestiona los residuos y tratamiento de aguas subterráneas y residuales.

- Remediación del suelo y mitigación de la contaminación: el biocarbón es capaz de adsorber e inmovilizar los metales pesados, contaminantes orgánicos e inorgánicos, así como fertilizantes, insecticidas, etc. (Mishra *et al.*, 2023).
- Mejora la productividad agrícola y la fertilidad del suelo: el biocarbón mejora el estado de la materia orgánica y las condiciones del suelo. Además, ese biocarbón libera nutrientes, retiene agua y mantiene la estructura saludable del suelo, favoreciendo el crecimiento microbiano y de las raíces (Masud *et al.*, 2023).
- Gestión de los residuos y fomento de la economía circular: los residuos se pueden utilizar para producir biocarbón y no terminar en vertederos, es una nueva forma de gestionar esos residuos dándoles un nuevo uso (Mishra *et al.*, 2023).
- Tratamiento de aguas subterráneas y de aguas residuales: este tipo de aguas pueden ser contaminadas por sustancias como pesticidas, fertilizantes, metales

pesados y nutrientes orgánicos e inorgánicos que se pueden filtrar desde el suelo hasta las aguas. O también pueden terminar en las aguas residuales junto con contaminantes industriales como tintes, colorantes, metales pesados..., que no pueden ser tratados con los métodos tradicionales de las depuradoras. El biocarbón es utilizado como filtro que puede eliminar estos contaminantes y es de bajo costo (Masud *et al.*, 2023).

Por último, mencionar posibles aplicaciones emergentes como tratar contaminantes emergentes, para remediar minas, mejorar el biogás ... (Zhu *et al.*, 2023).

1.4. Tratamiento de aguas residuales mediante biocarbón

Como se ha mencionado anteriormente a las aguas residuales llega gran variedad de contaminantes que no pueden ser eliminados mediante métodos tradicionales y terminan en las aguas superficiales y subterráneas. Estos contaminantes son un problema ambiental que afecta tanto a la naturaleza como a la salud humana. Se han intentado múltiples tratamientos pero el más efectivo es el de biocarbón para degradar contaminantes del agua, contaminantes como antibióticos, insecticidas, productos farmacéuticos y de cuidado personal, metales pesados, ... (Foong *et al.*, 2023).

El biocarbón es un material muy poroso, con elevada capacidad de adsorción. Además el biocarbón tiene diferentes tamaños de partícula, por tanto se mejora el contacto con el agua y la adsorción con ello. El biocarbón en comparación con el carbón activo utilizado en el tratamiento de aguas residuales, es un producto económico y ecológico. El biocarbón se puede usar como medio filtrante para eliminar ciertos contaminantes y como adsorbente e inmovilizante de los contaminantes ya mencionados (Mishra *et al.*, 2023).

En este Trabajo de Fin de Grado se realizará un estudio bibliográfico para conocer los diferentes contaminantes que se pueden tratar con biocarbón y los mecanismos que se utilizan para tratarlos, además de otros métodos novedosos de tratamientos (nanocompuestos), su regeneración, economía circular, sus límites y proyecciones futuras.

2. Objetivos.

Basandonos en todo lo mencionado anteriormente, los objetivos del Trabajo de Fin de Grado son:

- Resumir los distintos tratamientos de aguas residuales con biocarbón para eliminar contaminantes que no se pueden eliminar con métodos tradicionales
- Analizar las limitaciones del uso de biocarbón para tratar aguas residuales.

3. Materiales y métodos

3.1. Estudio bibliográfico

Se ha utilizado ScienceDirect, una plataforma que ofrece acceso a las publicaciones de Elsevier, una de las principales editoriales académicas y científicas, que contiene un contenido multidisciplinar que se clasifica en 24 áreas según su tema.

En esta base de datos primero buscamos la palabra *biochar* y se observó que en total hay 46981 documentos en el periodo 1999-2024, de los cuales 34400 son artículos de investigación.

En esta base de datos se encontró un total de 6889 artículos de revisión solo buscando la palabra clave *biochar* y seleccioné el período de 2017-2024, ya que en este período los artículos son los más actuales y es donde más aumentó el número de estudios sobre el biocarbón (aunque existen publicaciones desde 2007) (Fig. 1). Además, el número de publicaciones muestra una tendencia creciente a medida que pasan los años. Esto indica que el biocarbón en sus diferentes producciones, usos y aplicaciones, es un tema candente por su amplia gama de materias primas, bajo costo de producción y su gran variedad de usos.

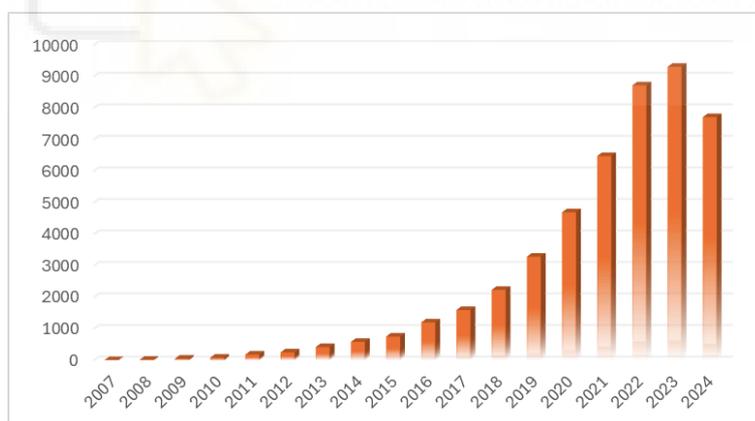


Fig 1. Artículos de investigación en el período de 2007-2024 encontrados en ScienceDirect con la palabra clave *biochar*.

Debido a la elevada cantidad de artículos y aplicaciones del biocarbón, nos centramos en concreto en el tema del tratamiento de aguas, y más en concreto en las aguas residuales. En este caso en la misma base de datos buscamos *biochar* junto con la palabra clave *wastewater* y aparecieron un total de 24160 artículos de investigación (entre

2004-2024, ya que antes no se ha estudiado es biochar usado para el tratamiento de aguas residuales), de los que 16374 son artículos de investigación y 4810 de revisión. El número de artículos muestra una tendencia creciente a medida que pasa el tiempo (Fig. 2). De estos artículos he seleccionado los más actuales y los que trataban el tema del tratamiento de las aguas residuales y no solo las menciona. Esto indica que a pesar de las diferentes aplicaciones que tiene el biocarbón como mencioné anteriormente, el tema del tratamiento de las aguas residuales con biocarbón es un tema candente y de interés, ya que el uso de nuevos tratamientos de menor coste, responsables con el medioambiente y de mejor utilidad que los que se usan en la actualidad, implican una mejora significativa y este nuevo tratamiento aporta unas características de gran interés para la sociedad.

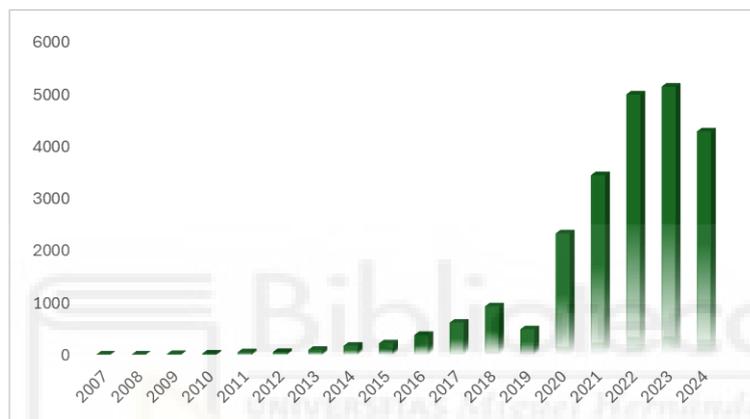


Fig 2. Artículos de investigación en el período de 2007-2024 encontrados en ScienceDirect con las palabras clave *biochar* y *wastewater*.

4. Resultados y Discusión

La bibliografía analizada nos muestra que el principal objetivo del uso del biocarbón en el tratamiento de aguas residuales es la eliminación de contaminantes como tintes o colorantes orgánicos, contaminantes emergentes y metales pesados. En la tabla 1 se pueden observar de manera más visual algunos contaminantes que se pueden eliminar.

Tabla 1. Aplicaciones principales del biocarbón en el tratamiento de aguas residuales.
Fuente: Elaboración propia a partir de Jiang *et al.* (2023)

Tintes orgánicos	Fármacos en las aguas residuales	Disruptores endocrinos	Metales pesados
Naranja de metilo Rodamina B Azul de metileno Naranja G Ácido naranja 7 ...	Tetraciclinas Quinolonas Sulfonamidas Analgésicos Fluoroquinolona ...	Pesticidas Fenólico Hormonas ambientales Bifenilos policlorados ...	Cromo Mercurio Uranio Arsénico ...

4.1. Tratamiento de los tintes en aguas residuales

Los tintes orgánicos de las aguas residuales de la industria textil son moléculas aromáticas complejas que son difíciles de eliminar con los métodos tradicionales y, por tanto, son una amenaza para la salud humana y el medio ambiente (Tkaczyk *et al.*, 2020).

Una forma de eliminar tintes orgánicos de las aguas residuales es usando biocarbón tratado con procesos de oxidación avanzados (BPOA), es decir, con tratamiento químico. Uno de esos tintes que se puede eliminar es el naranja de metilo (NM), que es un colorante azoico aniónico con la característica de elevada toxicidad y biodegradabilidad baja. Otro tinte que se elimina es el azul de metileno (AM), colorante catiónico y tiazídico que se caracteriza por ser un potencial carcinógeno. Chu *et al.* (2020) sintetizaron un catalizador magnético de biocarbón a partir de residuos de alimentos para degradar NM y AM mediante BPOA tipo Fenton asistidos por ultrasonido (US-H₂O₂MC). El efecto de sinergia entre el ultrasonido y el H₂O₂ aumentó la eficiencia de degradación de NM y AM. Todo el AM y el 95% de NM se eliminaron en 60 min y 180 min, respectivamente en el laboratorio. Este sistema mostró una buena adaptabilidad a aguas residuales textiles reales (68% en 15 minutos) (Jiang *et al.*, 2023).

Grimm *et al.* (2023) usaron sustrato agotado del cultivo de hongos shiitake como materia prima para producir el biocarbón, melamina como dopante de nitrógeno y el ácido fosfórico como activador químico para desarrollar un biocarbón dopado con nitrógeno, y el tinte reactivo naranja-16 como colorante para estudiar su adsorción en el biocarbón. En este trabajo se experimentó con muestras sintéticas que fueron realizadas en el laboratorio, es decir, muestras de aguas residuales a las que se le añadía colorante, y con muestras reales de agua residual. Se observó que la adsorción física fue el principal mecanismo de eliminación del tinte y que el dopante de nitrógeno en el biocarbón aumentaba más la capacidad de adsorción que si el biocarbón no estaba dopado.

Otro ejemplo a mencionar sería el uso de fotocatalizadores compuestos basados en biocarbón (Subramaniam *et al.*, 2023). Mediante este método se eliminan los contaminantes por fotodegradación. La fotodegradación ocurre normalmente cuando los fotocatalizadores se fotoactivan con luz UV, pero el fotocatalizador TiO₂, junto al carbono que se encuentra en el biocarbón, reducen el valor de la energía de banda prohibida (distancia entre la banda de valencia y de conducción) por la formación de niveles nuevos de energía cerca de la banda de conducción. Lo que significa que se reduce la banda prohibida, se desplaza al rojo en el espectro UV- visible y aumenta la adsorción en el espectro infrarrojo cercano, lo que permite que el fotocatalizador se pueda activar con la luz visible. Mediante el biocarbón junto al fotocatalizador TiO₂ se pudo eliminar (fotodegradar) los tintes rodamina B, naranja de metilo...

Se han hecho otros muchos estudios sobre eliminación de tintes en aguas residuales tratadas con biocarbón (tabla 2).

Tabla 2. Origen del biocarbón y eficiencia de eliminación de colorantes orgánicos. Fuente: Adaptada de Jiang *et al.* (2023)

Materias primas	Contaminantes	Concentración de contaminantes (mg/L)	Eficiencia de degradación (%)	Referencias
Desechos alimentarios	Naranja de metilo y azul de metileno	50	Naranja de metilo: 100 Azul de metileno: 90,00	(Chu <i>et al.</i> , 2020)
Cáscaras de nuez	Naranja de metilo	20	96,88	(Lu <i>et al.</i> , 2019)
Carbón activado	Naranja de metilo	200	98,00	(Xing <i>et al.</i> , 2020)
Estacas de bambú	Azul de metileno	160	95,20	(Yu <i>et al.</i> , 2021)
Lodo	Azul de metileno	100	98,00	(Zhang <i>et al.</i> , 2018)
Lodos de hierro	Rodamina B	10	99,00	(Guo <i>et al.</i> , 2018)
Biocarbón	Rodamina B	20	99,98	(Wang, Sun <i>et al.</i> , 2022)
Polvo de piel de uva	Rodamina B	20	100	(Li <i>et al.</i> , 2021)
Biomasa de maíz	Naranja II	20	93,00	(Fu <i>et al.</i> , 2019)
Serrín de ciprés	Rojo ácido 88	250	98,84	(Chen <i>et al.</i> , 2020)
Médula de coco	Rojo ácido 1	50	99,10	(Rubeena <i>et al.</i> , 2018)
Residuos de papel y paja de trigo	Rojo reactivo 84	10	95,80	(Khataee <i>et al.</i> , 2018)
Lodos de papel y cáscaras de trigo	Azul reactivo 69	20	98,10	(Khataee <i>et al.</i> , 2017)
Cáscara de coco	Azul brillante reactivo KN-R	30	81,09	(Zhang y Lu, 2018)

4.2. Tratamiento de los contaminantes emergentes en aguas residuales

Dentro del grupo de contaminantes emergentes se encuentran sustancias como antibióticos, productos farmacéuticos y de cuidado personal (PFCP) y disruptores endocrinos que amenazan a la salud humana y a los ecosistemas (Subramaniam *et al.*, 2023). Además, la falta de control de las aguas residuales de las industrias farmacéuticas ha propiciado la detección en las aguas de antibióticos, antiinflamatorios y compuestos que imitan las hormonas humanas. Ha aumentado la preocupación por estos compuestos, ya que si se bioacumulan en el cuerpo humano pueden causar diversas implicaciones para la salud, tanto a corto como a largo plazo.

La fotocatalisis es un método muy efectivo y de elevado potencial para eliminar contaminantes del agua residual y en concreto, productos farmacéuticos. Por ejemplo, el triclosán (un antibacteriano y fungicida) es eliminado de las aguas residuales con un biocarbón con un fotocatalizador (BiVO_4), consiguiendo una eliminación del 72,3% (Wei *et al.*, 2022). El triclosán también puede ser eficientemente degradado con un fotocatalizador compuesto de biocarbón/ Ag_3PO_4 /polianilina (Ma *et al.*, 2022). Los efectos sinérgicos del biocarbón dieron como resultado la disminución del tamaño de las partículas de Ag_3PO_4 , la mejora de la utilización de la luz y el aumento de la separación de portadores fotogenerados, lo que aumentó la eficiencia en la desintegración del triclosán.

Los antibióticos son un grupo de medicamentos muy utilizado y su remediación es un desafío preocupante en el mundo. Zhang, Bhattacharya *et al.* (2023) han estudiado la eliminación de antibióticos del agua residual, mediante el uso de biocarbón obtenido a partir de paja. La paja para obtener el biocarbón puede proceder de cultivos de arroz, maíz, algodón, trigo, girasol, colza y cebada. Partiendo de la ventaja de que el método de adsorción es un método de bajo costo, alta eficiencia y fácil de realizar, se ha convertido en una tecnología eficiente y de amplia utilidad. Si ya a esto se añade que el biocarbón de paja es económico, eficaz y respetuoso con el medio ambiente para eliminar contaminantes como los antibióticos de las aguas residuales, es esencial entender el mecanismo de adsorción de los antibióticos por ese tipo de biocarbón. La adsorción de los antibióticos es un proceso de varios pasos, la transferencia de los antibióticos al biocarbón, la difusión de las superficies internas, externas y en los poros del biocarbón y la inmovilización de estos antibióticos en el biocarbón. La adsorción de los antibióticos a la superficie del biocarbón es debida a varios tipos de interacciones, la electrostática, la hidrófoba, la π - π y las carga-dipolo, los diferentes tipos de interacción son esenciales en el proceso de adsorción. Asimismo, los factores como la estructura de los poros, el tipo de contaminante, los grupos

funcionales y los parámetros del proceso (pH, temperatura e iones competitivos) influyen en la capacidad de adsorción del biocarbón. Los grupos funcionales -COOH, -NO₂ y -OH están en las moléculas de los antibióticos y pueden formar enlaces de hidrógeno con la superficie del biocarbón de paja. Por ello, es esencial seleccionar un adsorbente que tenga una elevada selectividad hacia los antibióticos que queremos eliminar. Un antibiótico como la tetraciclina se puede eliminar con un biocarbón hecho a partir de paja de arroz y modificado con H₃PO₄, siendo su capacidad de adsorción de 552,0 mg/g, debida a atracciones electrostáticas, enlaces de hidrógeno e interacciones π-π (Chen *et al.*, 2018).

Según la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos, un disruptor endocrino es un agente que interfiere con la síntesis, secreción, transporte, unión o eliminación de hormonas naturales presentes en el organismo que son responsables del mantenimiento de la homeostasis, la reproducción, el desarrollo y/o el comportamiento (Kavlock *et al.*, 1996), es decir, son productos químicos que interfieren con la función hormonal normal (Kabir *et al.*, 2015).

Dentro de los disruptores endocrinos se incluyen compuestos industriales usados en industria pesada (bifenilos policlorados (PCBs), dioxinas), pesticidas organoclorados, fungicidas, plásticos y plastificantes, productos farmacéuticos y metales. También hay compuestos naturales que se comportan como disruptores endocrinos, como los fitoestrógenos o esteroides (Pombo Arias *et al.*, 2020).

Los disruptores endocrinos son vertidos de manera constante al medio ambiente por su consumo excesivo en la vida cotidiana. Sabemos que los disruptores endocrinos son difíciles de eliminar en el agua. Un ejemplo de tratamiento de disruptores endocrinos en el agua residual es el uso de biocarbón modificado (Dixit y Ahammed, 2023). El biocarbón es modificado para que aumente su eficiencia de adsorción, ya que la modificación afecta a las características del biocarbón (volumen de poros, pH, composición elemental, área superficial y grupos funcionales superficiales).

El bisfenol-A (BPA) y los ftalatos son los plastificantes más utilizados y se conoce que pueden causar daños en el sistema endocrino, disfunción neuronal y conductual (Dixit y Ahammed, 2023). Para tratar estos contaminantes se usa principalmente biocarbón generado con materia prima vegetal a una temperatura elevada, dando como resultado niveles más altos de aromaticidad y área superficial. Guo *et al.* (2020) observaron que el uso de un biocarbón modificado con nitrógeno y azufre aumentaba la eficiencia de adsorción de ftalato de dietilo. El dopaje llevó a la introducción de grupos funcionales adicionales en la superficie del biocarbón, lo que dio como resultado un aumento de la adsorción de 10,0 mg/g en biocarbón sin dopar a 14,34 mg/g en biocarbón dopado.

Los esteroides pueden ser estrógenos naturales derivados de hormonas sintéticas (Dixit y Ahammed, 2023). Los estrógenos que se encuentran normalmente en las aguas

residuales son la estrona (E1), el 17- β -estradiol (E2), el estriol (E3) y el 17 α -etinilestradiol (EE2), de los cuales E1, E2 y E3 son hormonas naturales, mientras que EE2 es una hormona sintética. El biocarbón es uno de los métodos de eliminación de estrógenos mediante el proceso de adsorción. La adsorción de estos contaminantes aumenta al modificar el biocarbón, ya que aumenta su área superficial, el volumen de poros y se introducen más grupos funcionales en la superficie del biocarbón. El E2 fue eliminado de las aguas residuales mediante biocarbón modificado con ferrato de potasio, usando como materia prima la vaina de la semilla de loto y obteniendo una capacidad de adsorción de 96,42 mg/g (Liu et al., 2020a, 2020b).

Los pesticidas se han usado en la agricultura de manera masiva para eliminar insectos no deseados. Los seres humanos que se exponen a estos pesticidas pueden sufrir enfermedades como alergias, alteraciones neuroendocrinas e incluso cáncer. Además, se conoce que hay muchos pesticidas, sobre todo los organoclorados, que son disruptores endocrinos. Estos contaminantes también afectan a la microbiota y provoca la degradación del agua, del suelo y de la salud. La capacidad de adsorción de los pesticidas mediante biocarbón depende de la materia prima usada para producirlo y la temperatura de su producción, pudiendo aumentar su capacidad de adsorción en un biocarbón modificado. La atrazina (pesticida que es un disruptor endocrino) tiene una capacidad de adsorción de 58,9% si el biocarbón procede de arroz y está tratado con ácido fosfórico mientras que es de 42,1% si el biocarbón no está tratado (Dixit & Ahammed, 2023).

En la bibliografía se pueden encontrar múltiples estudios sobre degradación de contaminantes emergentes en aguas tratadas con biocarbón (tabla 3).

Tabla 3. Origen del biocarbón y eficiencia de eliminación de contaminantes emergentes.

Fuente: Adaptada de Jiang *et al.* (2023).

Materias primas	Contaminantes	Concentración de contaminantes (mg/L)	Eficiencia de degradación (%)	Referencias
Tallos de pimienta	Tetraciclina	20	88,40	(Xin <i>et al.</i> , 2021)
Glucosa	Clorhidrato de tetraciclina	20	100	(Zhong <i>et al.</i> , 2020)
Semillas de palma	Tetraciclina	20	92,00	(Azalok <i>et al.</i> , 2021)
Extracto de levadura	Sulfametoxazol e ibuprofeno	10	Sulfametoxazol: 98,40 Ibuprofeno: 87,50	(Tian <i>et al.</i> , 2022)
Tallos de maíz	Sulfametazina	10	70,04	(Deng <i>et al.</i> , 2018)
Estiércol de cabra	Ciprofloxacina	20	96,50	(Luo <i>et al.</i> , 2020)
Lodo	Ciprofloxacina	10	93,00	(Luo <i>et al.</i> , 2019)
Astillas de álamo	Enrofloxacin	20	80,20	(Xiao <i>et al.</i> , 2020)
Cáscaras de trigo y lodos de papel	Gemifloxacina	15	92,70	(Gholami <i>et al.</i> , 2020)
Tallos de caña	Carbamazepina	10	95,51	(Li, Wang <i>et al.</i> , 2019)
Urea	Carbamazepina	5	98,70	(Meng <i>et al.</i> , 2022)
Pajitas de maíz	Bisfenol A	10	100	(Li, Ma <i>et al.</i> , 2020)
Partículas de bambú	Bisfenol A	10	95,60	(Talukdar <i>et al.</i> , 2020)
Piel de cítricos	Fenol	50	100	(Meng <i>et al.</i> , 2020)
Cáscaras de cacahuete	17βestradiol	6	100	(Zhang <i>et al.</i> , 2019)
Astillas de madera	17βestradiol	3	100	(Ding <i>et al.</i> , 2021)

4.3. Tratamiento de los metales pesados en aguas residuales

Los metales pesados son unos elementos químicos que suelen ser tóxicos, pudiendo alterar la vida y las características de los organismos a medida que se van acumulando en el agua y en el suelo. Estos elementos no se pueden eliminar de las aguas residuales con los métodos tradicionales, por lo que se necesita desarrollar tecnologías para su remediación. Una de las tecnologías para eliminar esos metales pesados es el uso de biocarbón, ya sea mediante el proceso de adsorción o mediante procesos de fotodegradación. El proceso de adsorción ocurre por varios mecanismos, como la complejación de superficies, el intercambio iónico y la atracción electrostática (Olugbenga *et al.*, 2024).

Yan *et al.* (2021) usan procesos de oxidación avanzada asistidos por biocarbón. Ellos preparan biocarbón poroso a partir de polvo de abeto enriquecido en Se y dopado con cloruro de níquel (II) hexahidratado para la eliminación fotocatalítica de As^{3+} de una solución acuosa, logrando eliminar por completo 10 mg/L de As^{3+} bajo irradiación de luz visible.

En la bibliografía se encuentran numerosos estudios sobre eliminación de metales pesados en aguas (tabla 4).

Tabla 4. Origen del biocarbón y eficiencia de eliminación de metales pesados. Fuente: Adaptada de Jiang *et al.* (2023).

Materias primas	Contaminantes	Concentración de contaminantes (mg/L)	Eficiencia de degradación (%)	Referencias
<i>Platanus acerifolia</i>	Cr^{6+}	5	88,10	(Chen <i>et al.</i> , 2021)
Harina de madera	Cr^{6+}	5	100	(Geng <i>et al.</i> , 2020)
Paja de maíz	Cr^{6+}	10	90,33	(Mao <i>et al.</i> , 2021)
Tallos y lodos de soja	Cr^{6+}	20 y 80	80,40	(Hou <i>et al.</i> , 2022)
Polvo de abeto enriquecido en Se	As^{3+}	10	100	(Yan <i>et al.</i> , 2021)
Melamina	U^{6+}	20	94,62	(Dai <i>et al.</i> , 2021)
Hojas de banana	Tl^+ y Sb^{3+}	10	Tl^+ : 98,33 Sb^{3+} : 89,14	(Liu <i>et al.</i> , 2022)
Paja de arroz	Cd^{2+}	50	76,60	(Wang, Tan <i>et al.</i> , 2022)

4.4. Tratamiento de diferentes contaminantes mediante nanocompuestos en aguas residuales

Los nanocompuestos basados en biocarbón han mostrado ser de gran utilidad para el tratamiento de las aguas residuales. Gracias a sus propiedades son capaces de eliminar contaminantes de las aguas. Los métodos más comunes para crear estos nanocompuestos son la integración de biocarbón con nanomateriales funcionales, como nanopartículas de hierro de valencia 0, óxido de grafeno o zeolitas (Noreen y Abd-Elsalam, 2021). Como ya sabemos, el biocarbón es un material muy adsorbente por su elevada superficie, pero transformado en nanocompuestos mejora aún más la capacidad de adsorción. Por ejemplo, el óxido de grafeno mejora la adsorción de moléculas orgánicas, mientras que las nanopartículas de hierro de valencia 0 facilitan la reducción de metales pesados (Manikandan *et al.*, 2023).

4.4.1. Eliminación de metales pesados

Los metales pesados son contaminantes de gran preocupación por sus efectos adversos en la salud de los humanos y seres vivos. Se observó que los nanocompuestos son un tratamiento prometedor para remediarlos. El biocarbón al estar modificado con nanomateriales funcionalizados contiene grupos oxigenados como hidroxilo (-OH), carboxilato (-COO⁻) y carbonilo (-C=O) en cantidad en los sitios tensoactivos del biocarbón (Pandey *et al.*, 2021). Estos grupos funcionales proporcionan en la superficie del biocarbón una mayor cantidad de lugares de unión para adsorber metales pesados de las aguas residuales (Nworie *et al.*, 2022).

Se han hecho numerosos estudios sobre eliminación de metales pesados con materiales compuestos basados en biocarbón, como arsénico (III y V) (Hu *et al.*, 2015; Wang, Gao, Zimmerman *et al.*, 2015), cadmio (II) y cobre (II) (Wang, Gao, Wang *et al.*, 2015), cromo (VI) (Ding *et al.*, 2014), mercurio (II) (Tang *et al.*, 2015) y plomo (II) (Yan *et al.*, 2015). Por ejemplo, Wang, Gao, Wang *et al.* (2015) utilizando KMnO₄ sintetizan un nanocompuesto de MnOx-biocarbón sólido, dando como resultado una elevada capacidad de adsorción de plomo (II), cobre (II) y cadmio (II), con una capacidad de adsorción máxima de 153,1, 34,2 y 28,1 mg/g de desechos acuosos, respectivamente.

Los mecanismos que se encuentran implicados en la eliminación de metales pesados son varios (fig. 3) como enlace π -catión, complejación superficial, intercambio iónico y atracción electrostática (Lalmalsawmdawngliani *et al.*, 2024).

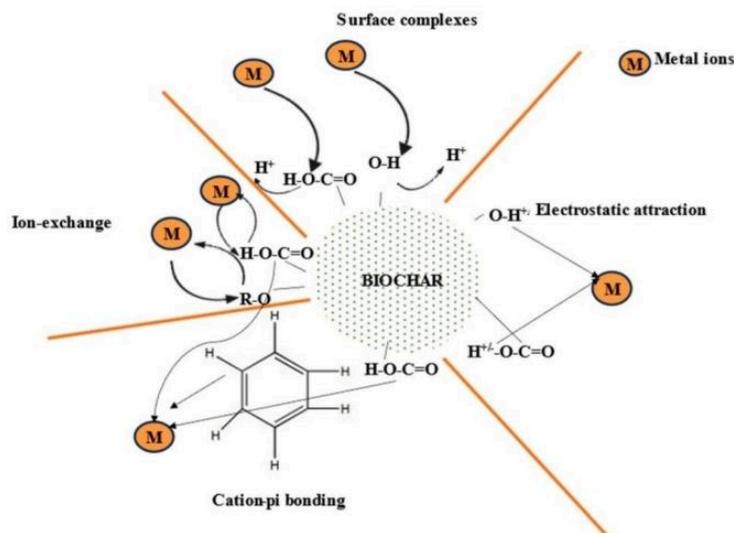


Fig 3. Esquema de los posibles mecanismos implicados en la adsorción de metales pesados por materiales nanocompuestos derivados del biocarbón. Fuente: Lalmalsawmdawngliani *et al.* (2024).

El proceso de intercambio iónico tiene origen con el intercambio de cationes metálicos con protones o cationes intercambiables que se encuentran en los grupos funcionales de la superficie. La capacidad de intercambio catiónico de los sólidos es lo que regula la capacidad de adsorción de los metales pesados (Ambaye *et al.*, 2021). Por ejemplo, el biocarbón precargado con Mg^{2+} elimina el cadmio (II), plomo (II) y cobre (II) de las soluciones acuosas, indicando que los iones de Mg y los grupos funcionales que se encuentran en la superficie del biocarbón adsorben, mediante intercambio iónico, los cationes metálicos (Li, Deng *et al.*, 2020).

La atracción electrostática entre el biocarbón y los iones metálicos hace que los iones metálicos sean atraídos hacia la superficie sólida y se unan mediante fuerzas electrostáticas que son más débiles (Agrafioti *et al.*, 2014). Las superficies del biocarbón que se encuentran cargadas negativamente son capaces de adsorber los iones metálicos cargados positivamente por atracciones electrostáticas.

A un pH de solución más alto, es más probable que las partículas de biocarbón tengan sitios activos cargados negativamente debido a la desprotonación de los grupos funcionales de la superficie y mejoren la atracción electrostática con iones de metales pesados cargados positivamente (Hoslett *et al.*, 2019).

4.4.2. Eliminación de contaminantes orgánicos

Los nanocompuestos a base de biocarbón son capaces de degradar y transformar los contaminantes orgánicos por sus características catalíticas (Manikandan *et al.*, 2023). Los procesos de oxidación avanzados, incluyendo fotocatalisis, reacciones tipo Fenton y reacciones asistidas por microondas, pueden degradar las moléculas orgánicas, ya que las nanomoléculas incorporadas en el biocarbón funcionan como catalizadores de las reacciones (Li, Yang *et al.*, 2022; Sun *et al.*, 2022; Zhang, Sun *et al.*, 2023). Los diversos contaminantes orgánicos que se pueden eliminar son los pesticidas, productos farmacéuticos, antibióticos, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc.

Por ejemplo, se prepararon nanocompuestos de biocarbón/BiOBr a partir de residuos alimentarios para degradar (fotodegradar) el naranja de metilo y tetraciclina mediante la luz visible usando un biocarbón producido a 400°C y otro a 700°C. Se experimentó con ambos biocarbones y se observó que el biocarbón a 400°C era capaz de fotodegradar mejor los contaminantes, aunque el biocarbón a 700°C tenía más capacidad de adsorción (Kahkeci y El-Din, 2023).

Yu *et al.* (2021) sintetizaron nanocompuesto de ZnO/biocarbón moliendo partículas de ZnO con biocarbón obtenido a partir de bambú para eliminar azul de metileno (AM). Los resultados mostraron que el biocarbón BZ-25% tiene una eficiencia de eliminación del AM del 95,19% bajo la luz visible, con una concentración inicial de AM de hasta 160 mg/g. Li, Fang *et al.* (2022) y Li, Li *et al.* (2022) desintegraron tetraciclina gracias al desarrollo de un biocarbón que junta los nanocompuestos de hidróxidos dobles en capas de ZnFe-biocarbón mediante coprecipitación y síntesis hidrotérmica. Esta degradación ocurre mediante fotodegradación y con el biocarbón ese espectro de activación se reduce al espectro visible y además inhibe la recombinación de electrones y huecos, dando lugar a periodos de fotoactividad más largos, teniendo una capacidad de degradación del 95% de la tetraciclina. Se empleó un método parecido de fotocatalización para eliminar gemifloxacina, pero esta vez el nanocompuesto fue de doble capa de hidróxido de Zn-Co-biocarbón. Al igual que en el caso anterior se inhibe la rápida recombinación de huecos y electrones teniendo una capacidad de eliminación del 92% de la gemifloxacina (Gholami *et al.*, 2020).

Los mecanismos que están implicados en la eliminación de contaminantes orgánicos son las interacciones π - π , puente de hidrógeno, atracción electrostática, intercambio iónico, complejación de superficies e interacciones hidrofóbicas (Peng *et al.*, 2016) (fig. 4).

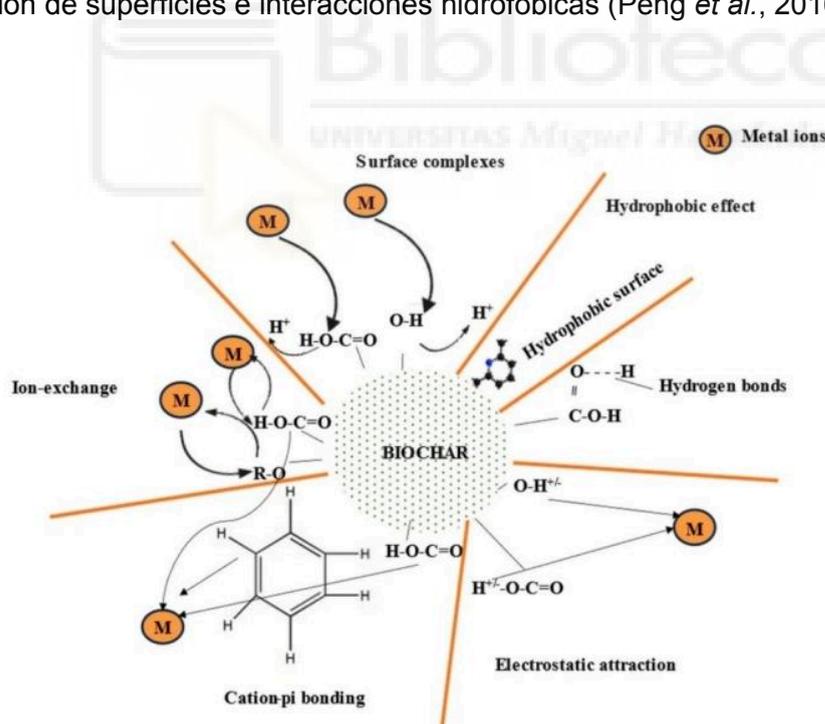


Fig 4. Esquema de los posibles mecanismos implicados en el tratamiento de contaminantes orgánicos por nanocompuestos derivados del biocarbón. Fuente: Lalmalsawmdawngliani *et al.*, (2024).

La atracción electrostática es el mecanismo que predomina a la hora de adsorber las moléculas orgánicas iónicas o ionizables al unirse a las superficies sólidas (Zheng *et al.*, 2013). Según el pH del medio, la superficie del biocarbón tiene cargas negativas y positivas, esto llevó a la atracción electrostática de contaminantes con grupos aniónicos o catiónicos en la superficie del nanocompuesto y generó la alta afinidad de adsorción. Tanto los grupos funcionales como el tamaño de los iones metálicos que son accesibles en la superficie del biocarbón son factores importantes que afectan a la adsorción por el intercambio iónico (Inyang y Dickeson, 2015). El enlace de hidrógeno y la reacción de complejación entre las moléculas del contaminante y el biocarbón controlan la adsorción de gran variedad de contaminantes orgánicos en medio acuoso (Ambaye *et al.*, 2021). Las interacciones π - π donador de electrones-aceptor (EDA) entre los grupos aromáticos presentes en las moléculas orgánicas y el biocarbón influyen en la adsorción de contaminantes orgánicos. Las interacciones electrostáticas, la partición, la adsorción superficial y las interacciones π - π EDA dominan la eficiencia de eliminación de contaminantes orgánicos (Tang *et al.*, 2015).

4.4.3. Eliminación de contaminantes inorgánicos

El empleo de nanocompuestos basados en biocarbón mejora la eficiencia para eliminar una gran variedad de contaminantes inorgánicos en el medio acuoso. La eliminación mejorada mediante nanocompuestos produce un aumento de los sitios tensioactivos y aumenta el área superficial. Los contaminantes inorgánicos que se tratan de manera común son los fosfatos, fluoruro, nitrato y amonio.

Alagha *et al.* (2020), fue capaz de tratar fosfatos y nitratos produciendo biocarbón a partir de palmera datilera con nanocompuesto de hidróxido de doble capa aumentado con MgAl para adsorber PO_4^{3-} y NO_3^- de la muestra de agua residual.

Así mismo, el tener la presencia de nanopartículas AlOOH influye en las propiedades fisicoquímicas del biocarbón. Las partículas AlOOH a nanoescala se encuentran repartidas de manera uniforme por toda la superficie de los poros del biocarbón. La estructura del nanocompuesto biocarbón/AlOOH es única y se caracteriza por una elevada superficie que aumenta la capacidad de adsorción del fosfato (Zhang y Gao, 2013). Ocurre de manera muy parecida en el sólido de MgO/biocarbón, donde se puede observar que las nanopartículas de MgO a nanoescala tienen una estructura que es altamente cristalina y una mejor capacidad para eliminar fosfato (Jung y Ahn, 2016).

Los mecanismos implicados en la adsorción de los contaminantes inorgánicos por nanocompuestos de biocarbón son varios, como la atracción electrostática, los enlaces de

hidrógeno, la precipitación y el intercambio aniónico (fig. 5). Como ejemplo, un compuesto de biocarbón con montmorillonita se usa para adsorber fosfato (PO_4^{3-}) y amonio (NH_4^+), mostrando una capacidad de adsorción de 105,2 y 12,5 mg/g, respectivamente (Lalmalsawmdawngliani *et al.*, 2024).

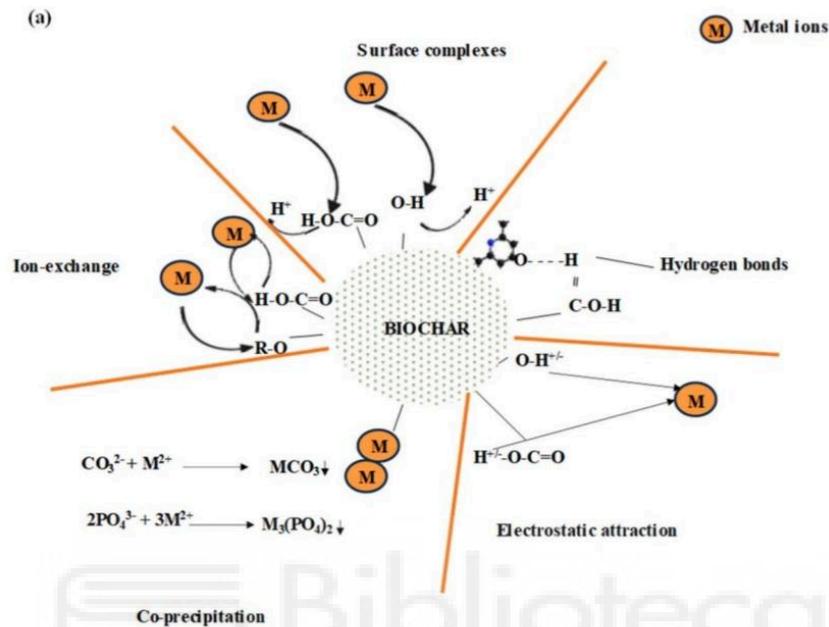


Fig 5. Esquema de los posibles mecanismos implicados en el tratamiento de contaminantes inorgánicos por nanocompuestos derivados de biocarbón. Fuente: Lalmalsawmdawngliani *et al.*, (2024).

4.5. Regeneración del biocarbón

Tras todas las aplicaciones mencionadas hay que tener en cuenta si el biocarbón puede ser regenerado para sacarle más rentabilidad.

La regeneración de los catalizadores de biocarbón no tiene un buen rendimiento por varias razones (Jiang *et al.*, 2023):

- La pérdida de la masa, el bloqueo del tamaño de los poros y la reducción del área superficial específica, que da como resultado la disminución de los sitios activos en el proceso de regeneración.
- Los productos intermedios cubren la superficie del biocarbón, que da como resultado la reducción de los sitios catalíticos activos .
- Los lugares catalíticos activos en el biocarbón disminuyen tras la reacción catalítica.

- La lixiviación de los iones metálicos y la pasivación de óxidos metálicos en biocarbón también puede provocar la inactivación de catalizadores de biocarbón.
- Los grupos funcionales del biocarbón dopado con heteroátomos que cambian de manera irreversible tras una reacción catalítica.

La regeneración del biocarbón puede hacerse de varias formas como la regeneración térmica, elución del biocarbón y la desorción del biocarbón.

La regeneración térmica se trata de un método que implica carbonizar el biocarbón y descomponerlo a elevadas temperaturas, aunque esto conlleva la reducción del tamaño de los poros. Un ejemplo puede ser mediante el proceso de pirólisis de biocarbón ya utilizado. Ese biocarbón puede que se vuelva a activar químicamente para que mejore sus propiedades y que su uso sea más rentable. El método de tratamiento de pirólisis es la forma más eficiente de restaurar la actividad del biocarbón, porque son capaces de eliminar los productos intermedios en la superficie del biocarbón (Meng *et al.*, 2020).

El método de tratamiento por elución funciona eluyendo con agua ultrapura y alcoholes o incluso metanol, que son capaces de disolver los productos intermedios y exponer sitios catalíticos activos. La elución del biocarbón se hace para eliminar los compuestos retenidos en el biocarbón. Primero se seca el biocarbón saturado, se eluye el biocarbón y luego se separa la elución del biocarbón mediante centrifugación. Se lava con agua el biocarbón para eliminar restos de eluyente, se seca y se puede volver a utilizar.

La desorción del biocarbón implica el uso de desorbentes como el etanol, agua, NaOH y HCl, para romper el equilibrio entre el biocarbón y el contaminante, cambiando el pH y la temperatura, mientras se va liberando el adsorbato. Por ejemplo, se realizó un experimento con varios de estos desorbentes, agua desionizada, HCl 0,5M, NaOH 0,5M y metanol al 99% como reactivos para tratar biocarbón modificado con KOH/KMnO₄ tras adsorber tetraciclina. Al comparar todos estos biocarbones tratados se observó que la tasa de desorción más elevada es por parte del NaOH (Xu *et al.*, 2022).

En la actualidad los métodos que se utilizan para regenerar los catalizadores son la pirólisis y la elución, que se han explicado anteriormente.

4.6. Biocarbón en aguas residuales desde el enfoque de la economía circular

El biocarbón que es derivado de la biomasa es una solución sostenible para la gestión de residuos orgánicos. El biocarbón se puede producir de distintas materias primas

orgánicas, como residuos agrícolas, subproductos forestales o desechos alimentarios, de esta manera se evita que esta biomasa termine en vertederos o en incineradoras. Esa transformación de la biomasa en biocarbón crea un recurso valioso a partir de algo que de no aprovecharse se convertiría en un residuo. El biocarbón tiene diversas aplicaciones, demostrando que esos recursos de valor tienen infinidad de aplicaciones, lo que promueve su economía circular.

Un ejemplo de esto sería el uso de los lodos de depuradora para generar biocarbón, fomentando de esta manera la economía circular. El tratamiento de aguas residuales municipales es un gran desafío en las zonas urbanas por su carga de nutrientes, elevado contenido orgánico y su posibilidad de contaminar el medioambiente. El uso de biocarbón en el tratamiento de aguas residuales municipales aporta una solución enfocándonos en la economía circular, porque el biocarbón es utilizado como adsorbente, medio filtrante y hábitat para los microorganismos, ofreciendo gran cantidad de beneficios en el tratamiento de aguas residuales. En el tratamiento de aguas residuales el biocarbón se usa junto con otras técnicas como medio de adsorción de nitrógeno y fósforo. Al usar biocarbón producido a partir de lodo de depuradora se valoriza el lodo, que era un material de desecho, y se mejora el método de tratamiento. Este biocarbón se utiliza para liberar nutrientes y retenerlos. Esta capacidad para retener los nutrientes ayuda a reducir el potencial de eutrofización del efluente tratado y al mismo tiempo sirve como fuente potencial de nutrientes para aplicaciones agrícolas u hortícolas cuando el biocarbón se gestiona adecuadamente (Olugbenga *et al.*, 2024).

Otro ejemplo sería el tratamiento de las aguas que se usan para extraer el petróleo de las arenas bituminosas. Esas aguas se denominan aguas de proceso de arenas bituminosas y se caracterizan por su elevada alcalinidad y concentración de contaminantes orgánicos, siendo el principal contaminante que preocupa los ácidos nafténicos (AN). Estos ácidos nafténicos están asociados a toxicidad aguda y crónica de los organismos vivos. Además, la presencia de este contaminante limita la reutilización de esas aguas en el proceso de producción de petróleo, ya que corroen las infraestructuras. Para tratar esos AN se usan lodos de depuradoras de aguas residuales urbanas. Estos lodos se secaron en un horno a 105°C durante 48 horas, luego se molieron en un molino de bolas y se almacenaron. A partir de este lodo pretratado se puede generar biocarbón sin activar o biocarbón activado con $ZnCl_2$. Los lodos adsorben los AN y reducen el impacto ambiental, tanto de las aguas como de los lodos de depuración, y promueven la economía circular (da Silva Medeiros *et al.*, 2023).

4.7. Limitaciones del biocarbón en el tratamiento de aguas residuales

Actualmente se han conseguido avances significativos en el desarrollo de biocarbón de diferentes materias primas y métodos de generación, como mencionamos en la introducción. Las limitaciones que hemos encontrado en común entre todos los artículos revisados son las siguientes:

- Mayor costo de producción: aunque es más económico por la amplia gama de materias primas de las que se dispone y lo baratas que pueden ser, es cierto que para producir biocarbón se requiere de un equipo más caro, algunos requieren tratamientos de activación química, lo que eleva los costes.
- La viabilidad y estabilidad del biocarbón: la mayoría de los estudios se realizan a pequeña escala, es decir, a escala de laboratorio. Por tanto, no se conoce el impacto medioambiental del biocarbón y puede que dependa de su estabilidad para determinar si es correcta para una aplicación práctica. Además, hay que tener en cuenta que la mayoría de los estudios se centran en eliminar un solo tipo de contaminante, mientras que en las aguas residuales existe una mezcla de varios contaminantes. Por tanto, no sabemos realmente cómo funciona si tiene que eliminar varios contaminantes a la vez. Tampoco conocemos la vida media del biocarbón para saber cuánto tiempo durará este método de manera funcional.
- Nocividad de la modificación química: muchas de las modificaciones químicas como la modificación ácido-álcali, la modificación oxidante, la modificación por impregnación química, entre otros, generan residuos peligrosos serios y con gran facilidad de producción.
- Desafíos a la hora de retener los nutrientes adsorbidos: puede que los nutrientes que han sido retenidos a lo largo del tiempo sean liberados, ya que no son retenidos de manera efectiva.
- Posible interferencia con otros procesos del tratamiento de las aguas, como son la sedimentación y la desinfección, si el proceso del biocarbón no es integrado de manera adecuada en el sistema de tratamiento.

5. Conclusiones y proyección futura.

5.1. Conclusión

Este Trabajo de Fin de Grado ofrece una visión general de cómo se ha desarrollado el biocarbón, su importancia, sus métodos de producción, sus propiedades y características.

El biocarbón usado para el tratamiento de aguas residuales es una propuesta innovadora y sostenible, ya que se tratan los residuos orgánicos de todo tipo mediante diferentes procesos para generar biocarbón. Pero es importante conocer las ventajas e inconvenientes para maximizar los beneficios y optimizar su aplicación. También se estudiaron los mecanismos para modificarlos tanto química como físicamente y su potencial a la hora de eliminar y tratar contaminantes en el agua, por ejemplo contaminantes orgánicos, inorgánicos, contaminantes emergentes, metales pesados, etc. Se tuvo en cuenta las características físico-químicas del biocarbón, la materia prima que se usa y las circunstancias de producción, ya que todas ellas contribuyen a su aplicación en el tratamiento de aguas residuales. La alteración de las características mencionadas con técnicas de activación química y física pueden proporcionar mejoras a los grupos funcionales de la superficie del biocarbón, la estructura porosa y el área superficial. Además, el biocarbón es capaz de remediar de manera eficaz las aguas residuales contaminadas con sustancias que no se pueden eliminar con los métodos tradicionales y ofrece beneficios tanto medioambientales como económicos. Sin embargo, hay que tener en cuenta las limitaciones y faltas de conocimiento e intentar encontrar soluciones y ampliar los conocimientos y estudios en áreas como la economía circular del biocarbón o la regeneración del biocarbón.

Asimismo, existe una brecha en la comprensión del rendimiento a largo plazo y la escalabilidad de los sistemas de tratamientos basados en el biocarbón. Es vital evaluar el potencial de regeneración y el ciclo de vida del biocarbón, al igual que su impacto en el medioambiente. Así pues, es necesario realizar estudios para conocer el costo de producción y su rentabilidad en el momento de implantar el biocarbón en los sistemas de tratamiento a gran escala. También se necesita realizar evaluaciones/estudios de su ciclo de vida para entender el tiempo de duración y los posibles impactos generales medioambientales del biocarbón. Se ha de incluir la evaluación de la huella de carbono, los requerimientos energéticos y sus posibles emisiones y subproductos que se asocian con la producción y la aplicación del biocarbón.

En resumen, si se abordan las limitaciones, se logrará obtener un biocarbón eficiente, sostenible y con viabilidad económica para tratar aguas residuales.

5.2. Proyección futura

Basándonos en las conclusiones mencionadas y sus limitaciones se propondrán las siguientes proyecciones futuras:

- Optimizar los pretratamientos y mejorar la eficiencia de los equipos de producción de biocarbón como el equipo de pirólisis podría ser una muy buena estrategia para reducir los costos del biocarbón para el futuro (Yu *et al.*, 2024).
- Estudiar la viabilidad y eficiencia de combinar el método de tratamiento de biocarbón con otras tecnologías para la remediación de los contaminantes.
- La producción de nanobiocarbón tiene grandes oportunidades para gran variedad de aplicaciones, como se han mencionado, pero las investigaciones para el futuro deberían centrarse en investigar una forma de optimizar las condiciones sintéticas, seleccionar los precursores más adecuados y estrategias de modificación del biocarbón que afecta a sus propiedades. Se ha observado una mejora significativa en las capacidades de adsorción de los biocarbones con nanocompuestos, no obstante, se ha de evaluar su estabilidad y toxicidad ambiental y biológica en los procesos de eliminación de contaminantes, es decir, en los productos secundarios de las reacciones que deben ser gestionados (Lalmalsawmdawngliani *et al.*, 2024).
- Es necesario realizar estudios para conocer la vida media del biocarbón y sus ciclos de regeneración.

6. Bibliografía.

- Agrafioti, E., Kalderis, D. y Diamadopoulos, E. (2014). Ca and Fe modified biochars as adsorbents of arsenic and chromium in aqueous solutions, *J. Environ. Manage.*, 146, 444–450, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.029>.
- Alagha, O., Manzar, M.S., Zubair, M., Anil, I., Mu'azu, N.D. y Oureshi, A. (2020). Comparative adsorptive removal of phosphate and nitrate from wastewater using biochar-MgAl LDH nanocomposites: Coexisting anions effect and mechanistic studies. *Nanomaterials*, 10(2), 336. <https://doi.org/10.3390/nano10020336>
- Ambaye, T.G., Vaccari, M., van Hullebusch, E.D., Amrane, A. y Rtimi, S. (2021). Mechanisms and adsorption capacities of biochar for the removal of organic and inorganic pollutants from industrial wastewater. *Int. J. Environ. Sci. Technol.*, 18, 3273–3294, <https://doi.org/10.1007/s13762-020-03060-w>.
- Anto, S., Sudhakar, M.P., Ahamed, T.S., Samuel, M.S., Mathimani, T., Brindhadevi, K., y Pugazhendhi, A. (2021). Activation strategies for biochar to use as an efficient catalyst in various applications. *Fuel*, 285, 119205. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119205>
- Azalok, K.A., Oladipo, A.A., Gazi, M. (2021). UV-light-induced photocatalytic performance of reusable MnFe-LDO–biochar for tetracycline removal in water. *J. Photochem. Photobiol., A*, 405, 112976. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2020.112976>.
- Bridgwater, A.V. (2003). Renewable fuels and chemicals by thermal processing of biomass. *Che. Eng. J.*, 91(2-3) , 87-102. [http://doi.org/10.1016/S1385-8947\(02\)00142-0](http://doi.org/10.1016/S1385-8947(02)00142-0)
- Canabarro, N., Soares, J.F., Anchieta, C.G., Kelling, C.S., y Mazutti, M.A. (2013). Thermochemical processes for biofuels production from biomass. *Sustain. Chem. Process.*, 1, 22. <http://doi.org/10.1186/2043-7129-1-22>
- Carrier, M., Hugo, T., Gorgens, J. y Knoetze, H. (2011). Comparison of slow and vacuum pyrolysis of sugar cane bagasse. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 90(1) , 18–26. <http://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.10.001>
- Chandra, S. y Bhattacharya, J. (2019). Influence of temperature and duration of pyrolysis on the property heterogeneity of rice straw biochar and optimization of pyrolysis conditions for its application in soils. *J. Clean Prod.*, 215, 1123–1139. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.079>
- Chen, L., Jiang, X., Xie, R., Zhang, Y., Jin, Y. y Jiang, W. (2020). A novel porous biochar- supported Fe-Mn composite as a persulfate activator for the removal of acid red 88. *Sep. Purif. Technol.*, 250, 117232 <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2020.117232>.
- Chen, N., Cao, S., Zhang, L., Peng, X., Wang, X., Ai, Z. y Zhang, L.(2021). Structural dependent Cr(VI) adsorption and reduction of biochar: hydrochar versus pyrochar. *Sci. Total Environ.*, 783, 147084 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147084>.
- Chen, T., Luo, L., Deng, S., Shi, G., Zhang, S., Zhang, Y., Deng, O., Wang, L., Zhang, J. y Wei, L. (2018). Sorption of tetracycline on H₃PO₄ modified biochar derived from rice straw and swine manure. *Bioresour. Technol.*, 267, 431–437. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.07.074>.
- Chu, J.H., Kang, J.K., Park, S.J. y Lee, CG. (2020). Application of magnetic biochar derived from food waste in heterogeneous sono-Fenton-like process for removal of organic dyes from aqueous solution. *J. Water Process. Eng.*, 37, 101455 <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101455>.
- Dai, Z., Zhen, Y., Sun, Y., Li, L. y Ding, D. (2021). ZnFe₂O₄/g-C₃N₄ S-scheme photocatalyst with enhanced adsorption and photocatalytic activity for uranium(VI) removal. *Chem. Eng. J.*, 415, 129002 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.129002>.
- da Silva Medeiros, D.C C., Chelme-Ayala, P., y El-Din, M.G. (2023). Sludge-based activated biochar for adsorption treatment of real oil sands process water: Selectivity of naphthenic acids, reusability of spent

- biochar, leaching potential, and acute toxicity removal. *Chem. Eng. J.*, *463*, 142329. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2023.142329>
- Deng, J., Dong, H., Zhang, C., Jiang, Z., Cheng, Y., Hou, K., Zhang, L. y Fan, C. (2018). Nanoscale zero-valent iron/biochar composite as an activator for Fenton-like removal of sulfamethazine. *Sep. Purif. Technol.*, *202*, 130–137. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.03.048>.
 - Ding, J., Xu, W., Liu, S., Liu, Y., Tan, X., Li, X., Li, Z., Zhang, P., Du, L. y Li, M. (2021). Activation of persulfate by nanoscale zero-valent iron loaded porous graphitized biochar for the removal of 17 β -estradiol: synthesis, performance and mechanism. *J. Colloid Interface Sci.*, *588*, 776–786. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2020.11.111>.
 - Ding, W., Peng, W., Zeng, X. y Tian, X. (2014). Effects of phosphorus concentration on Cr(VI) sorption onto phosphorus-rich sludge biochar. *Front. Environ. Sci. Eng.*, *8*, 379–385, <https://doi.org/10.1007/s11783-013-0606-0>.
 - Dixit, A., y Ahammed, M.M. (2023). Use of modified biochar for removal of endocrine disrupting compounds from water and wastewater: A review. *Bioresour. Technol. Rep.*, *23*, 101519. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2023.101519>
 - Foong, S.Y., Cheong, K.Y., Kong, S.H., Yiin, C.L., Yek, P.N.Y., Safdar, R., Liew, R.K., Loh, S.K. y Lam, S.S. (2023). Recent progress in the production and application of biochar and its composite in environmental biodegradation. *Bioresour. Technol.*, *387*, 129592. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129592>
 - Fu, H., Ma, S., Zhao, P., Xu, S. y Zhan, S. (2019). Activation of peroxydisulfate by graphitized hierarchical porous biochar and MnFe₂O₄ magnetic nanoarchitecture for organic pollutants degradation: Structure dependence and mechanism. *Chem. Eng. J.*, *360*, 157–170. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.11.207>.
 - Geng, A., Xu, L., Gan, L., Mei, C., Wang, L., Fang, X., Li, M., Pan, M., Han, S. y Cui, J. (2020). Using wood flour waste to produce biochar as the support to enhance the visible-light photocatalytic performance of BiOBr for organic and inorganic contaminants removal. *Chemosphere*, *250*, 126291. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126291>.
 - Gholami, P., Khataee, A., Soltani, R.D.C., Dinpazhoh, L. y Bhatnagar, A. (2020). Photocatalytic degradation of gemifloxacin antibiotic using Zn-Co-LDH@biochar nanocomposite. *J. Hazard. Mater.*, *382*, 121070 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121070>.
 - Grimm, A., dos Reis, G.S., Khokarale, S.G., Ekman, S., Lima, E.C., Xiong, S. y Hultberg, M. (2023). Shiitake spent mushroom substrate as a sustainable feedstock for developing highly efficient nitrogen-doped biochars for treatment of dye-contaminated water. *J. Water Process. Eng.*, *56*, 104435. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.104435>
 - Guo, R., Yan, L., Rao, P., Wang, R., & Guo, X. (2020). Nitrogen and sulfur co-doped biochar derived from peanut shell with enhanced adsorption capacity for diethyl phthalate. *Environmental Pollution*, *258*, 113674. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113674>
 - Guo, S., Yang, Z., Wen, Z., Fida, H., Zhang, G. y Chen, J. (2018). Reutilization of iron sludge as heterogeneous Fenton catalyst for the degradation of rhodamine B: Role of sulfur and mesoporous structure. *J. Colloid Interface. Sci.*, *532*, 441–448. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2018.08.005>.
 - Hoslett, J., Ghazal, H, Ahmad, D. y Jouhara, H. (2019). Removal of copper ions from aqueous solution using low temperature biochar derived from the pyrolysis of municipal solid waste, *Sci. Total Environ.*, *673*, 777–789, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.085>.

- Hou, N., Li, X., Jiang, X., Zhang, N., Wang, R. y Li, D. (2022). The role of biochar in the photocatalytic treatment of a mixture of Cr(VI) and phenol pollutants: Biochar as a carrier for transferring and storing electrons. *Sci. Total Environ.*, 844, 157145 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157145>.
- Hu, X., Ding, Z., Zimmerman, A.R., Wang, S. y Gao, B. (2015). Batch and column sorption of arsenic onto iron-impregnated biochar synthesized through hydrolysis, *Water Res.*, 68, 206–216, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.009>.
- Inyang, M. y Dickenson, E. (2015). The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review, *Chemosphere*, 134, 232–240, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.072>.
- Jiang, T., Wang, B., Gao, B., Cheng, N., Feng, Q., Chen, M. y Wang, S. (2023). Degradation of organic pollutants from water by biochar-assisted advanced oxidation processes: Mechanisms and applications. *J. Hazardous Mater.*, 442, 130075. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.130075>
- Jung, K.W. y Ahn, K.H. (2016). Fabrication of porosity-enhanced MgO/biochar for removal of phosphate from aqueous solution: Application of a novel combined electrochemical modification method, *Bioresour. Technol.*, 200, 1029–1032, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.10.008>.
- Kabir, E.R., Rahman, M.S. y Rahman, I. (2015). A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, 40(1), 241–258. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.06.009>.
- Kahkeci, J., y El-Din, M.G. (2023). Biochar-supported photocatalysts: Performance optimization and applications in emerging contaminant removal from wastewater. *Chem. Eng. J.*, 476, 146530.
- Kavlock, R. J., Daston, G. P., DeRosa, C., Fenner-Crisp, P., Gray, L. E., Kaattari, S., ... & Tilson, H. A. (1996). Research needs for the risk assessment of health and environmental effects of endocrine disruptors: a report of the US EPA-sponsored workshop. *Environmental health perspectives*, 104(suppl 4), 715-740. <https://doi.org/10.1289/ehp.1509912>
- Kebelmann, K., Hornung, A., Karsten, U. y Griffiths, G. (2013). Intermediate pyrolysis and product identification by TGA and Py-GC/MS of green microalgae and their extracted protein and lipid components. *Biomass Bioenergy*, 49, 38-48. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.12.006>
- Ketterings, Q., Reid, S. y Rao, R. (2007). Cation exchange capacity (CEC). *Agronomy Fact Sheet Series, Fact Sheet*, 22, 1-2. <http://nmsp.cals.cornell.edu/publications/factsheets/factsheet22.pdf>
- Khataee, A., Gholami, P., Kalderis, D., Pachatouridou, E. y Konsolakis, M. (2018). Preparation of novel CeO₂-biochar nanocomposite for sonocatalytic degradation of a textile dye. *Ultrasonics Sonochemistry*, 41, 503-513. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.10.013>
- Khataee, A., Kayan, B., Gholami, P., Kalderis, D. y Akay, S. (2017). Sonocatalytic degradation of an anthraquinone dye using TiO₂-biochar nanocomposite. *Ultrason. Sonochem.*, 39, 120–128. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2017.04.018>.
- Lalmalsawmdawngliani, Lalhriatpuia, C. y Tiwari, D. (2024). Biochar-derived nanocomposites for environmental remediation: The insights and future perspectives. *J. Environ. Chem. Eng.*, 12(1), 111840. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111840>
- Li, A.Y., Deng, H., Jiang, Y.H., Ye, C.H., Yu, B.G., Zhou, X.L. y Ma, A.Y. (2020). Superefficient removal of heavy metals from wastewater by Mg-loaded biochars: Adsorption characteristics and removal mechanisms. *Langmuir*, 36(31), 9160–9174, <https://doi.org/10.1021/acs.langmuir.0c01454>.
- Li, M., Li, P., Zhang, L., Chen, M., Tang, J., Qin, C., Lee, S.L.J. y Lin, S. (2022). Facile fabrication of ZnO decorated ZnFe-layered double hydroxides@ biochar nanocomposites for synergistic photodegradation of tetracycline under visible light. *Chemical Engineering Journal*, 434, 134772.

- Li, R., Liang, W., Wang, J.J., Gaston, L. A., Huang, D., Huang, H., Lei, S., Awasthi, m.k., Zhou, B., Xiao, R. y Zhang, Z. (2018). Facilitative capture of As (V), Pb (II) and methylene blue from aqueous solutions with MgO hybrid sponge-like carbonaceous composite derived from sugarcane leafy trash. *J. Environ. Manage.*, 212, 77–87. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.12.034>
- Li, S., Wang, Z., Zhao, X., Yang, X., Liang, G. y Xie, X. (2019). Insight into enhanced carbamazepine photodegradation over biochar-based magnetic photocatalyst Fe₃O₄/BiOBr/BC under visible LED light irradiation. *Chem. Eng. J.*, 360, 600–611. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.12.002>.
- Li, S., Yang, Y., Zheng, H., Zheng, Y., Jing, T., Ma, J., Nan, J., Leong, Y.K. y Chang, J.-S. (2022). Advanced oxidation process based on hydroxyl and sulfate radicals to degrade refractory organic pollutants in landfill leachate. *Chemosphere*, 297, 134214. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134214>
- Li, X., Fang, G., Qian, X. y Tian, Q. (2022). Z-scheme heterojunction of low conduction band potential MnO₂ and biochar-based g-C₃N₄ for efficient formaldehyde degradation. *Chem. Eng. J.*, 428, 131052 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.131052>.
- Li, X., Zhang, S., Yu, M., Xu, H., Lv, J., Yang, S., Zhu, X. y Li, L. (2021). One-pot pyrolysis method for synthesis of Fe/N co-doped biochar as an effective peroxymonosulfate activator for RhB degradation. *J. Taiwan Inst. Chem. Eng.*, 128, 209–219. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2021.08.031>.
- Li, Y., Ma, S., Xu, S., Fu, H., Li, Z., Li, K., Sheng, K., Du, J., Lu, X., Li, X., Liu, S. (2020). Novel magnetic biochar as an activator for peroxymonosulfate to degrade bisphenol A: Emphasizing the synergistic effect between graphitized structure and CoFe₂O₄. *Chem. Eng. J.*, 387, 124094 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.124094>.
- Liu, J., Wei, X., Ren, S., Qi, J., Cao, J., Wang, J., Wan, Y., Liu, Y., Zhao, M., Wang, L., Xiao, T. (2022). Synergetic removal of thallium and antimony from wastewater with jacobsite-biochar-persulfate system. *Environ. Pollut.*, 304, 119196 <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119196>.
- Liu, N., Liu, Y., Tan, X., Li, M., Liu, S., Hu, X., Zhang, P., Dai, M., Xu, W. y Wen, J. (2020a). Synthesis a graphene-like magnetic biochar by potassium ferrate for 17β-estradiol removal: effects of Al₂O₃ nanoparticles and microplastics. *Science of the Total Environment*, 715, 136723. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136723>
- Liu, N., Liu, Y., Zeng, G., Gong, J., Tan, X., Liu, S., Jiang, L., Li, M. y Yin, Z. (2020b). Adsorption of 17β-estradiol from aqueous solution by raw and direct/pre/post-KOH treated lotus seedpod biochar. *Journal of Environmental Sciences*, 87, 10-23. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2019.05.026>
- Lu, L., Shan, R., Shi, Y., Wang, S. y Yuan, H. (2019). A novel TiO₂/biochar composite catalysts for photocatalytic degradation of methyl orange. *Chemosphere*, 222, 391–398. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.132>.
- Luo, J., Bo, S., Qin, Y., An, Q., Xiao, Z. y Zhai, S. (2020). Transforming goat manure into surface-loaded cobalt/biochar as PMS activator for highly efficient ciprofloxacin degradation. *Chem. Eng. J.*, 395, 125063 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2020.125063>.
- Luo, K., Yang, Q., Pang, Y., Wang, D., Li, X., Lei, M. y Huang, Q. (2019). Unveiling the mechanism of biochar-activated hydrogen peroxide on the degradation of ciprofloxacin. *Chem. Eng. J.*, 374, 520–530. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.05.204>.
- Ma, Y., Zhang, T., Zhu, P., Cai, H., Jin, Y., Gao, K. y Li, J. (2022). Fabrication of Ag₃PO₄/polyaniline-activated biochar photocatalyst for efficient triclosan degradation process and toxicity assessment. *Sci. Total Environ.*, 821, 153453 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153453>.

- Manikandan, S., Vickram, S., Subbaiya, R., Karmegam, N., Chang, S. W., Ravindran, B., & Awasthi, M. K., Comprehensive review on recent production trends and applications of biochar for greener environment. *Bioresource Tech.*, 388 (2023) 129725. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129725>
- Mao, W., Zhang, L., Liu, Y., Wang, T., Bai, Y. y Guan, Y. (2021). Facile assembled N, S- codoped corn straw biochar loaded Bi₂WO₆ with the enhanced electron-rich feature for the efficient photocatalytic removal of ciprofloxacin and Cr(VI). *Chemosphere*, 263, 127988. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127988>.
- Masud, M.A.A., Shin, W.S., Sarker, A., Septian, A., Das, K., Deepo, D. M., Iqbal, M.A., Islam, A.R.M.T. y Malafaia, G. (2023). A critical review of sustainable application of biochar for green remediation: Research uncertainty and future directions. *Sci. of The Total Environ.*, 904, 166813. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166813>
- Meng, H., Nie, C., Li, W., Duan, X., Lai, B., Ao, Z., Wang, S. y An, T. (2020). Insight into the effect of lignocellulosic biomass source on the performance of biochar as persulfate activator for aqueous organic pollutants remediation: Epicarp and mesocarp of citrus peels as examples. *J. Hazard. Mater.*, 399, 123043 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123043>.
- Meng, Y., Li, Z., Tan, J., Li, J., Wu, J., Zhang, T. y Wang, X. (2022). Oxygen-doped porous graphitic carbon nitride in photocatalytic peroxydisulfate activation for enhanced carbamazepine removal: Performance, influence factors and mechanisms. *Chem. Eng. J.*, 429, 130860 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.130860>.
- Mishra, R.K., Kumar, D.J.P., Narula, A., Chistie, S.M. y Naik, S.U. (2023). Production and beneficial impact of biochar for environmental application: A review on types of feedstocks, chemical compositions, operating parameters, techno-economic study, and life cycle assessment. *Fuel*, 343, 127968. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.127968>
- Mishra, R.K., Kumar, V., Kumar, P. y Mohanty, K. (2022). Hydrothermal liquefaction of biomass for biocrude production: A review on feedstocks, chemical compositions, operating parameters, reaction kinetics, techno-economic study, and life cycle assessment. *Fuel*, 316, 123377. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123377>
- Mishra, R.K., Kumar, V. y Mohanty, K. (2020). Pyrolysis kinetics behaviour and thermal pyrolysis of *Samanea saman* seeds towards the production of renewable fuel. *J. Energy Inst.*, 93(3), 1148-1162. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2019.10.008>
- Morrin, S., Lettieri, P., Chapman, C. y Mazzei, L. (2012). Two stage fluid bed-plasma gasification process for solid waste valorisation: Technical review and preliminary thermodynamic modelling of sulphur emissions. *Waste management*, 32(4), 676-684. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.020>
- Munera-Echeverri, J.L., Martinsen, V., Strand, L.T., Zivanovic, V., Cornelissen, G. y Mulder, J. (2018). Cation exchange capacity of biochar: An urgent method modification. *Sci. Total Environ.*, 642, 190–7. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.017>
- Noreen, S. y Abd-Elsalam, K.A. (2021). Biochar-based nanocomposites: A sustainable tool in wastewater bioremediation. En K.A. Abd-Elsalam y M. Zahid, (Eds.), *Aquananotechnology: Applications of nanomaterials for water purification*, (pp.185–200): Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821141-0.00023-9>.
- Nworie, F.S., Mgbemena, N., Ike-Amadi, A.C. y Eburnoha, J. (2022). Functionalized biochars for enhanced removal of heavy metals from aqueous solutions: Mechanism and future industrial prospects, *J. Hum., Earth, Future*, (3), 377-395. <http://dx.doi.org/1028991/HEF-2022-03-03-09>

- Olugbenga, O.S., Adeleye, P.G., Oladipupo, S.B., Adeleye, A.T. y John, K.I. (2024). Biomass-derived biochar in wastewater treatment-a circular economy approach. *Waste Manage. Bull.*, 1(4), 1-14 <https://doi.org/10.1016/j.wmb.2023.07.007>
- Pandey, D., Singh, S., Dutta, K., Daverey, A. y Arunachalam, K. (2021). Biochar-based nanocomposites: a sustainable solution for water and wastewater treatment, En H. Sarma, S.J. Joshi, R. Prasad y J. Jampilek (Eds.), *Biobased nanotechnology for green applications. Nanotechnology in the life sciences* (pp. 619-639). https://doi.org/10.1007/978-3-030-61985-5_22.
- Peng, B., Chen, L., Que, C., Yang, K., Deng, F., Deng, X., Shi, G., Xu, G. y Wu, M. (2016). Adsorption of antibiotics on graphene and biochar in aqueous solutions induced by π - π : Interactions. *Sci. Rep.*, 6(1), 31920, <https://doi.org/10.1038/srep31920>.
- Pombo, M., Castro, L., Barreiro, J., & Cabanas, P. (2020). A review on endocrine disruptors and their possible impact on human health. *Rev Esp Endocrinol Pediatr [Internet]*, 11(2), 33-53. <https://www.endocrinologiapediatrica.org/revistas/P1-E35/P1-E35-S2799-A619.pdf>
- Rubeena, K.K., Hari Prasad Reddy, P., Lajju, A.R. y Nidheesh, P.V. (2018). Iron impregnated biochars as heterogeneous Fenton catalyst for the degradation of acid red 1 dye. *J. Environ. Manage.*, 226, 320–328. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.055>.
- Shi, D., Yek, P.N.Y., Ge, S., Shi, Y., Liew, R.K., Peng, W., Sonne, C., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M. y Lam, S.S. (2022). Production of highly porous biochar via microwave physiochemical activation for dechlorination in water treatment. *Chemosphere*, 309, 136624. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136624>
- Subramaniam, M.N., Wu, Z., Goh, P.S. y Zhou, S. (2023). The state-of-the-art development of biochar based photocatalyst for removal of various organic pollutants in wastewater. *J. Cleaner Prod.*, 429, 139487. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.139487>
- Sun, Y., Zhang, Q., Clark, J.H., Graham, N.J.D., Hou, D., Ok, Y.S. y Tsang, D.C.W. (2022). Tailoring wood waste biochar as a reusable microwave absorbent for pollutant removal: Structure-property-performance relationship and iron-carbon interaction. *Bioresour. Technol.*, 362, 127838. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127838>
- Talukdar, K., Jun, B.M., Yoon, Y., Kim, Y., Fayyaz, A. y Park, C.M. (2020) Novel Z-scheme Ag₃PO₄/Fe₃O₄-activated biochar photocatalyst with enhanced visible-light catalytic performance toward degradation of bisphenol A. *J. Hazard. Mater.*, 398, 123025 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123025>.
- Tang, J., Lv, H., Gong, Y. y Huang, Y. (2015) Preparation and characterization of a novel graphene/biochar composite for aqueous phenanthrene and mercury removal, *Bioresour. Technol.*, 196, 355–363. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.07.047>.
- Teutscherova, N., Vazquez, E., Masaguer, A., Navas, M., Scow, K.M., Schmidt, R. y Benito, M. Comparison of lime-and biochar-mediated pH changes in nitrification and ammonia oxidizers in degraded acid soil. *Biol. Fertil. Soils.*, 53(7), 811–821. <http://doi.org/10.1007/s00374-017-1222-0>
- Thangalazhy-Gopakumar, S., Adhikari, S., Gupta, R.B., Tu, M. y Taylor, S. (2011). Production of hydrocarbon fuels from biomass using catalytic pyrolysis under helium and hydrogen environments. *Bioresour. Technol.*, 102(12), 6742-6749. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.104>
- Tian, W., Lin, J., Zhang, H., Duan, X., Wang, H., Sun, H. y Wang, S. (2022). Kinetics and mechanism of synergistic adsorption and persulfate activation by N-doped porous carbon for antibiotics removals in single and binary solutions. *J. Hazard. Mater.*, 423, 127083 <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127083>.

- Tkaczyk, A., Mitrowska, K. y Posyniak, A. (2020). Synthetic organic dyes as contaminants of the aquatic environment and their implications for ecosystems: A review. *Sci. Total Environ.*, 717, 137222 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137222>
- Tripathi, M., Sahu, J.N., Ganesan, P. y Dey, T.K. (2015). Effect of temperature on dielectric properties and penetration depth of oil palm shell (OPS) and OPS char synthesized by microwave pyrolysis of OPS. *Fuel*, 153, 257–266. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fuel.2015.02.118>
- Tripathi, M., Sahu, J.N. y Ganesan, P. (2016). Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renewable and sustainable energy reviews*, 55, 467-481. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>
- Tripathi, M., Sahu, J. N. y Ganesan, P. (2016). Effect of process parameters on production of biochar from biomass waste through pyrolysis: A review. *Renew Sustain Energy Rev*, 55, 467-481. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2015.10.122>
- Uras, Ü., Carrier, M., Hardie, A.G. y Knoetze, J.H. (2012) Physico-chemical characterization of biochars from vacuum pyrolysis of South African agricultural wastes for application as soil amendments. *J. Anal. Appl. Pyrol.*, 98, 207–213. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaap.2012.08.007>
- Venkatachalam, C.D., Sekar, S., Sengottian, M., Ravichandran, S.R. y Bhuvaneshwaran, P. (2023). A critical review of the production, activation, and morphological characteristic study on functionalized biochar. *J. Energy Storage*, 67, 107525. <https://doi.org/10.1016/j.est.2023.107525>
- Wang, C., Sun, X., Zhang, M., Wang, Y., Tan, Z., Li, J. y Xi, B. (2022). Ultrasound-assisted room-temperature in situ precipitation synthesis of BC doped Bi₄O₅Br₂ for enhanced photocatalytic activity in pollutants degradation under visible light. *J. Alloys Compd.*, 889, 161609 <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2021.161609>.
- Wang, H., Gao, B., Wang, S, Fang, J., Xue, Y., Yang, K. (2015). Removal of Pb(II), Cu(II), and Cd(II) from aqueous solutions by biochar derived from KMnO₄ treated hickory wood. *Bioresour. Technol.*, 197, 356–362, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.132>.
- Wang, S., Gao, B., Zimmerman, A. R., Li, Y., Ma, L., Harris, W. G., Migliaccio, K. W., Removal of arsenic by magnetic biochar prepared from pinewood and natural hematite, *Bioresour. Technol.* 175 (2015) 391–395, <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.104>.
- Wang, Z., Tan, Z., Li, H., Yuan, S., Zhang, Y. y Dong, Y. (2022). Direct current electrochemical method for removal and recovery of heavy metals from water using straw biochar electrode. *J. Cleaner. Prod.*, 339, 130746. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.130746>.
- Wei, X., Xu, X., Yang, X., Liu, Z., Naraginti, S., Sen, L., Weidi, S. y Buwei, L. (2022). Novel assembly of BiVO₄@N-Biochar nanocomposite for efficient detoxification of triclosan. *Chemosphere*, 298, 134292. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134292>.
- Xiao, Y., Lyu, H., Tang, J., Wang, K. y Sun, H. (2020). Effects of ball milling on the photochemistry of biochar: Enrofloxacin degradation and possible mechanisms. *Chem. Eng. J.*, 384, 123311 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123311>.
- Xin, S., Liu, G., Ma, X., Gong, J., Ma, B., Yan, Q., Chen, Q., Ma, D., Zhang, G., Gao, M. y Xin, Y. (2021). High efficiency heterogeneous Fenton-like catalyst biochar modified CuFeO₂ for the degradation of tetracycline: Economical synthesis, catalytic performance and mechanism. *Appl. Catal., B*, 280, 119386. <https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2020.119386>.
- Xing, B., Dong, J., Yang, G., Jiang, N., Liu, X. y Yuan, J. (2020). An insight into N,S- codoped activated carbon for the catalytic persulfate oxidation of organic pollutions in water: effect of surface functionalization. *Appl. Catal., A*, 602, 117714 <https://doi.org/10.1016/j.apcata.2020.117714>.

- Xu, J., Zhang, Y., Li, B., Fan, S., Xu, H. y Guan, D.X. (2022). Improved adsorption properties of tetracycline on KOH/KMnO₄ modified biochar derived from wheat straw. *Chemosphere*, 296, 133981. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133981>
- Yan, L., Kong, L., Qu, Z., Li, L. y Shen, G. (2015). Magnetic biochar decorated with ZnS nanocrystals for Pb(II) removal. *ACS Sustainable Chem. Eng.*, 3(1), 125–132, <https://doi.org/10.1021/sc500619r>.
- Yan, Y., Wang, W., Peng, Y., Xue, K., Wang, J. y Xiao, H. (2021). Heterogeneous NiS/NiSe/3D porous biochar for As removal from water by interface engineering-induced nickel lattice distortion. *Sci. Total Environ.*, 776, 145874. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145874>
- Yu, F., Tian, F., Zou, H., Ye, Z., Peng, C., Huuqang, J., Zheng, Y., Zhang, y., Yang, Y., Wei, X. y Gao, B. (2021). ZnO/biochar nanocomposites via solvent free ball milling for enhanced adsorption and photocatalytic degradation of methylene blue. *J. Hazard Mater.*, 415, 125511. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125511>
- Yu, S., Zhang, W., Dong, X., Wang, F., Yang, W., Liu, C., y Chen, D. (2024). A review on recent advances of biochar from agricultural and forestry wastes: Preparation, modification and applications in wastewater treatment. *J. Environ. Chem. Eng.*, 12, 111638. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111638>
- Yuan, X., Cao, Y., Li, J., Patel, A.K., Dong, C.D., Jin, X., Gu, C., Yip, A.C. K., Tsang, D.C.W, y Ok, Y.S. (2023). Recent advancements and challenges in emerging applications of biochar-based catalysts. *Biotechnol Adv*, 67, 108181. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2023.108181>
- Zhang, H., Xue, G., Chen, H. y Li, X. (2018). Magnetic biochar catalyst derived from biological sludge and ferric sludge using hydrothermal carbonization: preparation, characterization and its circulation in Fenton process for dyeing wastewater treatment. *Chemosphere*, 191, 64–71. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.026>.
- Zhang, M. y Gao, B. (2013). Removal of arsenic, methylene blue, and phosphate by biochar/AlOOH nanocomposite. *Chem. Eng. J.*, 226, 286–292. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.04.077>.
- Zhang, P., Tan, X., Liu, S., Liu, Y., Zeng, G., Ye, S., Yin, Z., Hu, X. y Liu, N. (2019). Catalytic degradation of estrogen by persulfate activated with iron-doped graphitic biochar: Process variables effects and matrix effects. *Chem. Eng. J.*, 378, 122141 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122141>.
- Zhang, Q., Sun, Y., Xu, W., Cao, Y., Wu, C., Wang, C.-H. y Tsang, D.C.W. (2023). Efficient microwave-assisted mineralization of oxytetracycline driven by persulfate and hypochlorite over Cu-biochar catalyst. *Bioresour. Technol.*, 372, 128698. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.128698>
- Zhang, S. y Lu, X. (2018). Treatment of wastewater containing Reactive Brilliant Blue KN-R using TiO₂/BC composite as heterogeneous photocatalyst and adsorbent. *Chemosphere*, 206, 777-783. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.073>
- Zhang, X., Bhattacharya, T., Wang, C., Kumar, A. y Nidheesh, P.V. (2023) Straw-derived biochar for the removal of antibiotics from water: Adsorption and degradation mechanisms, recent advancements and challenges. *Environ. Res.*, 237(2), 116998. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.116998>
- Zheng, H, Wang, Z., Zhao, J., Herbert, S. y Xing, B. (2013). Sorption of antibiotic sulfamethoxazole varies with biochars produced at different temperatures. *Environ. Pollut.*, 181, 60–67, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.056>
- Zhong, Q., Lin, Q., Huang, R., Fu, H., Zhang, X., Luo, H. y Xiao, R. (2020). Oxidative degradation of tetracycline using persulfate activated by N and Cu codoped biochar. *Chem. Eng. J.*, 380, 122608 <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.122608>.
- Zhou, Y., Qin, S., Verma, S., Sar, T., Sarsaiya, S., Ravindran, B., Liu, T., Sindhu, R., Patel, A.K., Binod, P., Varjani, S., Singhnia, R.R., Zhang, Z. y Awasthi, M.K. (2021). Production and beneficial impact of

biochar for environmental application: a comprehensive review. *Bioresource Technology*, 337, 125451. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125451>

- Zhu, H., An, Q., Nasir, A.S.M., Babin, A., Saucedo, S.L., Vallenás, A., Li, L., Baldwin, S.A., Lau, A. y Bi, X. (2023). Emerging applications of biochar: A review on techno-environmental-economic aspects. *Bioreso. Technol.*, 388, 129745. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2023.129745>

