

Uso del biocarbón como material alternativo para el tratamiento de aguas residuales contaminadas

Use of biochar as an alternative material for the treatment of polluted wastewater

Deiby Présiga-López ^{1a}, Ainhoa Rubio-Clemente ^{1b,2}, Juan F. Pérez ³

¹ Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria TdeA, Colombia.
Orcid: ^a 0000-0001-7174-6895, ^b 0000-0003-1527-260X.

Correos electrónicos: ^a deibypl@hotmail.com, ^b ainhoa.rubio@tdea.edu.co

² Grupo de Energía Alternativa - GEA, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Colombia.

³ Grupo de Manejo Eficiente de la Energía – Gimel, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, Colombia.
Orcid: 0000-0002-3811-4471. Correo electrónico: jfernando.perez@udea.edu.co

Recibido: 2 julio, 2020. Aceptado: 16 septiembre, 2020. Versión final: 4 noviembre, 2020.

Resumen

El biocarbón es el producto procedente de la descomposición de biomasa, cuyas características fisicoquímicas están asociadas al origen de ésta y al método de combustión utilizado. Entre estas propiedades, destacan el área superficial, la formación de macro y microporos, y la presencia de grupos funcionales. Debido a estas características, el biocarbón se convierte en un material alternativo con alta capacidad de adsorción de compuestos tóxicos presentes en las aguas residuales contaminadas. Este trabajo brinda información sobre los mecanismos de generación del biocarbón y cómo éstos interfieren en sus características fisicoquímicas. Asimismo, se describen los parámetros que intervienen en los procesos de remoción de contaminantes y se mencionan los tratamientos bajo los cuales el biocarbón se puede ver sometido para mejorar su capacidad de adsorción. Finalmente, se indican los posibles usos o la adecuada disposición final que debe tener el biocarbón en aras de contribuir a la estrategia de economía circular.

Palabras clave: adsorción; agua residual; área superficial; biocarbón; combustión de la biomasa; contaminante persistente; desorción; economía circular; grupo funcional; materia prima; pH; porosidad; remoción; temperatura.

Abstract

Biochar is the product from the decomposition of biomass, whose physicochemical characteristics are associated with its origin and the combustion method used. Among these properties, the surface area, the formation of macro and micropores, and the presence of functional groups are highlighted. Due to these characteristics, biochar becomes an alternative material with a high adsorption capacity for toxic compounds contained in polluted wastewater. This work provides information on the biochar generation mechanisms and how they interfere with its physicochemical characteristics. Likewise, the parameters involved in the pollutant removal processes are described, and the treatments under which the biochar can be subjected for its adsorption capacity to be improved are mentioned. Finally, the possible uses or the suitable final disposition that the biochar must have in order to contribute to the circular economy strategy are indicated.

Keywords: adsorption; biochar; biomass combustion; circular economy; desorption; feedstock; functional group; persistent pollutant; pH; porosity; removal; surface area; temperature; wastewater.

ISSN impreso: 1657 - 4583. ISSN en línea: 2145 - 8456, **CC BY-ND 4.0** 

Como citar: D. Présiga-López, A. Rubio-Clemente, J. F. Pérez, “Uso del biocarbón como material alternativo para el tratamiento de aguas residuales contaminadas,” *Rev. UIS Ing.*, vol. 20, no. 1, pp. 121-134, 2021, doi: [10.18273/revuin.v20n1-2021011](https://doi.org/10.18273/revuin.v20n1-2021011)

1. Introducción

El agua es un recurso que se destaca por su importancia para sustentar la vida en la Tierra tal y como se conoce hoy en día. Sin éste, las actividades agrícolas, industriales y energéticas, así como su uso para consumo humano, higiene y salud, se verían gravemente afectados. Además, el incremento de la población genera una alta expansión urbana y un aumento en los ritmos tanto de producción como de consumo, los cuales a su vez requieren de una gran demanda de agua dulce. Debe tenerse en cuenta que la distribución del agua, globalmente, se establece de la siguiente manera: del 100% del agua disponible, sólo el 2,4% es agua dulce; y de esa cantidad, el 1,6% se encuentra en los glaciares y en las denominadas nieves perpetuas; por su parte, el 0,7% se encuentra en las aguas subterráneas y en la atmósfera, y el 0,007% hace parte de los ríos, lagos y reservorios [1].

Debido a los variados usos del agua para satisfacer las distintas actividades humanas, cada vez es mayor el número de sustancias contaminantes que se incorporan a los ecosistemas acuáticos. En este sentido, la calidad del agua se ve alterada con la presencia de una gran cantidad de componentes tales como plaguicidas, agentes patógenos, metales pesados, detergentes, colorantes, fármacos y productos de cuidado y aseo personal, entre otros [2]. De este grupo de sustancias, cobran especial relevancia los colorantes, metales pesados y los denominados contaminantes emergentes, distinguidos por contener compuestos con potencial genotóxico (mutagénico y carcinogénico), entre otros efectos adversos, presentando de esta manera un gran riesgo para la salud tanto de los seres humanos, en particular, como del medio ambiente, en general [3]-[6].

Este hecho, sumado a la escasez del recurso hídrico y a las altas demandas de éste, hace necesaria la implementación de sistemas de tratamiento capaces de eliminar la carga contaminante. Para este fin, surgen las denominadas Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) o Estaciones Depuradoras de Agua Residual (EDAR). Estas plantas operan mediante un conjunto de procesos y unidades de operación convencionales cuyo fin último consiste en mejorar las características físicas, químicas y biológicas del agua; es decir, disminuir o eliminar la concentración de determinadas sustancias o formas de energía que alteran la calidad del agua, para así cumplir posteriormente con la normatividad establecida [7], [8].

Sin embargo, dadas las propiedades de estos compuestos contaminantes, en la mayor parte de las ocasiones la eficiencia de los sistemas de tratamiento tradicionales se ve limitada [9]-[12]. De modo que se requiere el uso de

tecnologías alternativas que sean eficientes y factibles desde el punto de vista económico, tales como el uso de materiales adsorbentes capaces de eliminar contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos de las aguas, como es el caso del biocarbón.

El biocarbón es el producto procedente de la descomposición de la biomasa a través de procesos termoquímicos con poca o nula presencia de oxígeno (O), algunos de ellos conocidos como pirólisis, gasificación, microgasificación y torrefacción [13]-[16]. El biocarbón resultante tendrá variaciones fisicoquímicas en función del proceso termoquímico y la materia prima utilizados.

En rasgos generales, el biocarbón está compuesto por partículas de diferentes tamaños, lo que está directamente asociado al origen y tamaño de la biomasa. Además, posee una alta porosidad con gran variedad de formas y tamaños de poros [17]. Los macroporos (diámetro interno > 50 nm) provienen de los espacios propios de la biomasa y los microporos (diámetro interno < 2 nm) son generados durante el proceso de producción del biocarbón. Cabe destacar que estos poros están asociados a la adsorción de compuestos líquidos, sólidos y gaseosos [17], [18]. Debido a éstas y otras características adicionales, tales como el área superficial y los grupos funcionales presentes en el biocarbón, éste se convierte en un material alternativo viable para su uso en la remoción de contaminantes presentes en las aguas residuales [15].

En virtud de la abundancia, la biodegradabilidad y la inocuidad con el medio ambiente, el biocarbón resulta ser una fuente potencial para obtener un producto con muy buenas cualidades de adsorción. Cabe destacar que el biocarbón se ha utilizado principalmente para la remediación y enmendación del suelo; no obstante, en las últimas décadas ha ido aumentando el número de publicaciones científicas referentes al uso de biocarbón para la eliminación de sustancias contaminantes presentes en el agua, debido en gran parte a su rentabilidad y sostenibilidad [12].

En este orden de ideas, el uso de alternativas como el biocarbón para el tratamiento de aguas residuales contaminadas puede hacer parte de una estrategia que ayude a finalizar un ciclo de producción, ya que el biocarbón es un residuo generado en procesos previos de obtención de energía a partir de la combustión de la biomasa, contribuyendo así al establecimiento de los principios por los que se rige la economía circular. Debe tenerse en cuenta que la economía circular se define como aquel modelo económico que tiene por objetivo el uso eficiente de los recursos a través de la minimización de residuos, la reducción de materias primas, los ciclos

cerrados de producción, la protección del medio ambiente y la obtención de beneficios económicos [19]. Gracias a ello, el uso del biocarbón cobra aún mayor relevancia debido a que no sólo puede actuar como compuesto orgánico remediador de agua contaminada, sino que también desempeñaría un rol importante dentro del modelo de desarrollo enmarcado en la economía circular.

Bajo este escenario, el objetivo principal de este trabajo consiste en realizar una revisión exhaustiva del estado del arte relativo a la aplicación del biocarbón procedente de la combustión de la biomasa en la descontaminación de aguas. Específicamente, en este trabajo se describen los conceptos básicos y características intrínsecas del biocarbón asociadas a su proceso de producción, así como los factores más relevantes que intervienen en la remoción de contaminantes presentes en las aguas. De igual manera, se alude a los posibles usos o modos de disposición del biocarbón después de su aplicación. Finalmente, se hace referencia a las perspectivas futuras y a los aspectos más significativos relacionados con la implementación del biocarbón como material alternativo para el tratamiento de aguas contaminadas.

2. Concepto y características del biocarbón asociadas al mecanismo de generación

El biocarbón es un residuo que se produce a partir de procesos térmicos previos que buscan generar energía renovable y, adicionalmente, reducir del volumen de residuos orgánicos. No obstante, su generación ha despertado gran interés en la comunidad científica para ser utilizado como enmendador de suelos y como adsorbente en la remoción de distintos contaminantes presentes en las aguas dada su capacidad para eliminar moléculas orgánicas e iones a través de procesos como la absorción física y el intercambio iónico [20]. Este hecho, permite brindar a este residuo un valor agregado, puesto que también se puede concebir desde la perspectiva de proporcionar una solución al manejo integral de residuos orgánicos generados tras el procesamiento térmico de la biomasa.

En la literatura revisada en este estudio, se evidencia que la tecnología implementada para la generación de biocarbón de la que se dispone de un mayor número de reportes científicos es la pirólisis. La pirólisis se conoce como aquel proceso que utiliza temperaturas entre los 200 y 900 °C con escasa o nula presencia de O para descomponer biomasa [14], [21]. La biomasa utilizada generalmente para producir biocarbón (residuos vegetales ricos en celulosa, hemicelulosa y lignina), se descompone paulatinamente con el aumento de la

temperatura, sufriendo una pérdida de peso debido a la evaporación del agua contenida en ésta [22].

La pirólisis se puede dividir en dos grupos según el tiempo de residencia de la biomasa: pirólisis rápida y pirólisis lenta. La pirólisis rápida utiliza un tiempo de residencia de segundos, mientras que en la pirólisis lenta el tiempo de residencia es de horas a días [14]. Probablemente, la pirólisis lenta sea más utilizada para originar biocarbón debido a que el porcentaje de producción de éste se ve favorecido entre un 15 y 89% [15].

Por otra parte, desde el conocimiento de los autores, la cantidad de estudios que reportan revisiones, análisis y resultados concernientes a la utilización de procesos como la carbonización hidrotermal, gasificación, microgasificación y torrefacción para la generación de biocarbón son pocos. Esto en gran parte puede deberse a que los porcentajes de producción de biocarbón con estos métodos son más bajos y a que los objetivos principales de estos procesos no consisten en obtener biocarbón, sino energía procedente de la biomasa [15], [21].

Es importante mencionar que las propiedades fisicoquímicas del biocarbón están asociadas al método de producción de éste. Entre estas propiedades, es de especial interés su área superficial y, por consiguiente, la superficie del biocarbón a disposición para la adsorción del contaminante o contaminantes objeto de estudio.

En diversos estudios se reporta el papel fundamental que desempeña la temperatura de producción en las propiedades de adsorción, así como de intercambio iónico, por parte del biocarbón. Así, a altas temperaturas, el biocarbón generado por procesos pirolíticos muestra un incremento considerable en el área superficial y el pH [15].

Por otro lado, [23] realizaron un estudio en el cual utilizaron hueso de aceituna, cáscara de arroz y residuos procedentes de la poda del olivo como biomasa, los cuales pirolizaron a una velocidad de 30 °C/min bajo una atmósfera de nitrógeno gaseoso (N₂) para garantizar la ausencia de O a temperaturas de 350, 400, 500 y 600 °C con diferentes tiempos de residencia, que variaron entre 30 min y 4 h. Estos autores indicaron que el biocarbón producido a 350 °C era fuertemente repelente al agua, comportamiento que se atribuyó a la pérdida de estructuras alifáticas (compuestos orgánicos constituidos por hidrógeno (H) y carbono (C)). Esta repelencia tendió a reducirse con el aumento de la temperatura y el tiempo de residencia [23].

Asimismo, [24] en su estudio relativo a la eliminación de cadmio (Cd) de una solución acuosa mediante biocarbón producido a partir de *Miscanthus giganteus* utilizando pirólisis lenta a 300, 400, 500 y 600 °C, encontraron que a temperaturas > 500 °C, el biocarbón producido presentaba mayor aromaticidad y menor número de grupos funcionales polares, además del incremento en el área superficial del biocarbón, lo que derivó en el aumento en la capacidad de adsorción de Cd. Imágenes de microscopía electrónica tomadas por los autores referidos reflejaron cambios morfológicos en la estructura de los poros del biocarbón obtenido durante la pirólisis a diferentes temperaturas (300, 400, 500 y 600 °C); de modo que a mayor temperatura el tamaño de los poros incrementó debido a la volatilización de sustancias como la celulosa y la hemicelulosa. También hallaron que, a medida que la temperatura incrementaba, específicamente en el rango estudiado, el contenido de C presente en el biocarbón aumentaba significativamente entre 68,48 y 90,71%, mientras que los contenidos de H y O disminuyeron de manera inversamente proporcional al aumento de la temperatura, dando como resultado una disminución de las relaciones molares entre H/C y O/C. De igual modo, los autores describieron que el contenido de nitrógeno (N) del biocarbón no dependía de la temperatura utilizada durante la pirólisis de la biomasa.

Estos hallazgos sugieren, por tanto, que a temperaturas más altas se puede producir biocarbón más aromático y menos hidrofílico. Este hecho, puede atribuirse a que a medida que aumenta la temperatura de producción del biocarbón, disminuye el contenido en agua; es decir, se producen reacciones de deshidratación, al tiempo que tienen lugar reacciones de descarboxilación y deshidrogenación, aumentando el número de anillos aromáticos y, por tanto, el carácter aromático del biocarbón. De hecho, en un estudio realizado por [25] se demostró que se producía una mayor cantidad de hidrocarburos aromáticos policíclicos, especialmente de mediano y alto peso molecular, debido a la fusión de los anillos aromáticos que quedaban después de producirse las reacciones químicas mencionadas anteriormente.

Por otro lado, [23] señalaron que el alto contenido de lignina promueve la cantidad de biocarbón producida. Además, las variaciones en proporciones de celulosa, hemicelulosa y lignina presentes en la materia prima influyen en el rendimiento del biocarbón.

Por su parte [26], con base en su estudio relativo al análisis de las características de producción de biocarbón a partir de la pirólisis lenta de *Miscanthus giganteus* usando un reactor de lecho empacado a escala de laboratorio bajo un rango de temperatura de 300–700 °C con una velocidad de calentamiento de 10 °C/min,

informaron que la celulosa y la hemicelulosa procedente de la especie objeto de estudio se descomponía a 500 °C. De igual modo, los autores evidenciaron que el biocarbón tomaba la forma de un panal con agujeros cilíndricos (poros) de 5-40 μm de diámetro. Este hecho fue asociado a la estructura celular vascular de la biomasa original. Además, los autores referidos observaron que el área superficial del biocarbón generado aumentó rápidamente a 181 m²/g [26].

3. Parámetros que intervienen en la remoción de contaminantes presentes en las aguas

Debido a las propiedades que adquiere el biocarbón al ser generado mediante combustión de la biomasa, tales como el desarrollo de poros y el aumento del área superficial, y por el número de grupos funcionales superficiales como carboxilos (–COOH), fenoles e hidroxilos (–OH) que posee, éste se convierte en un gran adsorbente tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos presentes en el agua [14].

Son varios los parámetros o factores que influyen en las propiedades de adsorción del biocarbón; entre los que destacan el efecto del pH de la solución, que será relevante en las interacciones entre el contaminante y el biocarbón; y el efecto de la temperatura de la solución, el cual favorecerá o limitará las reacciones endotérmicas o exotérmicas entre el biocarbón y los agentes contaminantes. Así mismo, debe mencionarse el efecto de la dosis del biocarbón utilizado, que incide en la capacidad de adsorción; y el efecto de los constituyentes de la matriz acuosa, los cuales están presentes en el agua y podrán ser competidores directos de los contaminantes que se desean remover.

Por otro lado, el efecto del tiempo de retención hidráulico y del tamaño de la partícula del biocarbón, asociado a la capacidad de adsorción debido al área superficial de la misma, son factores para tener en cuenta dado que afectan la capacidad del biocarbón para retener contaminantes. Algunos de estos parámetros se relacionan en los modelos isotérmicos de adsorción propuestos a lo largo de la historia, siendo ampliamente utilizados los modelos de Langmuir, Freundlich y Temkin, representados por las Ecuaciones (1), (2) y (3), respectivamente.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m b} + \frac{1}{q_m} C_e \quad (1)$$

$$\log q_e = \log K + \frac{1}{n} \log C_e \quad (2)$$

$$q_e = A + B \log C_e \quad (3)$$

donde C_e [mg/L] se refiere a la concentración en equilibrio del contaminante o los contaminantes objeto de estudio, q_e [mg/g] hace referencia a la cantidad del contaminante o contaminantes adsorbidos por cada gramo de adsorbente utilizado en equilibrio, q_m [mg/L] es la capacidad máxima de adsorción del material adsorbente y b [L/mg] se refiere a la constante de afinidad entre el adsorbente y el contaminante o contaminantes.

Por su parte, K indica la capacidad aproximada de adsorción y se expresa como $[mg/g][mg/L]$, $1/n$ se refiere a la intensidad de la adsorción y A [mg/g] y B [L/mg] hacen referencia a la capacidad máxima de adsorción y a la energía de adsorción, respectivamente [27].

En la Tabla 1 se recopilan algunos de los estudios reportados en la literatura en los que se analiza el papel que desempeñan los factores referidos en el proceso de adsorción de contaminantes presentes en las aguas por parte del biocarbón.

3.1. Efecto del pH de la solución

El pH de la solución es un parámetro fundamental para el proceso de adsorción por parte del biocarbón, el cual depende del origen de éste y del tipo de contaminante que se desee remover [28], [29].

La presencia de grandes cantidades de iones hidronio podría presentar una dificultad para la eficiencia de adsorción debido a que compiten directamente por un lugar en el biocarbón con los contaminantes que interesa remover en las aguas, en el caso de que éstos se encuentren en forma catiónica. Estudios realizados previamente y reportados por [15] indican que la capacidad de adsorción del biocarbón presenta una relación directamente proporcional al valor del pH de la solución acuosa o del agua a tratar. Para el caso particular de colorantes, su adsorción tiene una alta eficiencia para valores de pH por encima de 5. Este hecho se atribuye a la interacción electrostática entre las cargas positivas y negativas de los colorantes y del biocarbón, respectivamente.

Si bien, cabe destacar que también puede presentarse el fenómeno de repulsión electrostática. Este fenómeno puede ser debido a la interacción entre contaminantes catiónicos y el biocarbón cuando éste presenta carga positiva [29]. Pero este hecho no es completamente negativo en el tratamiento de aguas contaminadas, ya que las moléculas de los contaminantes que se encuentran en su forma aniónica serían en esta ocasión atraídas electrostáticamente por el biocarbón cargado positivamente.

Por ello, es esencial estudiar con mayor detalle previamente el tipo o tipos de contaminantes que se desean remover, su comportamiento bajo determinadas condiciones de pH de la solución y la estructura y características del biocarbón utilizado, así como su carga.

Como se indicó anteriormente, los grupos funcionales y, por ende, el pH del biocarbón depende del proceso productivo del mismo y de la temperatura de generación. En un estudio llevado a cabo por [23] señalaron que el biocarbón producido por pirolización a 350 °C durante 30 min tuvo valores bajos de pH en comparación con la biomasa que no fue pirolizada.

También se encontró una de las posibles causas por las cuales se presentan resultados de pH ácidos en el biocarbón, y es que la celulosa y la hemicelulosa a temperaturas relativamente bajas (108–250 °C) se transforman en sustancias fenólicas y ácidos orgánicos [24], [30].

Asimismo, temperaturas superiores a 500 °C, en general, producen un incremento en el pH del biocarbón, siendo éste de un valor mayor a 9. Este incremento está asociado al aumento de cenizas, lo cual se explica por la destrucción de los grupos –OH y –COOH, y la existencia de elementos alcalinos presentes en la biomasa [24].

3.2. Efecto de la temperatura de la solución

Los resultados reportados en la literatura indican que las reacciones llevadas a cabo con diferentes contaminantes y a distintas temperaturas se ven influenciadas por la temperatura del agua a tratar [28], [31].

En el estudio realizado por [28] se investigó la capacidad de adsorción del uranio (U) en una solución acuosa. Para ello, se utilizó biocarbón producido por carbonización hidrotermal a partir de agujas de pino a 180 °C en una solución de ácido cítrico ($C_7H_8O_7$) a diferentes temperaturas (14,85; 24,85; 34,85; 44,85 y 54,85 °C). Además, se calculó la energía libre de Gibbs (ΔG°), la entalpía (ΔH°) y la entropía (ΔS°), representadas en la ecuación (4) y ecuación (5), para de esta manera definir la espontaneidad de la reacción y si ésta era endotérmica o exotérmica. En la espontaneidad del proceso de adsorción se evidenció que el aumento en el valor de ΔG° , permitía inferir que a una temperatura más alta se favorecía el proceso de adsorción.

Tabla 1. Aplicación del biocarbón producido a partir de diferentes procesos termoquímicos y materias primas para el tratamiento de aguas contaminadas

Materia prima	Tratamiento	Condiciones de operación	Contaminante(s)	Propósito principal	Ref.
Residuos agroindustriales	Pirólisis	400 a 800°C–1h	Verde malaquita (VM)	Optimización de la adsorción del colorante VM	[32]
Agujas de pino	Carbonización hidrotermal (CHT)	180°C–16h	U(VI)	Carbonización hidrotermal para mejorar el rendimiento de adsorción del U(VI) en solución acuosa	[28]
Madera de arce	Pirólisis	500°C–30min	Plomo [Pb(II)]	Influencia de la oxidación en el biocarbón para mejorar la adsorción de Pb(II)	[33]
Glucosa pura	CHT y Pirólisis	190°C–24h y 600 a 900°C	Paracetamol (PRC)	Mecanismos de adsorción de biocarbón esférico para la remoción de PRC	[34]
Cáscaras de pomelo	Pirólisis	600 a 900°C	PRC	Mecanismos de adsorción de biocarbón no esférico para la remoción de PRC	[34]
Conchas de mangostino	Pirólisis	400°C–2h	Cromo [Cr(VI)]	Papel de la pirólisis y su modificación en el proceso de adsorción de Cr(VI)	[35]
Viruta de madera y residuos avícolas	Pirólisis	650°C–16min	Cd	Estabilidad biotermal del biocarbón y su capacidad de adsorción de Cd	[36]
Pasto plateado Amur	Pirólisis	300 a 600°C–1h	Cd	Aplicación del biocarbón para la remoción de Cd de solución acuosa	[24]
Corteza de palma y eucalipto	Torrefacción y pirólisis	200°C y 400°C–30min	Azul de metileno (AM)	Evaluación del potencial de adsorción de colorante AM utilizando el biocarbón	[37]
Cáscara de arroz y estiércol	Pirólisis	350°C–4h	Pb, Cobre (Cu), Zinc (Zn) y Cd	Componentes minerales en el biocarbón para la remoción de metales pesados en soluciones acuosas	[30]
Hojas de palma datilera	Pirólisis	700°C–4h	AM	Funcionalizar biocarbón con MgAl para la mejora de adsorción de AM	[31]

Fuente: elaboración propia.

$$\ln K_L = \frac{\Delta S^\circ}{R} - \frac{\Delta H^\circ}{RT} \quad (4)$$

$$\Delta G^\circ = \Delta H^\circ - T\Delta S^\circ \quad (5)$$

donde T [K] se refiere a la temperatura absoluta de la solución, R es la constante universal de los gases ideales y viene expresada como J/[mol k]. Por su parte, K_L es una constante termodinámica de equilibrio.

Un aumento en la temperatura indica un incremento en la difusión en las moléculas adsorbentes (biocarbón) tanto en su área superficial como dentro de sus poros [38]. Este hecho, está soportado por el estudio realizado por [15], donde se reportó que el aumento de los valores de temperatura indicó también un incremento en la capacidad de adsorción del colorante objeto de estudio, AM, para este caso particular. Probablemente los resultados obtenidos están apoyados en modelos de

difusividad molecular como el establecido por Chapman-Enskog, representado por la ecuación (6), conforme al cual la difusividad aumenta con la temperatura.

$$D_{AB}(cm^2/s) = 0,00188 \frac{\sqrt{T^3 \left(\frac{1}{M_A} + \frac{1}{M_B} \right)}}{P \sigma_{AB}^2 \Omega_{AB}} \quad (6)$$

donde T [K] es la temperatura, M_A y M_B [g/mol] se refieren a la media armónica del peso molecular de la sustancia A y B, respectivamente. Por su parte, P hace referencia a la presión [bar], σ_{AB} es el diámetro de colisión [Å] y Ω_{AB} es la integral de colisión para difusividad.

Sin embargo, resultados diferentes a los referidos anteriormente se reportan en el estudio realizado por [34], en el que utilizaron dos tipos de biocarbón procedentes de la pirólisis de glucosa pura a 900 °C (biocarbón esférico) y de desechos de cáscara de pomelo

a 700 °C (biocarbón no esférico) para la eliminación de PRC en el agua. Para ambos tipos de biocarbón, encontraron que la temperatura del agua a tratar influía directamente sobre la capacidad de adsorción de los dos biocarbones objeto de estudio, ya que observaron que la adsorción de PCR disminuía cuando la temperatura del agua aumentaba de 10 a 50 °C.

3.3. Efecto de la dosis del biocarbón usado

La eficiencia de adsorción del biocarbón se verá reflejada directamente con la dosis de biocarbón utilizado, así como con otros parámetros tales como la concentración del contaminante y los tiempos de contacto (tiempo de retención hidráulico), así como los mencionados anteriormente. En el estudio realizado por [31], en el cual analizaron la remoción del colorante AM, las eficiencias de eliminación de todos los ensayos experimentales mejoraron a medida que aumentaron las dosis del adsorbente, siendo el modelo de adsorción de Langmuir el que más se aproximó a los datos experimentales obtenidos. Este incremento en la capacidad de adsorción a medida que aumentaba la dosis del adsorbente puede atribuirse al aumento del número de sitios de adsorción activos.

No obstante, dependiendo del tipo de contaminante que se desee remover y del origen del biocarbón, la dosis del biocarbón tendrá un efecto diferente. En este sentido, se puede presentar el caso de un aumento de la dosis y a su vez un aumento en la adsorción, pero también puede tener lugar el efecto contrario; es decir, que, aunque aumente la dosis del adsorbente el proceso de adsorción se vea limitado [15].

En concordancia con lo anterior, [39] en su investigación sobre la adsorción de diclofenaco (DCF) con diferentes tipos de biocarbón (biomasas provenientes de madera de pino y estiércol de cerdo) observaron que para ambos tipos de biocarbón, el aumento de la dosis de adsorbente mejoraba considerablemente la eficiencia de remoción del contaminante objeto de estudio. Los autores resaltaron el gran potencial que tuvo el biocarbón proveniente del estiércol de cerdo, ya que la implementación de éste dio lugar a una alta remoción de DCF (en 4 de los ensayos experimentales la remoción fue de un 100%), comparada con los resultados obtenidos con el biocarbón producido a partir de madera de pino. Sin embargo, se observó que la capacidad de adsorción del biocarbón disminuyó cuando éste se utilizaba en exceso. Esto pudo deberse a que para las concentraciones más altas del biocarbón ensayadas, el número de sitios activos se vio disminuido.

En estudios como el desarrollado por [40] se investiga la remediación de colorantes de remazol a través de biocarbón derivado de *Caulerpa esculapelliforme*, reportando resultados similares a los obtenidos por [39]. Usando una dosificación de biocarbón de 1 a 10 g/L, valores constantes de pH de 2,0 y temperatura de 30 °C, así como una concentración inicial de colorante de 0,5 mmol/L, se reportó que la dosis de biocarbón óptima fue de 2 g/L. Así, se evidencia que un aumento en la concentración de biocarbón da lugar a un incremento en el número de sitios activos de éste que están a disposición para recibir moléculas de contaminante. Sin embargo, cuando la cantidad del biocarbón se encuentra en exceso, se produce una aglomeración de partículas que conlleva a la disminución de su capacidad de adsorción. Este hecho, hace necesario que la dosis de biocarbón utilizada sea un parámetro para analizar y optimizar cuando se evalúa la eficiencia de este material adsorbente en el tratamiento de aguas contaminadas.

3.4. Efecto de los constituyentes de la matriz acuosa

Diferentes procesos industriales que vierten a cuerpos hídricos aportan gran cantidad de compuestos orgánicos e inorgánicos a dichas aguas. El biocarbón utilizado para la adsorción de un compuesto en específico puede retener también otros compuestos coexistentes, de modo que su capacidad de adsorción podría verse alterada [41]. La adsorción de compuestos orgánicos del agua se puede dar por diferentes procesos tales como enlaces de H, fraccionamiento, relleno de poros, interacciones electrostáticas e interacciones aromáticas, los cuales están directamente relacionados con la cinética de la reacción y, por tanto, con los modelos de isotermas de adsorción, incluyendo el modelo de Temkin, Langmuir y Freundlich [42].

En el estudio realizado por [41], relativo a la eliminación de acenafteno ($C_{12}H_{10}$) en presencia de metales pesados y fenantreno coexistentes, utilizando biocarbón producido a partir de salvado de arroz y polvo de bambú, no se evidenciaron alteraciones significativas en la adsorción por parte del biocarbón utilizado debido a la presencia de Cr(VI). Asimismo, se identificó que el Cu(II) se unió directamente a los grupos funcionales del biocarbón que contienen O, y el Cr(VI) se redujo a Cr(III), para unirse posteriormente a dichos grupos funcionales. Ambos procesos influyeron positivamente en la adsorción superficial de acenafteno en presencia de fenantreno por parte del biocarbón.

Por otra parte, en el estudio llevado a cabo por [43] sobre la adsorción competitiva de metales pesados en solución acuosa con biocarbón derivado de lodo digerido anaeróbicamente, en el cual se evaluó el potencial de

absorción de Pb(II) y Cd(II), y se realizaron experimentos por lotes en un sistema experimental de un solo metal con una concentración de metal inicial que varió de 0,1 a 1,0 mmol/L, se pudo observar que la capacidad de adsorción del biocarbón para cada metal aumentó con el incremento de la concentración inicial de metal. A una concentración inicial más baja, los metales pesados se adsorbieron en la superficie externa del biocarbón, mientras que, cuando se incrementó la concentración, los metales pesados ingresaron en la estructura interna del biocarbón, lo cual derivó en una mayor ocupación de los poros en el biocarbón.

El biocarbón demostró una capacidad de adsorción mayor para el Pb(II) en comparación con la del Cd(II). En el sistema experimental de dos metales [coexistencia de Cd(II) y Pb(II)], la capacidad de adsorción de Pb(II) a diferentes concentraciones iniciales (0,1-1,0 mmol/L) no indicó cambios importantes en comparación con el diseño experimental llevado a cabo usando un solo metal. No obstante, la adsorción de Cd(II) en el biocarbón se vio reducida considerablemente cuando ambos metales estaban juntos. Una explicación a este comportamiento se atribuyó a las diferencias existentes en las características de cada metal y a la afinidad resultante por los sitios de adsorción del biocarbón

3.5. Efecto del tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulico también es uno de los parámetros importantes que afectan el proceso de adsorción del biocarbón. Algunos estudios indican que 3 h es el tiempo de equilibrio adecuado para que se lleve a cabo la debida absorción de los contaminantes. Por otro lado, se encontró que la mayor eficiencia de adsorción se daba en los primeros 30 min de la reacción [15], [38].

Los resultados de [38] en su estudio en el cual se utilizó biocarbón derivado de estiércol animal producido mediante pirólisis rápida para la eliminación de Cu^{2+} de medios acuosos indicaron una velocidad alta de adsorción, lo cual contribuyó significativamente a la remoción de este contaminante durante el período inicial de tiempo de contacto, viéndose ralentizada posteriormente de manera gradual. Esta rápida tasa de adsorción durante la etapa inicial se debió probablemente a la presencia de un gran número de espacios activos en el adsorbente que estaban a disposición del contaminante objeto de estudio.

En [44], por su parte, encontraron resultados similares en su estudio en el cual se utilizó biocarbón modificado con polietilenimina (PEI) para la adsorción de U(VI) en soluciones acuosas. Estos autores encontraron que el U(VI) se adsorbió rápidamente pasadas varias horas,

alcanzando gradualmente el equilibrio de adsorción antes de llegar a las 8 h de contacto.

De igual manera [45], realizaron estudios comparativos de las propiedades de adsorción del biocarbón proveniente de la especie *Enteromorpha prolifera* modificado con cloruro de zinc (ZnCl_2), ácido fosfórico (H_3PO_4) y permanganato de potasio (KMnO_4) para la eliminación de Cd de una solución acuosa. Los autores referidos hallaron que la tasa de adsorción de Cd(II) aumentó con el tiempo para todos los adsorbentes estudiados a medida que el tiempo de contacto se prolongó, especialmente durante los primeros tiempos de tratamiento, hasta que alcanzó el nivel de estabilidad.

Adicionalmente, [46], en su trabajo sobre licuefacción hidrotérmica de cáscara de arroz y estiércol de vaca para la generación de biocarbón para eliminar el colorante Rojo Congo a una concentración de 100 mg/L y con un tiempo de contacto de 0 a 96 h, hallaron que las eficiencias máximas de eliminación del colorante de interés fueron de 91,5–96,9% y de 81,3–98,8% con un tiempo de contacto de 72–84 h usando el biocarbón obtenido por combustión de cáscara de arroz y estiércol de vaca, respectivamente. Además, se observó que cuando aumentó el tiempo de contacto, la eficiencia de eliminación del colorante objeto de estudio también aumentó considerablemente.

Cabe destacar que la cinética que tiene lugar en estos procesos se puede relacionar, particularmente, con los modelos isotérmicos de adsorción referidos anteriormente, los cuales a su vez describen el efecto que tiene la concentración del contaminante en la solución tras haber logrado el equilibrio químico y posterior adsorción sobre el material adsorbente.

3.6. Efecto del tamaño de partícula del biocarbón

Es importante resaltar que una gran área superficial contribuye a mejorar el proceso de adsorción del contaminante [20]. De hecho, la adsorción química del adsorbato que se da sobre los grupos funcionales $-\text{COOH}$ y $-\text{OH}$ presentes en la superficie del biocarbón, y la atracción electrostática que ocurre entre los contaminantes en su forma iónica y el biocarbón, se ven beneficiados por el aumento del área superficial del material adsorbente, lo cual es consecuencia de la disminución del tamaño de las partículas de éste [20]. En el estudio de adsorción de biocarbón derivado de la cáscara de maní para eliminar Cr(VI) de una solución acuosa, [47] informaron que la adsorción del biocarbón difirió significativamente con el tamaño de la partícula, obteniendo que las partículas de biocarbón de menor tamaño tenían un área superficial más grande.

Como se evidencia en el apartado 2, las propiedades fisicoquímicas del biocarbón están estrechamente ligadas al origen de la biomasa y al método de producción de éste. Es así como el tamaño de la partícula y características del biocarbón relacionadas, como es el caso del área superficial, influirán positiva o negativamente la adsorción de contaminantes presentes en el agua [48].

4. Manejo del biocarbón después del tratamiento

La principal desventaja del uso de biocarbón como adsorbente es que no destruye ni degrada el contaminante, sino que lo retiene. Debe considerarse que el biocarbón utilizado queda cargado generalmente con contaminantes tóxicos (colorantes, metales pesados, fármacos, etc.), los cuales pueden causar otros problemas al medio ambiente como la contaminación del suelo, fauna y flora, e inclusive los cuerpos hídricos superficiales y subsuperficiales podrían verse afectados por lixiviación [49]. De modo que estos compuestos tóxicos serían nuevamente reincorporados a los diferentes compartimentos ambientales, en caso de que no se le dé un tratamiento adecuado al biocarbón obtenido tras el proceso de tratamiento de aguas [49].

Bajo este contexto, el manejo post-tratamiento del biocarbón es de vital importancia para que la aplicación de éste como material alternativo en el tratamiento de aguas contaminadas se convierta en una práctica rentable y sostenible. Así, deben de llevarse a cabo operaciones de desorción con el fin de separar los contaminantes adsorbidos al biocarbón y poder reutilizar éste nuevamente en el tratamiento de aguas contaminadas hasta agotar su capacidad regenerativa. En este sentido, destaca el estudio llevado a cabo por [50], en el cual se empleó un solvente como el metanol (CH_3OH) para separar los contaminantes emergentes IBU y ácido salicílico (AS). Tras utilizar metanol, se logró recuperar el 88% y el 93% de IBU y AS, respectivamente [50].

Por otro lado, [51] utilizaron biocarbón procedente de *Pinus kesiya* para la eliminación del colorante aniónico rojo de alizarina (RA) de las aguas. Para la desorción del colorante objeto de estudio utilizaron una solución de hidróxido de sodio (NaOH), la cual se mantuvo con el biocarbón contaminado en agitación por 3 h. Posteriormente, el biocarbón fue lavado y secado para su posterior uso [51]. Como resultado, se obtuvo un biocarbón regenerado cuya eficiencia en la remoción de RA fue de 90,13%. Utilizando esta técnica de desorción, el biocarbón pudo reciclarse hasta por 3 ciclos [51].

Una vez el biocarbón ha cumplido su ciclo, se le debe dar un correcto uso. Actualmente, las principales alternativas

para el manejo del biocarbón después de ser utilizado en el tratamiento de aguas contaminadas consisten en la disposición en un relleno sanitario, el almacenamiento seguro o encapsulamiento y la reutilización del biocarbón. Entre las opciones encaminadas a la reutilización del biocarbón, destaca el estudio realizado por [52], quienes proponen que el biocarbón residual se podría utilizar como fertilizante para mejorar la calidad del suelo, siempre y cuando este biocarbón esté cargado con macro y micronutrientes beneficiosos para el suelo (tales como Cu, Ni, Zn, etc.). No obstante, es importante mencionar que, si el biocarbón recuperado tiene presencia de contaminantes orgánicos e inorgánicos tóxicos, su aplicación en el suelo contribuiría a la degradación de éste [52].

Otro de los posibles usos que se le puede dar al biocarbón utilizado en el tratamiento de aguas residuales lo mencionan [12] en su estudio donde se genera biocarbón a partir de *Opuntia ficus-indica*, el cual es utilizado para la adsorción del colorante VM, Cu^{+2} y níquel (Ni^{+2}) presente en el medio acuoso. Los autores referidos proponen utilizar el biocarbón residual como fuente de energía. Para ello, se basaron en la medición del poder calorífico (PC) del biocarbón utilizado durante su investigación, el cual fue de 20,37 MJ/kg, y éste lo compararon con el PC requerido para la incineración de residuos sólidos (7 MJ/kg). Esto significó una diferencia ampliamente considerable a favor del biocarbón post-tratamiento, por lo cual los autores referidos proponen como una opción viable utilizar dicho biocarbón como fuente de energía en cementeras y siderúrgicas, entre otras industrias [12].

Si bien, a pesar de las opciones propuestas y reportadas en la literatura, se requieren mayores estudios al respecto con el fin de analizar otras alternativas posibles para la desorción y reutilización del biocarbón utilizado durante los procesos de tratamiento de contaminantes presentes en las aguas.

5. Perspectivas futuras

Es importante mencionar que la capacidad de adsorción del biocarbón puede verse mejorada mediante técnicas de modificación, tales como el tratamiento del biocarbón con ácidos, bases, óxidos metálicos y minerales arcillosos, entre otros [20].

A modo de ejemplo, destaca el estudio llevado a cabo por [53], en el cual se modificó el biocarbón con PEI con el fin de mejorar la eliminación de materia orgánica natural presente en el agua. Estos autores prepararon el biocarbón mezclándolo con una solución alcalina de hidróxido de potasio (KOH) concentrada (5 M) en una

relación de masa de 1:4. La mezcla se mantuvo en agitación durante 4 h a temperatura ambiente y fue posteriormente carbonizada a 475 °C por 3 h para asegurar la formación de estructuras porosas y grupos funcionales con presencia de O. Este biocarbón exhibió una estructura porosa con un volumen de 0,31 cm³/g de mesoporos (diámetro > 2 nm) y una superficie de 230 m²/g. Después de la activación, el área superficial del biocarbón aumentó hasta 745 m²/g. Por otro lado, el contenido elevado de O del biocarbón modificado con PEI indicó que la activación aumentó no solo su área superficial sino también sus grupos funcionales con presencia de O. Estos resultados demostraron un incremento en la capacidad de adsorción por parte del biocarbón.

Por otro lado, [54] modificaron el biocarbón derivado del arroz mediante la nitración y la nitroreducción para mejorar la adsorción de iones de Cd(II) presentes en el agua. Para ello, añadieron 50 mL de ácido nítrico (HNO₃) y 50 mL de ácido sulfúrico (H₂SO₄) y se colocó en un baño de sal y hielo. Posteriormente, se añadieron 5 g de biocarbón a la solución por un tiempo de 2 h, para de esta manera introducir una cantidad considerable de grupos funcionales con presencia de nitrógeno (-NH₂) en la superficie del biocarbón. Los resultados permitieron identificar una gran cantidad de partículas en el biocarbón mejorado. Estas partículas podrían ser quelatos de Cd formados después de la adsorción por parte del biocarbón, y podrían indicar que los grupos -NH₂ en la superficie del biocarbón modificado tendrían la capacidad de acomplejarse con el Cd(II). Este proceso sería el responsable del aumento en un poco más del 72% de la capacidad de adsorción del biocarbón [54].

Otro ejemplo es la modificación con óxido de magnesio (MgO) del biocarbón producido a partir de residuos de madera para la adsorción de fósforo (P). Para esto, [55] premodificaron las muestras de biocarbón

sumergiéndolas en una solución con 1,43 Kg de cloruro de magnesio (MgCl₂) y 6 L de agua durante 24 h. Después, calentaron el horno a 500 °C bajo un flujo de N₂ de 2 L/min durante 30 min. Los resultados de este procedimiento evidenciaron que la impregnación de MgCl₂ en el biocarbón modificado resultó en una mejora significativa del área superficial específica, la capacidad de intercambio catiónico y el diámetro de los poros en comparación con el biocarbón sin modificar. Las capacidades de adsorción de P del biocarbón natural y del modificado fueron 1,88-2,78 mg/g y 28,20-29,22 mg/g, respectivamente. Lo cual indica que el biocarbón modificado mostró un potencial de adsorción de P cerca de 11 veces más alto que el del biocarbón natural.

Las técnicas mencionadas anteriormente, capaces de incrementar la capacidad de adsorción y retención de contaminantes presentes en las aguas por parte del biocarbón, son sólo algunos ejemplos de la gran cantidad de estudios reportados en la literatura relativos a este campo de conocimiento [45], [56]-[58]. Si bien, es importante mencionar que algunas de éstas pueden resultar inviables desde el punto técnico o económico en lo que se refiere al escalado de los sistemas de tratamiento estudiados en el laboratorio. En este contexto, se hacen necesarias mayores investigaciones al respecto.

Como se puede evidenciar a través de toda la información brindada en este trabajo, los estudios de obtención del biocarbón según diferentes tratamientos termoquímicos, las mejoras que se le pueden hacer a éste para aumentar el rendimiento de adsorción y su utilización para la remoción de contaminantes presentes en las aguas cada vez despierta un mayor interés entre la comunidad científica; de modo que con el paso de los años ha aumentado el número de investigaciones presentes en la literatura, como puede evidenciarse en la Figura 1.

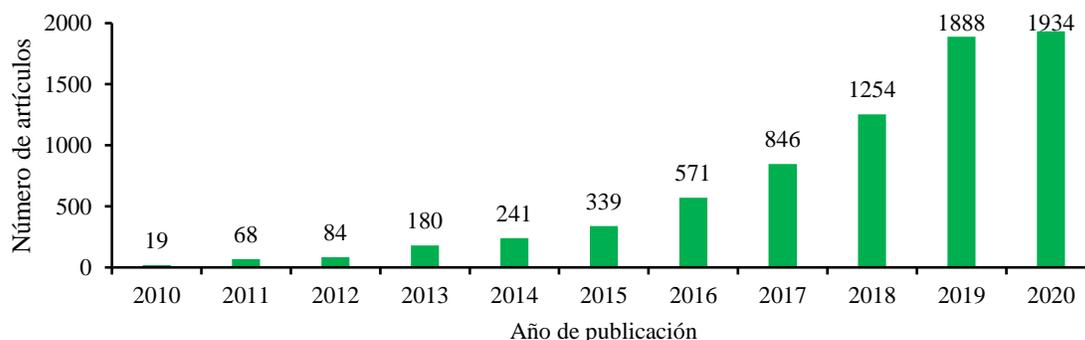


Figura 1. Artículos de revisión e investigación publicados en la base de datos ScienceDirect con las palabras clave “biochar” y “sorption”. Fuente: elaboración propia.

Este hecho nos lleva a plantearnos la posibilidad de utilizar este tipo de alternativas para el tratamiento de aguas contaminadas, dadas sus ventajas desde el punto de vista de facilidad de operación y mantenimiento del sistema, así como de la rentabilidad de este por los bajos costos económicos y altas eficiencias asociadas.

Referencias

- [1] Instituto Español de Estudios Estratégicos, *Cuadernos de Estrategia 186 El agua: ¿fuente de conflicto o cooperación?*. España: Ministerio de Defensa, 2017.
- [2] M. Espigares García, J. A. Pérez López, “Aguas residuales: El recurso desaprovechado”, Universidad de Granada. Servicio de publicaciones, España, 1990.
- [3] R. J. Preston, J. A. Skare, M. J. Aardema, “A review of biomonitoring studies measuring genotoxicity in humans exposed to hair dyes”, *Mutagenesis*, vol. 25, no. 1, pp. 17-23, 2010, doi: 10.1093/mutage/gep044
- [4] J. E. Klaunig, L. M. Kamendulis, B. A. Hocevar, “Oxidative stress and oxidative damage in carcinogenesis”, *Toxicologic Pathology*, vol. 38, no. 1, pp. 96-109, 2010, doi: 10.1177/0192623309356453
- [5] R. Javaid, U. Y. Qazi, “Catalytic oxidation process for the degradation of synthetic dyes: An overview”, *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 16, no. 11, pp. 1-27, 2019, doi: 10.3390/ijerph16112066
- [6] E. Pagalan, M. Sebron, S. Gomez, S. J. Salva, R. Ampusta, A. J. Macarayo, C. Joyno, A. Ido, R. Arazo, “Activated carbon from spent coffee grounds as an adsorbent for treatment of water contaminated by aniline yellow dye”, *Industrial Crops and Products*, vol. 145, no. June 2019, pp. 111953, 2020, doi: 10.1016/j.indcrop.2019.111953
- [7] M. E. De la Peña, J. Ducci, V. Zamora, “Tratamiento de aguas residuales en México”, Banco interamericano de desarrollo, México, Nota técnica IDB-TN-521, 2013.
- [8] E. C. Valdez y A. B. Vásquez, “Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales”, México: Fundación ICA, 2003.
- [9] Y. Anjaneyulu, N. Sreedhara Chary, D. S. Suman Raj, “Decolourization of industrial effluents - Available methods and emerging technologies - A review”, *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, vol. 4, no. 4, pp. 245-273, 2005.
- [10] A. Cortazar Martínez, C. A. González Ramírez, C. Coronel Olivares, J. A. Escalante Lozada, J. Castro Rosas, J. R. Villa, “Biotecnología aplicada a la degradación de colorantes de la industria textil. Biotechnology applied to the degradation of textile industry dyes”, *Universidad y Ciencia*, vol. 28, no. 2, pp. 187-199, 2012.
- [11] L. F. Barrios-Ziolo, L. F. Gaviria-Restrepo, E. A. Agudelo, S. A. Cardona-Gallo, “Technologies for the removal of dyes and pigments present in wastewater. A review”, *DYNA (Colombia)*, vol. 82, no. 191, pp. 118-126, 2015, doi: 10.15446/dyna.v82n191.42924
- [12] M. Choudhary, R. Kumar, S. Neogi, “Activated biochar derived from *Opuntia ficus-indica* for the efficient adsorption of malachite green dye, Cu^{+2} and Ni^{+2} from water”, *Journal of Hazardous Materials*, vol. 392, pp. 12244-12249, 2020, doi: 10.1016/j.jhazmat.2020.122441
- [13] O. Mašek, V. Budarin, M. Gronnow, K. Crombie, P. Brownsort, E. Fitzpatrick, P. Hurst, “Microwave and slow pyrolysis biochar - Comparison of physical and functional properties”, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 100, pp. 41-48, 2013, doi: 10.1016/j.jaap.2012.11.015
- [14] M. Ahmad, A. U. Rajapaksha, J. E. Lim, M. Zhang, N. Bolan, D. Mohan, L. Vithanage, Y. S. Ok, “Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review”, *Chemosphere*, vol. 99, pp. 19-33, 2014, doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.10.071
- [15] X. Tan, Y. Liu, G. Zeng, X. Wang, X. Hu, Y. Gu, y Z. Yang, “Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions”, *Chemosphere*, vol. 125, pp. 70-85, 2015, doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.12.058
- [16] J. J. Manyà, M. Azuara, J. A. Manso, “Biochar production through slow pyrolysis of different biomass materials: Seeking the best operating conditions”, *Biomass and Bioenergy*, vol. 117, no. Agosto, pp. 115-123, 2018, doi: 10.1016/j.biombioe.2018.07.019
- [17] A. Escalante, G. Pérez, C. Hidalgo, J. López, J. Campo, E. Valtierra, y J. Etchevers, “Biocarbón (biochar) I: Naturaleza, historia, fabricación y uso en el suelo Biocarbon (biochar) I: Nature, history, manufacture and use in soil”, *Terra Latinoamericana*, vol. 34, no. 3, pp. 367-382, 2016.

- [18] J. Lehmann, "Bio-Energy in the Black", *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 5, no. Septiembre, pp. 381-387, 2007, doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2.
- [19] P. Morsetto, "Targets for a circular economy", *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 153, pp. 53-59, 2020, doi: 10.1016/j.resconrec.2019.104553
- [20] T. Sizmur, T. Fresno, G. Akgül, H. Frost, y E. Moreno-Jiménez, "Biochar modification to enhance sorption of inorganics from water", *Bioresource Technology*, vol. 246, pp. 34-47, 2017, doi: 10.1016/j.biortech.2017.07.082
- [21] M. Inyang y E. Dickenson, "The potential role of biochar in the removal of organic and microbial contaminants from potable and reuse water: A review", *Chemosphere*, vol. 134, pp. 232-240, 2015, doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.03.072
- [22] J. He, V. Strezov, T. Kan, H. Weldekidan, R. Kumar, "Slow pyrolysis of metal (loid) rich biomass from phytoextraction: Characterisation of biomass, biochar and bio-oil", *Energy Procedia*, vol. 160, no. 2018, pp. 178-185, 2019, doi: 10.1016/j.egypro.2019.02.134
- [23] P. Campos, A. Z. Miller, H. Knicker, M. F. Costa-Pereira, A. Merino, J. M. De la Rosa, "Chemical, physical and morphological properties of biochars produced from agricultural residues: Implications for their use as soil amendment", *Waste Management*, vol. 105, pp. 256-267, 2020, doi: 10.1016/j.wasman.2020.02.013
- [24] W. K. Kim, T. Shim, Y. S. Kim, S. Hyun, C. Ryu, Y. K. Park, J. Jung, "Characterization of cadmium removal from aqueous solution by biochar produced from a giant Miscanthus at different pyrolytic temperatures", *Bioresource Technology*, vol. 138, pp. 266-270, 2013, doi: 10.1016/j.biortech.2013.03.186
- [25] V. T. Nguyen, T. B. Nguyen, C. W. Chen, C. M. Hung, J. H. Chang, C. D. Dong, "Influence of pyrolysis temperature on polycyclic aromatic hydrocarbons production and tetracycline adsorption behavior of biochar derived from spent coffee ground", *Bioresource Technology*, vol. 284, pp. 197-203, 2019, doi: 10.1016/j.biortech.2019.03.096
- [26] Y. Lee, P. R. B. Eum, C. Ryu, Y. K. Park, J. H. Jung, S. Hyun, "Characteristics of biochar produced from slow pyrolysis of Geodae-Uksae 1", *Bioresource Technology*, vol. 130, pp. 345-350, 2013, doi: 10.1016/j.biortech.2012.12.012
- [27] J. C. Arroyave-Manco, J.C., Arboleda, D.A. Hoyos-Ayala, A. P. Echavarría-Isaza, "Zeolitas LTA y FAU obtenidas a partir de cenizas volantes y su aplicación en remoción de Cr", *DYNA*, vol. 85, no. 204, pp. 150-160, 2018, doi: 10.15446/dyna.v85n204.67096
- [28] Z. B. Zhang, X. H. Cao, P. Liang, Y. H. Liu, "Adsorption of uranium from aqueous solution using biochar produced by hydrothermal carbonization", *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, vol. 295, no. 2, pp. 1201-1208, 2013, doi: 10.1007/s10967-012-2017-2
- [29] T. M. Abdel-Fattah, M. E. Mahmoud, S. B. Ahmed, M. D. Huff, J. W. Lee, S. Kumar, "Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration", *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, vol. 22, pp. 103-109, 2015, doi: 10.1016/j.jiec.2014.06.030
- [30] X. Xu, X. Cao, L. Zhao, "Comparison of rice husk- and dairy manure-derived biochars for simultaneously removing heavy metals from aqueous solutions: Role of mineral components in biochars", *Chemosphere*, vol. 92, no. 8, pp. 955-961, 2013, doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.03.009
- [31] M. Zubair, M. S. Manzar, N. D. Mu'azu, I. Anil, N. L. Blaisi, M. A. Al-Harhi, "Functionalized MgAl-layered hydroxide intercalated date-palm biochar for Enhanced Uptake of Cationic dye: Kinetics, isotherm and thermodynamic studies", *Applied Clay Science*, vol. 190, no. Diciembre, pp. 105587, 2020, doi: 10.1016/j.clay.2020.105587
- [32] G. D. Vyavahare, R. G. Gurav, P. P. Jadhav, R. R. Patil, C. B. Aware, J. P. Jadhav, "Response surface methodology optimization for sorption of malachite green dye on sugarcane bagasse biochar and evaluating the residual dye for phyto and cytogenotoxicity", *Chemosphere*, vol. 194, pp. 306-315, 2018, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.11.180
- [33] Q. Wang, B. Wang, X. Lee, J. Lehmann, B. Gao, "Sorption and desorption of Pb(II) to biochar as affected by oxidation and pH", *Science of the Total Environment*, vol. 634, pp. 188-194, 2018, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.03.189
- [34] H. N. Tran, F. Tomul, N. Thi Hoang Ha, D. T. Nguyen, E. C. Lima, G. T. Le, C. Chang, V. Masindi, S. H. Woo, "Innovative spherical biochar for pharmaceutical removal from water: Insight into adsorption mechanism", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 394, pp. 122255, 2020.

- [35] R. Shan, Y. Shi, J. Gu, J. Bi, H. Yuan, B. Luo, Y. Chen, "Aqueous Cr(VI) removal by biochar derived from waste mangosteen shells: Role of pyrolysis and modification on its absorption process", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 8, no. 4, pp. 103885, 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.103885
- [36] F. Qi, Y. Yan, D. Lamb, R. Naidu, N. S. Bolan, Y. Liu, Y. Ok, S. Donne, y K. T. Semple, "Thermal stability of biochar and its effects on cadmium sorption capacity", *Bioresource Technology*, vol. 246, pp. 48-56, 2017, doi: 10.1016/j.biortech.2017.07.033
- [37] L. Sun, S. Wan, W. Luo, "Biochars prepared from anaerobic digestion residue, palm bark, and eucalyptus for adsorption of cationic methylene blue dye: Characterization, equilibrium, and kinetic studies", *Bioresource Technology*, vol. 140, pp. 406-413, 2013, doi: 10.1016/j.biortech.2013.04.116
- [38] M. Idrees, S. Batool, T. Kalsoom, S. Yasmeen, A. Kalsoom, S. Raina, Q. Zhuang, J. Kong, "Animal manure-derived biochars produced via fast pyrolysis for the removal of divalent copper from aqueous media", *Journal of Environmental Management*, vol. 213, pp. 109-118, 2018, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.02.003
- [39] L. Lonappan, T. Rouissi, S. K. Brar, M. Verma, R. Y. Surampalli, "Adsorption of diclofenac onto different biochar microparticles: Dataset – Characterization and dosage of biochar", *Data in Brief*, vol. 16, pp. 460-465, 2018, doi: 10.1016/j.dib.2017.10.041
- [40] R. Gokulan, A. Avinash, G. G. Prabhu, J. Jegan, "Remediation of remazol dyes by biochar derived from *Caulerpa scalpelliformis* - An eco-friendly approach", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 7, no. 5, pp. 103297, 2019, doi: 10.1016/j.jece.2019.103297
- [41] L. Lu, Y. Lin, Q. Chai, S. He, C. Yang, "Removal of acenaphthene by biochar and raw biomass with coexisting heavy metal and phenanthrene", *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, vol. 558, pp. 103-109, 2018, doi: 10.1016/j.colsurfa.2018.08.057
- [42] Y. Deng, S. Huang, C. Dong, Z. Meng, X. Wang, "Competitive adsorption behaviour and mechanisms of cadmium, nickel and ammonium from aqueous solution by fresh and ageing rice straw biochars", *Bioresource Technology*, vol. 303, pp. 122853, 2020, doi: 10.1016/j.biortech.2020.122853
- [43] B. J. Ni, Q. S. Huang, C. Wang, T. Y. Ni, J. Sun, W. Wei, "Competitive adsorption of heavy metals in aqueous solution onto biochar derived from anaerobically digested sludge", *Chemosphere*, vol. 219, pp. 351-357, 2019, doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.12.053
- [44] S. Wang, S. Ai, C. Nzediegwu, J. H. Kwak, S. Islam, Y. Li, S. X. Chang, "Carboxyl and hydroxyl groups enhance ammonium adsorption capacity of iron (III) chloride and hydrochloric acid modified biochars!", *Bioresource Technology*, vol. 309, pp. 123390, 2020.
- [45] J. Liu, Z. Huang, Z. Chen, J. Sun, Y. Gao, E. Wu, "Resource utilization of swine sludge to prepare modified biochar adsorbent for the efficient removal of Pb(II) from water", *Journal of Cleaner Production*, vol. 257, no. 1, pp. 120322, 2020, doi: 10.1016/j.jclepro.2020.120322
- [46] N. Khan, P. Chowdhary, A. Ahmad, B. Shekher Giri, P. Chaturvedi, "Hydrothermal liquefaction of rice husk and cow dung in Mixed-Bed-Rotating Pyrolyzer and application of biochar for dye removal", *Bioresource Technology*, vol. 309, no. April, pp. 123294, 2020, doi: 10.1016/j.biortech.2020.123294
- [47] Y. Han, X. Cao, X. Ouyang, S. P. Sohi, J. Chen, "Adsorption kinetics of magnetic biochar derived from peanut hull on removal of Cr(VI) from aqueous solution: Effects of production conditions and particle size", *Chemosphere*, vol. 145, pp. 336-341, 2016, doi: 10.1016/j.chemosphere.2015.11.050
- [48] P. A. Da Silva Veiga, J. Schultz, T. T. Matos, M. R. Fornari, T. G. Costa, L. Meurer, A. S. Mangrich, "Production of high-performance biochar using a simple and low-cost method: optimization of pyrolysis parameters and evaluation for water treatment", *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, vol. 148, pp. 104823, 2020, doi: 10.1016/j.jaap.2020.104823
- [49] H. D. Reddy, K. Vijayaraghavan, J. A. Kim, Y. S. Yun, "Valorisation of post-sorption materials: Opportunities, strategies, and challenges", *Advances in Colloid and Interface Science*, vol. 242, pp. 35-58, 2017, doi: 10.1016/j.cis.2016.12.002
- [50] P. C. Bhomick, A. Supong, M. Baruah, C. Pongener, D. Sinha, "Pine Cone biomass as an efficient precursor for the synthesis of activated biocarbon for adsorption of anionic dye from aqueous solution: Isotherm, kinetic, thermodynamic and regeneration studies", *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, vol. 10, pp. 41-49, 2018, doi: 10.1016/j.scp.2018.09.001

[51] M. Essandoh, B. Kunwar, C. U. Pittman Jr, D. Mohan, T. Mlsna, "Sorptive removal of salicylic acid and ibuprofen from aqueous solutions using pine wood fast pyrolysis biochar", *Chemical Engineering Journal*, vol. 265, pp. 219-227, 2015, doi: 10.1016/j.cej.2014.12.006

[52] I. S. Bădescu, D. Bulgariu, I. Ahmad, L. Bulgariu, "Valorisation possibilities of exhausted biosorbents loaded with metal ions – A review", *Journal of Environmental Management*, vol. 224, no. April, pp. 288-297, 2018, doi: 10.1016/j.jenvman.2018.07.066

[53] H. B. Truong, I. A. Ike, Y. S. Ok, J. Hur, "Polyethyleneimine modification of activated fly ash and biochar for enhanced removal of natural organic matter from water via adsorption", *Chemosphere*, vol. 243, pp. 125454, 2020, doi: 10.1016/j.chemosphere.2019.125454

[54] Y. Zhang, X. Yue, W. Xu, H. Zhang, F. Li, "Amino modification of rice straw-derived biochar for enhancing its cadmium (II) ions adsorption from water", *Journal of Hazardous Materials*, vol. 379, no. Mayo, pp. 120783, 2019, doi: 10.1016/j.jhazmat.2019.120783

[55] O. Oginni, G. A. Yakaboğlu, K. Singh, E. M. Sabolsky, G. Unal-Tosun, D. Jaisi, S. Khanal, A. Shah, "Phosphorus adsorption behaviors of MgO modified biochars derived from waste woody biomass resources", *Journal of Environmental Chemical Engineering*, vol. 8, no. 2, pp. 103723, 2020, doi: 10.1016/j.jece.2020.103723

[56] H. Li, X. Dong, E. B. da Silva, L. M. de Oliveira, Y. Chen, L. Q. Ma, "Mechanisms of metal sorption by biochars: Biochar characteristics and modifications", *Chemosphere*, vol. 178, pp. 466-478, 2017, doi: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.072

[57] X. Zhou, J. Zhou, Y. Liu, J. Guo, J. Ren, F. Zhou, "Preparation of iminodiacetic acid-modified magnetic biochar by carbonization, magnetization and functional modification for Cd(II) removal in water", *Fuel*, vol. 233, pp. 469-479, 2018, doi:10.1016/j.fuel.2018.06.075

[58] Y. Feng, P. Liu, Y. Wang, W. Liu, Y. Y. Liu, Y. Z. Finfrock, "Mechanistic investigation of mercury removal by unmodified and Fe-modified biochars based on synchrotron-based methods", *Science of the Total Environment*, vol. 719, pp. 137435-137442, 2020, doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.137435