



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA

LICENCIATURA EN QUÍMICA

TESIS

**REMOCIÓN DE METALES PESADOS EN AGUA RESIDUAL
MEDIANTE CARBÓN ACTIVADO MAGNÉTICO OBTENIDO DE
BAGAZO DE CEBADA**

Para obtener el título de:

LICENCIADO EN QUÍMICA

PRESENTA

Ricardo Martínez Bonilla

Directora

Dra. Araceli Castañeda Ovando

Codirector

Dr. César Camacho López

Mineral de la Reforma, Hgo., a 9 de julio de 2025



Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo
Instituto de Ciencias Básicas e Ingeniería
School of Engineering and Basic Sciences

Mineral de la Reforma, Hgo., a 9 de julio de 2025

Número de control: ICBI-D/1268/2025

Asunto: Autorización de impresión.

**MTRA. OJUKY DEL ROCÍO ISLAS MALDONADO
DIRECTORA DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR DE LA UAEH**

Con Título Quinto, Capítulo II, Capítulo V, Artículo 51 Fracción IX del Estatuto General de nuestra Institución, por este medio, le comunico que el Jurado asignado al egresado de la Licenciatura en Química **Ricardo Martínez Bonilla**, quien presenta el trabajo de titulación **“Remoción de metales pesados en agua residual mediante carbón activado magnético obtenido de bagazo de cebada”**, ha decidido, después de revisar fundamento en lo dispuesto en el Título Tercero, Capítulo I, Artículo 18 Fracción IV; dicho trabajo en la reunión de sinodales, **autorizar la impresión del mismo**, una vez realizadas las correcciones acordadas.

A continuación, firman de conformidad los integrantes del Jurado:

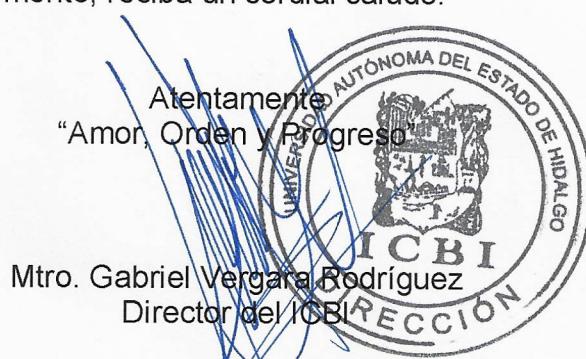
Presidente: Dra. Claudia Romo Gómez

Secretario: Dr. Javier Añorve Morga

Vocal: Dra. Araceli Castañeda Ovando

Suplente: Dr. César Camacho López

Sin otro particular por el momento, reciba un cordial saludo.



GVR/YCC

“Amor, Orden y Progreso”

Ciudad del Conocimiento, Carretera Pachuca-Tulancingo Km. 4.5 Colonia Carboneras, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México. C.P. 42184
Teléfono: 771 71 720 00 Ext. 40001
dirección_icbi@uah.edu.mx, vergarar@uah.edu.mx



2025



uah.edu.mx

Índice general

1. Introducción	4
2. Antecedentes	6
2.1. <i>El bagazo de cebada como subproducto de la industria cervecera</i>	6
2.2. <i>Contaminación del agua</i>	8
2.2.1. <i>Carbono orgánico total</i>	10
2.2.2. <i>Nitrógeno total</i>	11
2.2.3. <i>Metales pesados</i>	11
2.3. <i>Tecnologías aplicadas en la descontaminación del agua</i>	11
2.3.1. <i>Filtración por membrana</i>	11
2.3.2. <i>Precipitación química</i>	12
2.3.3. <i>Intercambio iónico</i>	12
2.3.4. <i>Electrocoagulación</i>	12
2.3.5. <i>Adsorción</i>	12
2.4. <i>Carbonos activados</i>	13
2.4.1. <i>Fuentes para producir CA y principales aplicaciones</i>	15
2.4.2. <i>Carbón magnético activado</i>	16
3. Objetivos	19
3.1. <i>General</i>	19
3.2. <i>Específicos</i>	19
4. Metodología	20
4.1. <i>Síntesis de la ferrita de cobalto</i>	20
4.2. <i>Síntesis del carbón magnético activado</i>	20
4.3. <i>Caracterización del carbón magnético activado</i>	20
4.4. <i>Uso de CMA como adsorbente de metales pesados</i>	21
4.4.1. <i>Ensayos en columna</i>	22
4.4.2. <i>Ensayos en sistema dispersivo</i>	23
4.4.3. <i>Ánálisis de metales pesados</i>	23
4.4.4. <i>Ánálisis de carbono orgánico total (COT)</i>	24
5. Resultados y discusión	25
5.1. <i>Síntesis y caracterización del CMA</i>	25
5.2. <i>Evaluación del CMA como adsorbente de metales pesados</i>	28
5.2.1. <i>Remoción en agua sintética</i>	28
5.2.2. <i>Remoción de metales en agua residual</i>	29
5.3. <i>Desempeño del CMA y CCo en sistema dispersivo</i>	30

5.3.1. <i>Remoción de metales en agua residual</i>	30
5.3.2. <i>Remoción de carga orgánica en agua residual.....</i>	34
6. Conclusiones	39
7. Referencias.....	40

Índice de figuras

	Pág.
Figura 1 Estructura de un carbón activado.	13
Figura 2 Estructura porosa del carbón activado.	14
Figura 3 Principales grupos funcionales en la estructura del carbón activado.	15
Figura 4 Configuración de ensayos en columna con agua sintética.	22
Figura 5 Configuración de ensayos en columna con agua residual.	23
Figura 6 Micrografías del carbón magnético activado a acercamientos de (A) 289X, (B) 1140X, (C) 5760X y (D) 11560X.	26
Figura 7 Micrografías del carbón magnético activado a acercamientos de (A) 57730 X y (B) 5050 X.	27
Figura 8 Espectro de FT-IR del carbón magnético activado.	28
Figura 9 Contenido residual de metales en ensayos en columna con 1 g de CMA a una concentración inicial de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb).	29
Figura 10 Contenido de metales en los efluentes de los ensayos en columna con 1 g de CMA a una concentración inicial de 1.5 mg L^{-1} de arsénico (As), cobalto (Co), hierro (Fe) y mercurio (Hg) en agua residual.	30
Figura 11 Resultados de los porcentajes de remoción de As (0.5, 1 y 1.5 mg L^{-1}) en sistema dispersivo con carbón magnético de cebada (1 g) y de coco (1 g) en agua residual.	31
Figura 12 Porcentajes de remoción de Cd (0.5, 1 y 1.5 mg L^{-1}) en sistema dispersivo con carbón magnético de cebada (1 g) y de coco (1 g) en agua residual.	32
Figura 13 Porcentajes de remoción de Hg (0.5, 1 y 1.5 mg L^{-1}) en sistema dispersivo con carbón magnético de cebada (1 g) y de coco (1 g) en agua residual.	33
Figura 14 Porcentajes de remoción de Pb (0.5, 1 y 1.5 mg L^{-1}) en sistema dispersivo con carbón magnético de cebada (1 g) y de coco (1 g) en agua residual.	34
Figura 15 Concentraciones lixiviadas de COT, CT, CI y NT en agua desionizada expuesta al carbón activado magnético de cebada (C-Ce) y el carbón de coco (C-CO).	35
Figura 16 Resultados del análisis de la concentración de CI, CO, CT y NT en agua residual.	36
Figura 17 Concentraciones residuales de CI en ensayos dispersivos con carbón de cebada y de coco con agua residual.	37
Figura 18 Concentraciones residuales de COT en ensayos dispersivos con carbón de cebada y de coco con agua residual.	37
Figura 19 Concentraciones residuales de NT en ensayos dispersivos con carbón de cebada y de coco con agua residual.	38

1. Introducción

El agua es uno de los recursos vitales del planeta, el cual cubre cerca del 70 % de la superficie terrestre y menos del 1 % está disponible para consumo humano. No obstante, la calidad de este recurso ha disminuido con el paso del tiempo y como consecuencia del crecimiento de la población, ya que una gran cantidad de contaminantes son vertidos al medio ambiente por medio de efluentes residuales domésticos, agrícolas e industriales. Desde compuestos orgánicos, como los contaminantes emergentes (CEs) hasta inorgánicos, como los iones metálicos provenientes del sector agrícola e industrial (Del Rocío Jacobo García, 2018).

Dentro de los contaminantes inorgánicos se encuentran los metales pesados, que son iones de alta densidad (mayores a 4000 kg/m^3) y su introducción al medio ambiente proviene de actividades agrícolas, industriales e incluso domésticas, debido al constante uso de combustibles fósiles, gasolinas, fertilizantes, pesticidas, entre otros. Además, son considerados persistentes y tóxicos para la biota acuática y humanos a bajas concentraciones (Le et al., 2024).

Para la remoción de metales pesados presentes en agua, tanto potable como residual, se han desarrollado diferentes tecnologías, entre ellas destacan las basadas en adsorción, la cual es una operación unitaria en la que los átomos de la superficie de algún sólido atraen y retienen otras especies, mediante fuerzas de Van der Waals (Abdolmaleki, 2021).

La adsorción ha sido utilizada en diversos procesos, como el craqueo del petróleo, en el que se eliminan contaminantes mediante catálisis heterogénea. En la mayoría de los casos, el carbón activado (CA) es usado como adsorbente, pues tiene una gran área superficial, una microporosidad elevada y es de bajo costo (Naji & Tye, 2022).

El CA es un material carbonoso con propiedades similares a las del grafito, con la diferencia que su estructura no es perfecta y es altamente porosa (Sharma et al., 2022). Es uno de los materiales adsorbentes con mayor número de aplicaciones, principalmente en la industria médica. En la mayoría de los casos, se obtiene a partir de la carbonización de biomasa, lo que ha permitido que el proceso se realice de manera sustentable, obteniendo materiales con alta porosidad y con ello, alta capacidad de adsorción de contaminantes (Moreno et al., 2021).

Durante el proceso de activación se aumenta la porosidad y la capacidad de adsorción del material mediante tratamientos de oxidación de grupos funcionales en la superficie del sólido, debido a que a altas temperaturas se rompen una gran cantidad de enlaces químicos, entre los que destacan el C-C, el O-H, el C-H, el éter, y los presentes en el anillo de benceno. Adicionalmente; los gases moleculares menores, y los pequeños grupos moleculares de hidroxilo, metilo, hidroximetilo y metoxi se generan mediante recombinação de enlaces químicos, descarbonización, deshidratación y policondensación (Wang et al., 2020).

Debido a su alta área superficial, porosidad, resistencia química y estabilidad térmica, los CAs han sido ampliamente usados en la remoción de contaminantes orgánicos como colorantes, pero muchos estudios también se refieren a la adsorción de otros contaminantes en agua residual, por ejemplo, compuestos fenólicos e hidrocarburos aromáticos, fármacos o pesticidas (Kuśmierek et al., 2021). Además, se ha reportado la remoción de contaminantes inorgánicos como cloruros, sulfatos, nitratos y carbonatos, entre otros.

Sin embargo, el CA convencional a menudo presenta serios problemas de separación cuando es usado en procesos de fase líquida-sólida (Tymoszuk, 2019). En este sentido, la tecnología magnética hace posible separarlo y recuperarlo de manera efectiva mediante el uso de un campo magnético externo; por ello, se ha prestado cada vez más atención a la síntesis y aplicación de carbonos magnéticos activados (CMA). Por lo que, el objetivo del presente trabajo fue obtener carbonos magnéticos activados a través del tratamiento de bagazo de cebada y ferrita de cobalto para su caracterización como materiales adsorbentes y su aplicación en la remoción de metales pesados en aguas residuales. Los CMA obtenidos de subproductos de la industria agroalimentaria son una alternativa para la valorización de esta biomasa y su aplicación en la remoción de contaminantes de aguas residuales.

2. Antecedentes

2.1. El bagazo de cebada como subproducto de la industria cervecera

La cerveza es la quinta bebida más consumida a nivel mundial, y la alcohólica más consumida. En el año 2022 alcanzó una

producción mundial de 1890 millones de litros, donde los cinco países productores de cerveza concentran aproximadamente el 50 % de la elaboración de la cerveza. México ocupa el cuarto lugar a nivel mundial en producción de esta bebida, con 124.5 millones de litros (Grupo Modelo, 2022).

De acuerdo con datos de la SAGARPA, en el 2016 la producción de cebada aumentó un 33.4 % en relación con lo obtenido en el año anterior, siendo Guanajuato el estado que produce más cantidad de este cereal con 965,332 Ton (Guadalupe-Eligio & Echáñove-Huacuja, 2016).

El bagazo de cebada (BGS) representa aproximadamente el 85 % de todos los subproductos de la industria cervecera, debido a que por cada 100 mL del producto final son producidos 20 kg de BGS. Desde el punto de vista ambiental, la importancia de este producto radica en que tiene un alto contenido de humedad (80-90 %) y genera entre 30 y 60 % de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), así como también de sólidos suspendidos totales (Salas et al., 2022).

Desde un enfoque nutricional, el BSG posee un gran potencial para ser utilizado como alimento de ganado, principalmente rumiantes, debido a que tiene la capacidad de transformar residuos vegetales en nutrientes. Sin embargo, derivado de su alto contenido de humedad y azúcares fermentables, tiende a descomponerse por la actividad microbiana a corto plazo, imposibilitando el transporte del subproducto a grandes distancias y su almacenamiento por mucho tiempo; de hecho, se ha reportado que su descomposición se lleva a cabo a los tres días de almacenamiento a temperatura ambiente, por lo que debe secarse antes de transportarse (Salas et al., 2022).

Por otro lado, el nitrógeno es el elemento limitante para la producción de distintos cereales, pues contribuye a la acumulación de biomasa. Es vital en la formación de la molécula de clorofila y participa del balance nutricional del grano, al facilitar la absorción y asimilación de nutrientes como K^+ (Raj et al., 2023). La adecuada disponibilidad del elemento puede incrementar la calidad del grano, en especial su contenido proteico, y de

la misma manera aumenta el nivel de producción hasta un 45 %. La cebada requiere 25 kg de N/ton de grano producido, sin embargo, con un manejo intensivo y una producción alta la cebada puede absorber 35 kg de N/ha solo después de la floración, por lo que el requerimiento total suele ser mayor a este valor (Obadi et al., 2021).

Otros nutrientes encontrados en la cebada, especialmente en espigas, hojas y tallos, es el K, que llega a presentarse en valores más altos que Mg, Ca y Na, esto se debe a que se moviliza con rapidez dentro de la planta y se acumula con facilidad en zonas con mayor actividad vegetativa, por lo que se puede notar una menor acumulación en las espigas que las hojas y tallos. Las deficiencias de este mineral originan debilitamiento de la paja de los cereales, lo cual tiene impacto en la producción de granos pequeños, rendimientos bajos y disminución de la resistencia de la planta ante plagas y enfermedades. El Ca ocupa el segundo lugar después del K en cuanto a la composición mineral de hojas y tallos, este mineral es de amplia apreciación para el consumo humano y el ganado (Contreras-López et al., 2008).

En materia orgánica el grano de cebada está compuesto por un 3.5 % de germen, un 18 % de pericarpio y un 78.5 % de endospermo, esto incluye la aleurona. El germen es rico en azúcares, especialmente en sacarosa, rafinosa y fructosanas. Por su parte, el pericarpio está lignificado y se encuentra de manera abrasiva debido a la presencia de sílice en la epidermis. Por último, la capa de aleurona es rica en fibra, proteína, triglicéridos y azúcares (Lema-Aguirre et al., 2016).

La cebada cuenta con una matriz proteica que envuelve los gránulos de almidón, fácilmente degradables en el rumen de los animales, lo que facilita la accesibilidad y fermentabilidad del almidón. El procesado del grano tiene un efecto pequeño sobre su valor nutritivo, en esto es muy similar al trigo (Sinkovič et al., 2023).

La presencia de glumas en el cereal implica un contenido elevado en fibra, aunque su grado de lignificación suele ser bajo, la mayor parte de la fibra está constituida por β -glucanos y pentosanas, estos se pueden hallar en proporciones variables de entre 1.6 a 8.3 % y 4.4 a 8.7 %, respectivamente, esto depende de la variedad, la zona de procedencia y la climatología de la zona de cultivo. El contenido medio de β -glucanos suele ser superior al del trigo, el maíz y el centeno; y muy similar al de la avena (Czernicka et al., 2023). Al encontrarse localizados en la pared celular del endospermo y de la capa aleurona la proporción aumenta en granos desnudos, la concentración de estos componentes fibrosos es esencial y aumenta en condiciones de falta de humedad, especialmente durante la etapa

de maduración del grano, también llamada golpe de calor, lo que da lugar a una ventaja ante las variaciones climáticas interanuales importantes, haciéndolas ligeramente más resistentes (Geng et al., 2022).

2.2. Contaminación del agua

El agua es un recurso indispensable para la vida, porque constituye una necesidad básica para la salud, por lo que debe considerarse como uno de los derechos básicos de los seres humanos. En las sociedades actuales, el agua se ha convertido en un bien altamente valorable, debido a varios factores, especialmente a su escasez, es el sustento de la vida y es fundamental para el desarrollo económico de las naciones. El ciclo natural del agua posee una alta capacidad de purificación, pero esta misma facilidad de regeneración y aparente abundancia se ha visto comprometida por la continua incorporación de residuos, entre ellos pesticidas, desechos químicos, metales pesados, residuos radiactivos, entre otros. La contaminación del agua tiene un amplio historial, sin embargo, en estos últimos dos siglos se ha extendido el problema a ríos y mares en todo el planeta, siendo la explosión demográfica la principal causa de su escasez. Esto porque la contaminación se ha incrementado al ritmo del desarrollo industrial tanto en aguas subterráneas como superficiales (Singh et al., 2022).

Existen varias fuentes de contaminación del agua, entre ellas se encuentran las naturales, antropogénicas, microbianas, orgánicas, vegetales, sedimentarias e inorgánicas. Las fuentes naturales se refieren principalmente a la contaminación por los componentes geográficos, procedentes del contacto de la atmósfera y el suelo. Estos pueden ser por la incorporación de sales minerales de calcio, magnesio, hierro y arsénico, principalmente. Pese a ser nocivos para la salud, son sustancias que pueden identificarse y eliminarse fácilmente por procesos físicos (García-Salazar, 2019).

Las fuentes antropogénicas son producidas como consecuencia de actividades humanas, principalmente las industriales, que han provocado la presencia de componentes químicos que son peligrosos para el medio ambiente, para los organismos, recalcitrantes y de difícil eliminación (Singh et al., 2022).

Otros de los principales contaminantes del agua son los microorganismos patógenos, es decir, los diferentes tipos de bacterias, virus y protozoos, así como otros organismos que transmiten enfermedades, siendo las más comunes el cólera, tifus, gastroenteritis, hepatitis y algunas otras. En los países en vías de desarrollo, estas

enfermedades producidas por agentes infecciosos son algunas de las causas más importantes de la muerte prematura y de la alta tasa de mortalidad infantil. Normalmente, estos microbios llegan al agua a través de las heces y otros restos orgánicos producidos por las personas infectadas. Por ello, uno de los mejores índices para medir la cantidad de estos microorganismos es a través del número de coliformes presentes en el agua, siendo recomendable la ausencia de estos en agua para beber (Singh et al., 2022).

Los desechos orgánicos son el conjunto de residuos orgánicos producidos por los seres humanos, el ganado y otros seres vivos. En ellos se incluyen heces y otros materiales que pueden ser descompuestos por bacterias anaerobias, es decir, que en estos procesos ocurre un consumo de oxígeno. Cuando este tipo de desechos se encuentran en exceso, pueden proliferar bacterias que agotan el oxígeno del medio, provocando que no puedan vivir en estas aguas peces y otros seres vivos que necesitan del oxígeno. Buenos índices para la medición de la contaminación de desechos orgánicos son la cantidad de oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO) (Fn & Mf, 2017). Cabe mencionar que según los criterios ecológicos de calidad del agua CE-CCA-001/89, se establece que el oxígeno disuelto debe ser menor o igual a 6 mg L^{-1} para fuentes de agua aceptable para consumo humano.

Los nutrientes vegetales inorgánicos, principalmente nitratos y fosfatos, son sustancias químicas solubles en agua y de vital importancia para el desarrollo de algunos cultivos. Cuando se encuentran en cantidades excesivas, inducen al crecimiento desmesurado de algas y otros organismos que provocan eutrofización, es decir, cuando estas algas y otros vegetales mueren, al ser descompuestos por microorganismos, agotan el oxígeno y hacen imposible la vida de otros seres vivos, dando como resultado un agua con olor desagradable e inutilizable (Singh et al., 2022).

Los contaminantes de carácter orgánico se refieren a sustancias como petróleo, gasolina, plásticos, plaguicidas, disolventes, detergentes, fármacos, entre otros. Estos terminan en el agua y permanecen, en muchos casos, a lo largo de periodos de tiempo considerables, porque al ser compuestos fabricados por el hombre poseen estructuras moleculares complejas y difíciles de degradar por los microorganismos (Kapp, 2014).

Por su parte, los sedimentos y materiales suspendidos son partículas arrancadas del suelo y arrastradas a las aguas. Estos son, en términos de masa total, la mayor fuente de contaminación del agua. La turbidez que provoca el agua dificulta la vida de muchos organismos y los sedimentos acumulados destruyen sitios de alimentación y desove de

peces, rellenan lagos o pantanos, obstruyendo canales, ríos y puertos (Guzmán et al., 2014).

En el caso de las sustancias radiactivas se engloban los isótopos radiactivos solubles, que pueden estar presentes en el agua, provocando su acumulación a lo largo de cadenas tróficas y por largos periodos de tiempo, alcanzando concentraciones considerablemente más altas en algunos tejidos vivos de niveles superiores que de especies expuestas directamente en el agua (Tyagi et al., 2022).

La contaminación térmica se refiere al aumento de la temperatura de cuerpos de agua natural a causa de las descargas de agua caliente por las centrales de energía o procesos industriales. Se sabe que este tipo de contaminación disminuye la capacidad de contener oxígeno de los embalses y ríos, y afecta la vida de los organismos que los habitan (Herrero, 2008).

Por último, están las sustancias químicas inorgánicas. En este grupo se encuentran incluidos los ácidos, sales y metales tóxicos, como el mercurio y el plomo, si estas sustancias están presentes en altas concentraciones, pueden causar daños serios a los seres humanos, disminuir rendimientos agrícolas y corroer equipos utilizados para trabajar con agua (Singh & Yadav, 2022).

A continuación, se describen algunos de los indicadores que se deben considerar como parámetro de calidad del agua.

2.2.1. Carbono orgánico total

El carbono orgánico total (TOC, por sus siglas en inglés) es una medida de la cantidad total de carbono presente en compuestos orgánicos en una muestra de agua, suelo, sedimentos u otros materiales. Es un parámetro importante en el monitoreo de la calidad del agua y la evaluación ambiental, ya que puede indicar la presencia total de contaminantes orgánicos (Lee et al., 2020). El TOC representa la cantidad de carbono unido en compuestos orgánicos, puede incluir tanto materia orgánica disuelta como particulada y se utiliza comúnmente en el análisis de aguas residuales, agua potable y aguas naturales para evaluar la contaminación y la eficiencia de los procesos de tratamiento de aguas (Naja & Volesky., 2014).

2.2.2. Nitrógeno total

El nitrógeno total (TN, por sus siglas en inglés) es una medida de la cantidad total de nitrógeno presente en una muestra, incluyendo todas sus formas químicas, tanto orgánicas como inorgánicas. El nitrógeno es un parámetro importante en la evaluación de la calidad del agua y la gestión de recursos hídricos, ya que es un nutriente esencial que, en exceso, puede causar problemas como la eutrofización. En la NOM-127-SSA1-1994 se establece un límite máximo permisible de 1 mgL^{-1} para el contenido de nitrógeno como NO_2^- en agua destinada para uso y consumo humano (SSA, 2021). El TN incluye varias formas de nitrógeno presentes en una muestra, tales como orgánico (compuestos orgánicos nitrogenados), amoniaco (NH_3) y amonio (NH_4^+) (formas reducidas de nitrógeno), así como nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-) (formas oxidadas de nitrógeno) (Avramidis et al., 2015).

2.2.3. Metales pesados

Los sistemas de producción industrial actuales utilizan metales pesados, tales como el Hg, Pb y Cd, para la extracción de materiales o como elemento en la refinación de productos particulares, lo que genera en principio el producto deseado a bajos costos de producción. Sin embargo, estos son responsables de problemas a nivel ambiental y de salud para las personas, debido a su alta toxicidad. A raíz de ello, se han generado diversas tecnologías para tratarlos una vez que están en el agua, así como metodologías para analizarlos (Guerrero et al., 2020).

2.3. Tecnologías aplicadas en la descontaminación del agua

2.3.1. Filtración por membrana

Esta tecnología permite la separación física de moléculas en función del tamaño de partícula mediante una fuerza impulsora generada por una diferencia de presión entre ambos lados de una membrana permeable o semipermeable. Las membranas se pueden clasificar según el material con el que han sido fabricados, ya sea sintético o de polímeros naturales. Asimismo, se clasifican según su permeabilidad, la solubilidad del soluto, el solvente, la superficie y el espesor activo de la película, así como la carga de su superficie. Esta tecnología se utiliza sobre todo en la recuperación de sales metálicas, en la producción de alimentos y bebidas, reciclaje de aceites, galvanoplastia, entre otras aplicaciones. Se trata de una de las tecnologías con alta eficiencia, además de que ocupa poco espacio y es de fácil operación (Solís et al., 2017).

2.3.2. Precipitación química

En este proceso se añaden compuestos, como hidróxido de sodio, sulfuro de calcio y sulfuro de sodio, los cuales forman precipitados de compuestos insolubles con iones metálicos presentes en el agua residual. Este precipitado puede separarse posteriormente mediante filtración o sedimentación. La elección de los reactivos dependerá del metal que se desea eliminar (Yadav & Sharma, 2019).

2.3.3. Intercambio iónico

En esta tecnología se utilizan resinas que tienen la capacidad de intercambiar iones metálicos presentes en el agua residual por iones de carga opuesta presentes en la resina. Una vez que la resina se satura con los iones metálicos, puede regenerarse con la adición de soluciones específicas. Las resinas se clasifican según el tipo de ion intercambiado, en primer lugar, las resinas de intercambio catiónico consisten en materiales poliméricos que contienen grupos funcionales ácidos y pueden liberar iones hidrógeno (H^+) u otros cationes en solución. Las resinas de intercambio aniónico contienen grupos funcionales básicos que pueden liberar iones hidroxilo (OH^-) u otros aniones en solución. Como ventaja, permiten desplazar los metales pesados de la resina para su posterior reutilización (Ang, 2017).

2.3.4. Electrocoagulación

Este método utiliza una corriente eléctrica que pasa a través de electrodos sumergidos en el agua residual, la corriente induce la formación de coágulos y flóculos de partículas cargadas presentes en el agua, incluyendo los metales pesados, los cuales pueden ser separados del agua mediante procesos de sedimentación o filtración (Rodríguez et al., 2021).

2.3.5. Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual un adsorbato, que puede ser una molécula o partícula, es retenido en la superficie del adsorbente (Pourhakkak et al., 2021). Es un proceso muy importante en el tratamiento de aguas residuales con altas concentraciones de contaminantes, como los metales pesados (Arora, 2019). La estructura porosa del adsorbente proporciona sitios activos, donde los contaminantes se adhieren. Los diferentes tamaños de los poros del sólido pueden adsorber una amplia gama de contaminantes. Los iones metálicos se ven atraídos a la superficie del adsorbente, debido

a las fuerzas físicas (i.e. fuerzas electrostáticas o propiedades magnéticas) y químicas que interactúan (Sánchez et al., 2013).

2.4. *Carbones activados*

El carbón activado (CA) es un adsorbente muy utilizado para remover metales pesados de las aguas residuales. Este material es muy poroso y tiene una gran área superficial (Figura 1), lo que le permite adsorber una gran cantidad de contaminantes (Glosario Químico, 2015).

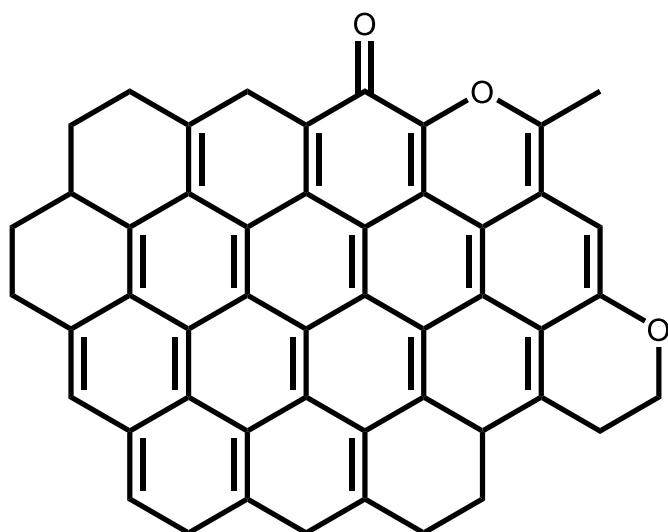


Figura 1. Estructura de un carbón activado. Fuente: Huang et al., 2020.

El CA se caracteriza por tener alta porosidad y superficie específica. La porosidad se refiere a la cantidad de poros que contiene un material y su tamaño. Los poros son pequeñas cavidades o huecos que se encuentran en la superficie o en el interior de los materiales (Figura 2). El CA tiene una gran cantidad de poros, lo que le permite adsorber una gran cantidad de contaminantes (Kamwilaisak et al., 2022). La estructura de un CA está compuesta por poros clasificados en tres grupos: microporos, mesoporos y macroporos. Los microporos suelen representar más del 95 % de la superficie total de los carbones activados. Los volúmenes de los microporos oscilan entre 0.15 y $0.6 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ (Tripathy & Mishra, 2017).

Adicionalmente, la superficie específica se refiere al área total de la superficie de un material por unidad de masa (Sevim et al., 2020). Está directamente relacionada con su capacidad de adsorción. Cuanto mayor sea la superficie específica, más sitios de

adsorción estará disponible para atrapar y retener contaminantes, como compuestos orgánicos, metales pesados, sustancias químicas indeseadas, entre otros (Guo et al., 2023).

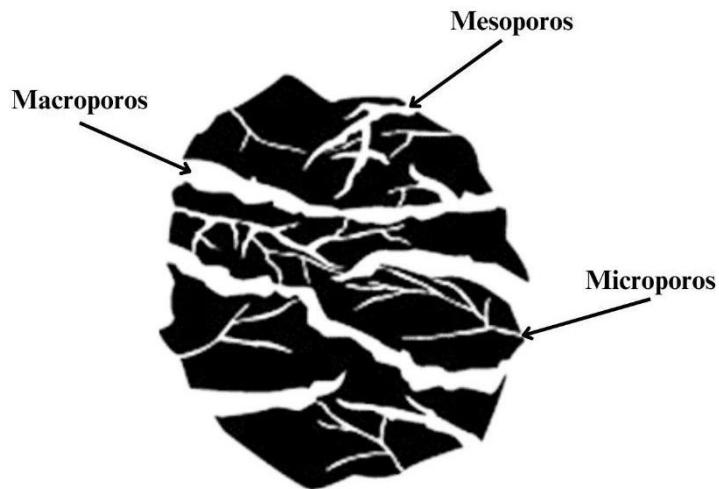


Figura 2. Estructura porosa del carbón activado.

Otra característica importante de los CAs es que pueden contener una variedad de grupos funcionales (Figura 3), como el hidroxilo (-OH), del carboxilo (-COOH), el carbonilo (-C=O), el éter (-O-), la amina (-NH₂), la lactona (-O=C=O), el cromeno (incluyendo 2H-cromeno, 4H-cromeno, cromenonas, benzocromenos y naftocromenos), la quinona (-C=O-), la pirona, entre otros. Estos grupos funcionales pueden contribuir en cierta medida a la capacidad de adsorción del material (Zhou et al., 2017; Rincón & Boves, 2013). A esta parte de la estructura se les conoce también como sitios ácidos o básicos en la superficie del CA.

Los principales sitios ácidos incluyen los grupos carboxílicos, lactónicos y fenólicos, mientras que los principales sitios básicos comprenden los carbonilos, éteres y quinonas (Váldez et al., 2011). En consecuencia, un CA con sitios ácidos tiende a adsorber compuestos básicos, mientras que uno con sitios básicos tiende a adsorber compuestos ácidos, dependiendo del pH del medio en el que se emplea (Chan et al., 2021).

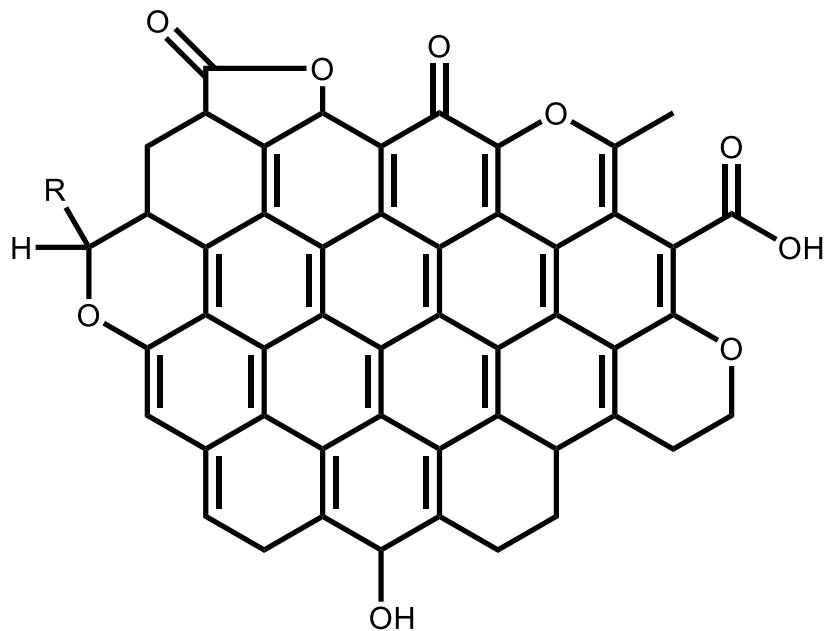


Figura 3. Principales grupos funcionales en la estructura del carbón activado.

La relación entre estos conceptos es que el CA es un material muy poroso con una gran área superficial específica, lo que le permite adsorber una gran cantidad de contaminantes en sus poros. En el tratamiento de aguas residuales, el CA se utiliza para adsorber metales pesados de las aguas residuales contaminadas. La porosidad y el área superficial específica del CA son fundamentales para su capacidad de adsorber una gran cantidad de contaminantes.

2.4.1. *Fuentes para producir CA y principales aplicaciones*

Generalmente, los CA se obtienen mediante el tratamiento térmico de diferentes fuentes naturales de carbón, y cada una puede influir en sus características fisicoquímicas. Entre las principales se encuentra el carbón mineral, que posee una alta dureza y resistencia mecánica (Wu et al., 2023), el CA obtenido es utilizado en la purificación de gases y en la filtración de agua (Alves et al., 2021).

También, el pericarpio de algunas frutas se puede utilizar como fuente de carbono, entre los ejemplos más comunes se encuentra el coco, que confiere una microporosidad predominante, así como una alta área superficial y alta dureza. Este CA sintetizado es ideal para la purificación de aire y agua, debido a su capacidad de adsorber compuestos de bajo peso molecular (Wu et al., 2023).

La madera es otra fuente para obtener un CA con una estructura porosa más diversa, que incluye macroporos. Este CA se utiliza en la aplicación médica y en la

purificación de líquidos, ya que adsorbe moléculas de tamaños variados (Moosavi et al., 2020).

Por su parte, la turba produce un CA con estructura porosa mixta, el cual es bueno para la purificación de aire y agua, aunque tiene menor dureza comparada con otros tipos de CA. Igualmente, otros materiales orgánicos pueden generar CA con características específicas dependiendo del material base, tal es el caso de los núcleos de las frutas, estos CA suelen tener aplicaciones variadas, según sus propiedades (Bastidas et al., 2010).

Las semillas de aguaje (*Mauritia flexuosa*) han sido utilizadas también como fuente para la obtención de CA. De acuerdo con Del Rosario y colaboradores (2014), el proceso de activación térmica de las semillas de aguaje se llevó a cabo a diferentes condiciones de temperatura y tiempo, lo que resultó en diferentes CAs con características fisicoquímicas únicas. Además, se encontró que el CA obtenido a 900°C durante 2 h presentó la mayor área superficial específica (1103.3 m²/g) y la mayor cantidad de grupos funcionales superficiales, lo que incrementó su efectividad en la remoción de metales pesados de soluciones acuosas sintéticas.

2.4.2. Carbón magnético activado

Uno de los materiales derivados de los CA son los carbones magnéticos activados (CMA), que para sintetizarlos se parte de una fuente natural de carbono y posteriormente se le adicionan partículas magnéticas, sobre todo de óxidos mixtos de hierro. Muchos de estos procesos generalmente comienzan con la impregnación del CA con precursores metálicos, como sales de hierro. Posteriormente, el material se somete a tratamiento térmico en atmósferas reductoras o inertes, lo que conduce a la formación de nanopartículas metálicas (como Fe, Fe₃O₄ o γ -Fe₂O₃) incrustadas en la matriz del carbón (Oliveira et al., 2002).

La incorporación de óxido de hierro proporciona al CA sus propiedades magnéticas, las cuales permiten la separación y recuperación del CMA de los medios líquidos mediante el uso de un campo magnético externo. Estas partículas magnéticas pueden ocupar los espacios intersticiales en la estructura porosa del carbón, aumentando el área superficial específica y la capacidad de adsorción, generando nuevos sitios activos y mejorando así la eficiencia de adsorción de contaminantes (Kwon et al., 2014).

El proceso de activación magnética puede aumentar la superficie específica del CA, lo que proporciona más sitios activos para la adsorción de contaminantes, mediante la alteración de los grupos funcionales presentes en la superficie del CA. Estos cambios

pueden influir en la afinidad del CA por diferentes tipos de contaminantes. Además, la activación con metales puede mejorar la estabilidad química del CMA, haciéndolo más resistente a condiciones extremas de pH y temperatura (Rivadeneira, 2010).

Asimismo, algunas partículas de hierro pueden actuar como catalizadores en procesos redox, mejorando la capacidad del carbón para descomponer compuestos orgánicos o reducir contaminantes. Un ejemplo de esto es la catálisis del hierro en la reacción de Fenton, que es efectiva en la degradación de compuestos tóxicos en el agua. Igualmente, las partículas magnéticas de hierro son buenas para la mejora de la estabilidad térmica y química del carbón, permitiendo mayor resistencia a la descomposición en condiciones extremas y otorgando una vida útil al CMA para diversas aplicaciones industriales y ambientales (Oliveira et al., 2022).

La síntesis y aplicaciones del CMA ha sido abordada en diversas investigaciones. Por ejemplo, Zhang y colaboradores (2015) realizaron la activación química de las cáscaras de cacahuate y posteriormente adicionaron partículas magnéticas de óxido de hierro al proceso de síntesis. El estudio demostró el potencial de los CMA en la eliminación de contaminantes del agua.

El CMA obtenido presentó una alta porosidad y una superficie específica de 1780 m²/g, lo que incrementó su capacidad de adsorción de metales pesados. Además, la presencia de partículas magnéticas permitió la fácil recuperación del material adsorbente mediante la aplicación de un campo magnético externo (Zhang et al., 2015).

Por lo que, se deduce que la síntesis de carbonos activados a partir de residuos agrícolas es una alternativa sostenible y económica para la remoción de metales pesados de aguas residuales. Estos materiales adsorbentes presentan una alta porosidad y superficie específica, lo que les confiere una alta capacidad de adsorción. Además, la incorporación de partículas magnéticas en el CA permite su fácil recuperación y reutilización en futuros procesos de adsorción.

Entre sus aplicaciones que pueden tener los CMA se encuentra la eliminación de metales pesados por su eficaz adsorción y eliminación, la descomposición de contaminantes orgánicos mediante procesos catalíticos, y la recuperación de metales preciosos presentes en soluciones acuosas.

Cabe destacar que la remoción de metales pesados de aguas residuales mediante el uso de CA presenta ciertas limitaciones, como la competencia entre los diferentes iones presentes en la solución acuosa por los sitios de adsorción y la necesidad de regenerar los materiales adsorbentes después de su saturación. Sin embargo, estos materiales

adsorbentes siguen siendo una alternativa efectiva y sostenible para la remoción de metales pesados de aguas residuales.

3. Objetivos

3.1.General

Obtener carbón magnético activado a través del tratamiento de bagazo de cebada y ferrita de cobalto para su caracterización como materiales adsorbentes y su aplicación en la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales.

3.2.Específicos

Para lograr el objetivo general se plantearon los siguientes objetivos específicos:

1. Sintetizar el carbón magnético activado a partir de bagazo de cebada mediante un proceso de carbonización y activación química utilizando ferrita de cobalto y carbonato de potasio como agentes activantes.
2. Caracterizar el carbón magnético activado mediante análisis de su estructura, composición química, porosidad y área superficial para realizar pruebas de adsorción de metales pesados.
3. Evaluar la eficacia del carbón magnético activado en la remoción de metales pesados en agua residual.
4. Evaluar la eficacia del carbón magnético activado en la remoción de carbono inorgánico, carbono orgánico total y nitrógeno total en agua residual.

4. Metodología

4.1. *Síntesis de la ferrita de cobalto*

La síntesis de las partículas magnéticas de hierro-cobalto se llevó a cabo a partir del método de coprecipitación propuesto por Ramírez Carreón (2015). Una solución de 25 mL de cloruro férrico (0.7 M) se mezcló con 25 mL de cloruro de cobalto (0.7 M) y se agitó a 800 rpm durante 2 h a 50°C. El pH de la mezcla se mantuvo entre 11-12 mediante la adición de NaOH (6 M). El precipitado obtenido se filtró y lavó en dos ocasiones con agua desionizada. Por último, la ferrita obtenida se calcinó a 330 °C durante 3 h, posteriormente, se almacenó en tubos cónicos de polipropileno.

4.2. *Síntesis del carbón magnético activado*

Se pesaron 100 g de bagazo de cebada húmedo y se combinaron con 12.5 g de K_2CO_3 , como agente activador y 1.5 g de ferrita de cobalto. Esta mezcla se secó durante 2 horas a 100°C. Posteriormente, se procedió a la precalcincación de la mezcla a 300 °C durante una hora. Despues, la mezcla se calcinó a 650 °C durante 3 horas. El CMA resultante se pulverizó en un mortero de ágata y se almacenó en un tubo cónico de polipropileno hasta su uso.

4.3. *Caracterización del carbón magnético activado*

El CMA se caracterizó para conocer el tamaño de partícula, la morfología, el tamaño de poro, área superficial y el volumen de poro. El tamaño de partícula se midió mediante un analizador de partículas (Zetasizer Advance), lo que permitió conocer la distribución del tamaño de las partículas en el CMA (Malvern Panalytical, 2024).

La morfología se evaluó a través de la microscopía electrónica de barrido (SEM), utilizando un microscopio electrónico de barrido Vega©Tescan en alto vacío. Esta técnica permitió producir micrografías de alta resolución de la superficie del CMA, utilizando las interacciones electrón-materia, a través de un haz electrones (Skoog, 2014). Para este análisis se colocó una muestra del CMA en polvo en una cinta de doble cara en el portamuestras del equipo. Las micrografías se obtuvieron a 10 kV. Además, se obtuvo el espectro FT-IR para conocer los principales grupos funcionales presentes.

Los análisis de tamaño de poro, área superficial y volumen de poro se realizaron mediante ensayos de adsorción de nitrógeno, utilizando el método BET (Brunauer, Emmett y Teller), que consiste en el cálculo del número de moléculas de adsorbato (nitrógeno) adsorbidas para cubrir la pared del sólido con una capa única. Debido a que

la mayor parte de los sólidos de absorción son muy irregulares y porosos, lo cual dificulta medir esta área directamente, es necesario utilizar esta técnica de absorción física (Carrasquer, 2018). El método se realiza mediante isotermas, generando información sobre el volumen adsorbido a cierta presión, lo que también calcular el área superficial del sólido, el tamaño y la forma de los poros, así como su distribución y los calores de adsorción (Peyrovi & Parizi, 2022).

Además, para obtener datos de la capacidad de adsorción del CMA se midió el índice de yodo de acuerdo con la metodología propuesta por Asimbaya et al. (2015). Esta determinación consistió en pesar 1 g de CMA pulverizado, de tamaño inferior a 45 μm , se colocó la muestra en un matraz de Erlenmeyer de 250 mL para posteriormente adicionar 10 mL de ácido clorhídrico al 5 %, se agitó hasta que el CMA se humedeciera completamente. Posteriormente la mezcla se calentó a temperatura de ebullición y se mantuvo con esta temperatura 30 s, dejándola enfriar hasta alcanzar la temperatura ambiente. Se añadieron 100 mL de solución estándar de yodo 0.1 N y se agitó vigorosamente durante 30 s. El contenido se filtró inmediatamente del recipiente a través de un papel filtro Wathman del número 2, se descartaron los primeros 20-30 mL de filtrado. Posteriormente, se tomó una alícuota de 50 mL y se valoró con tiosulfato de sodio 0.1 N hasta que la solución se tornó de color amarillo pálido, luego se agregaron tres gotas de solución de almidón. Se continuó con la valoración hasta que el color azul del indicador desapareció y la solución se volvió completamente transparente. El índice de yodo se determinó en función del volumen de tiosulfato de sodio 0.1 N utilizado para la valoración.

4.4. Uso de CMA como adsorbente de metales pesados

El CMA se utilizó para realizar ensayos de remoción de metales pesados. Para ello, los experimentos se llevaron a cabo en dos sistemas (columna y dispersivo), ambos con soluciones sintéticas y con agua residual doméstica. Todas las evaluaciones se realizaron por duplicado y se compararon con ensayos similares con un carbón activado comercial de coco.

La preparación de todas las soluciones se realizó con agua desionizada (18.2 $\text{M}\Omega\cdot\text{cm}$). El agua residual se muestreó de un cuerpo hídrico ubicado en la ciudad de Pachuca, Hgo., y se almacenó en refrigeración hasta su uso, el cual fue en los siguientes tres días después de obtenida la muestra.

4.4.1. Ensayos en columna

Se realizaron ensayos en una columna de 5 mL, empacada con 1 g de CMA (Figura 4). A la columna se le hizo pasar, por gravedad, una solución que contenía una concentración de $1\mu\text{g L}^{-1}$ de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb). Este procedimiento se realizó por triplicado a la misma jeringa.

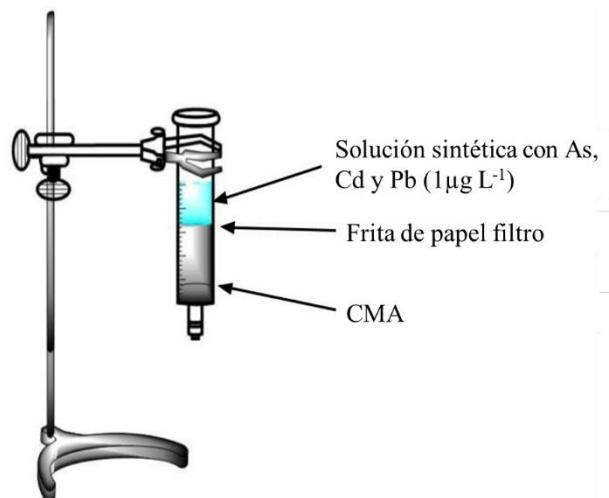


Figura 4. Configuración de ensayos en columna con agua sintética.

El agua se recolectó después de pasar a través de la columna y se analizó el contenido de As, Cd y Pb mediante ICP. El proceso se repitió tres veces para evaluar la eficiencia del material adsorbente.

Para el ensayo con agua residual doméstica se realizó un dopaje, el cual consistió en agregar una solución multielemental que contenía 1.5 mg L^{-1} de As, Cd, Pb y Hg. El mercurio se añadió al estudio, debido a la alta frecuencia con la que se encuentra en agua residual.

Para continuar con el análisis, se tomaron 25 mL de agua residual dopada y se pasaron a través de la columna en tres ocasiones, por gravedad (Figura 5). El agua residual resultante (aproximadamente 20 mL de cada lavado) se acidificó con 5 mL de HNO_3 concentrado y se llevó a digestión asistida por microondas. Posteriormente, la muestra se aforó a 50 mL para su análisis por ICP.

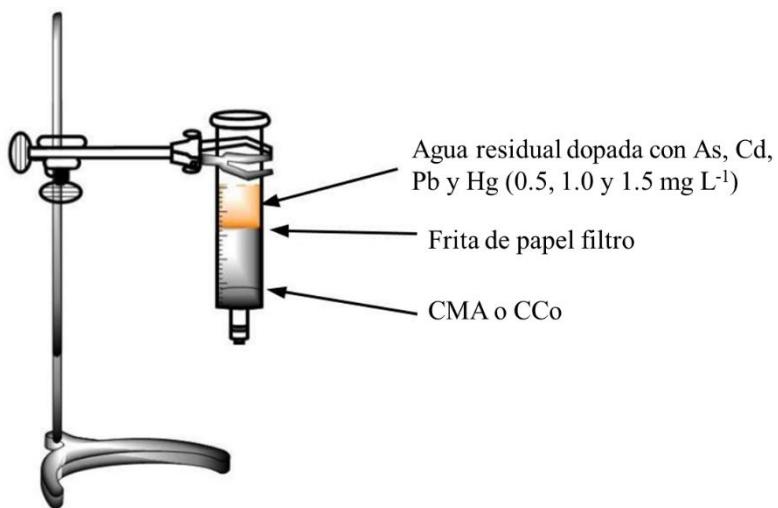


Figura 5. Diagrama de ensayos en columna con agua residual.

4.4.2. *Ensayos en sistema dispersivo*

Estos ensayos sólo se realizaron con agua residual doméstica dopada con As, Cd, Hg y Pb, debido a que fue la muestra real. Los experimentos se llevaron a cabo en botellas serológicas de 60 mL y consistieron en la adición de 25 mL de agua residual que contenía la mezcla de As, Cd, Hg y Pb a tres concentraciones (0.5, 1 y 1.5 mg L⁻¹). A cada botella se les añadió 1 g de CMA y se mantuvieron en agitación a 100 rpm por 30 min. Cada experimento se realizó por triplicado. Simultáneamente, se realizaron ensayos con 1 g de carbón activado de coco (CCo), para su comparación con el CMA.

Posteriormente, aproximadamente 20 mL de sobrenadante resultante se filtró, debido a que parte del líquido se quedó retenida en el CMA, se completó con 5 mL de HNO₃ concentrado y se llevaron a digestión asistida por microondas. Por último, los volúmenes resultantes se llevaron a 50 mL con agua desionizada, para su posterior análisis mediante ICP.

Cabe mencionar que en el sistema dispersivo también se evaluó la remoción de carbono orgánico, inorgánico y nitrógeno total en agua residual debido a la capacidad de adsorción del CMA y el CCo.

4.4.3. *Ánalisis de metales pesados*

Se construyeron curvas de calibración para el análisis de As, Cd, Hg y Pb en el intervalo de concentraciones de 0, 0.25, 0.50, 0.75, 1.00, 1.25, 1.50 y 2.00 mg L⁻¹. Cada curva se realizó por triplicado y se estimó la ecuación de la recta mediante un análisis de regresión lineal con coeficientes de determinación (R^2) mayores a 0.999.

4.4.4. Análisis de carbono orgánico total (COT)

Las concentraciones de carbono total (TC), orgánico (TOC) e inorgánico (IC) se obtuvieron mediante un analizador de carbono orgánico total marca Shimadzu. En el caso de TC, la muestra se introdujo al tubo de combustión de TC, en el cual se realiza una oxidación catalítica a 680 °C y es alimentado con aire a un flujo de 150 mL min⁻¹. El CO₂ resultante de la combustión se acarrea del tubo de combustión al deshumidificador electrónico, donde el gas se enfriá y deshidrata. El gas acarreador con los productos resultantes se pasa a un depurador de halógenos para remover cloro y algunos otros halógenos. Finalmente, los gases son llevados al analizador no dispersivo infrarrojo, donde la concentración de CO₂ se detecta.

El análisis de IC consistió en la acidificación de la muestra con HCl (1N), donde todos los carbonatos disueltos se desprenden de la muestra y se convierten en dióxido de carbono. El CO₂ se detecta por el analizador no dispersivo infrarrojo. La diferencia entre la concentración de TC e IC correspondió a la concentración de carbono orgánico total (TOC) (De la Mora-Orozco et al., 2020).

5. Resultados y discusión

5.1. *Síntesis y caracterización del CMA*

De acuerdo con los resultados, de 100 g de bagazo de cebada se obtuvieron en promedio 11.5 g de carbón magnético activado con adición de ferrita de cobalto, lo que equivale a un rendimiento del 11.5 %. Es importante destacar que, si bien, el rendimiento no es un factor que se discuta en las investigaciones acerca de CMA, se puede utilizar como indicador para evaluar la eficiencia en la conversión de la biomasa a materiales adsorbentes, como lo es el CMA. En este sentido, considerando que el BSG contiene 70 % de humedad, resulta ser que la conversión de éste a CMA es de más de 38 %, resultando ser una buena materia prima para la preparación de estos materiales.

Para evaluar la morfología del CMA sintetizado se obtuvieron micrografías a diferentes acercamientos mediante SEM, las cuales se muestran en la Figura 6. En estas imágenes se puede observar la morfología de los sólidos obtenidos, así como la porosidad que presenta. Además, se tienen partículas heterogéneas de forma irregular, pero con una estructura característica de un carbón activado y con espacios porosos en el material. En la imagen del acercamiento a 5760X se lograron apreciar aglomerados redondos y definidos, con un tamaño de partícula medio de 40.63 μm .

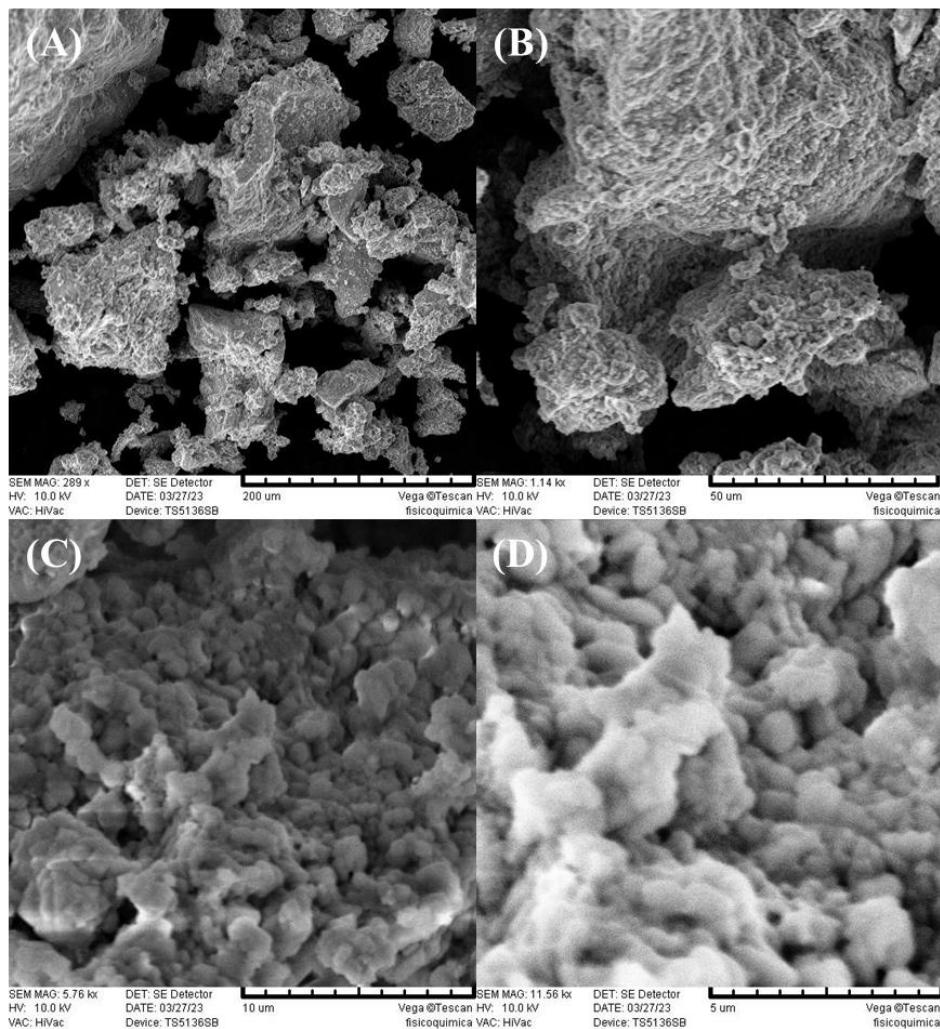


Figura 6. Micrografías del carbón magnético activado a acercamientos de (A) 289X, (B) 1140X, (C) 5760X y (D) 11560X.

En la Figura 7 se presentan otras micrografías del CMA, la primera (7A) permitió estimar que las partículas presentan un diámetro de 767 nm. Por su parte, en la Figura 7B se observa la morfología cuasi-esférica del sólido.

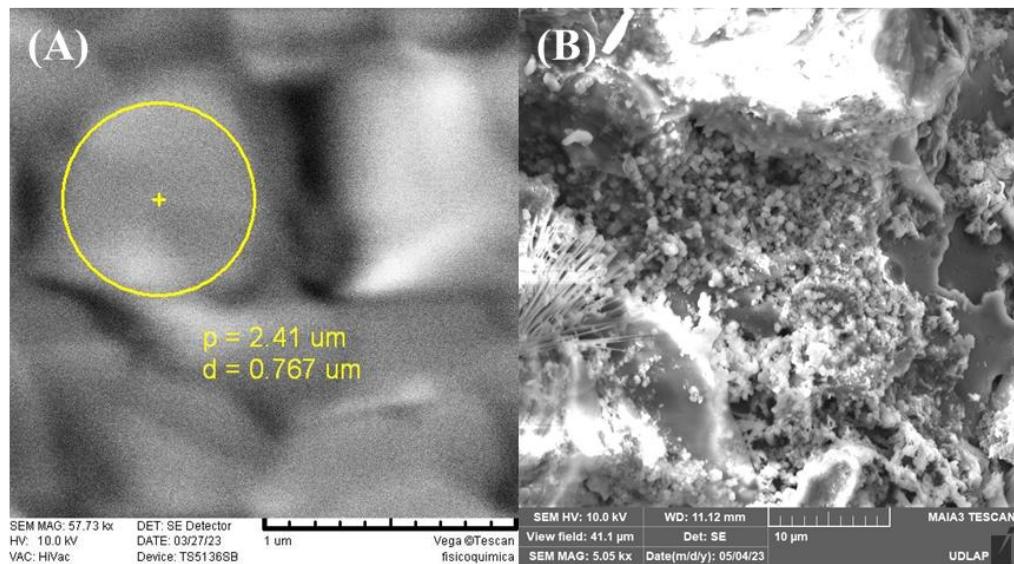


Figura 7. Micrografías del carbón magnético activado a acercamientos de (A) 57730X y (B) 5050X.

La activación magnética del CA con la ferrita de cobalto es un proceso que busca mejorar las propiedades del carbón activado para aplicaciones específicas, como la adsorción de contaminantes en soluciones acuosas o la eliminación de gases tóxicos. Son de amplia importancia, debido a que la incorporación de cobalto y hierro en el carbón activado puede aumentar su capacidad de adsorción de contaminantes específicos debido a la formación de sitios activos adicionales en su superficie, siendo fácilmente recuperable de las soluciones mediante la aplicación de un campo magnético. Esto es especialmente útil en procesos de tratamiento de aguas, donde la recuperación del adsorbente es crucial (Vaddi et al., 2024).

Para evaluar que el CMA tuviera en su estructura hierro y cobalto, se realizó un análisis EDS, mediante el que se determinó que el Co estaba presente en 1.80 % y el Fe en 0.61 % en el material. Estos resultados, además de la prueba rápida de actividad magnética, demuestran la incorporación de la ferrita de cobalto al carbón activado.

En la Figura 8 se muestra el espectro infrarrojo obtenido para el CMA, en el que se presenta una banda (a) a aproximadamente 3000 cm^{-1} , correspondiente a la vibración de estiramiento del enlace hidroxilo (O-H), asignado a la presencia de alcoholes y fenoles (Shoaib et al., 2015). De igual manera, se observó la presencia de compuestos inorgánicos, la existencia de una banda (b) $\sim 1500\text{ cm}^{-1}$ corresponde a los residuos de K_2CO_3 , probablemente provenientes del proceso de activación con dicha sal (Huang et al., 2015). Otras bandas detectadas (c y d) en 600 y 500 cm^{-1} son indicadoras de los enlaces O-Fe y O-Co, esto se debe a que las bandas de este tipo de enlaces oxígeno-metal

son de difícil asignación, sin embargo, suelen rondar esta zona dentro del espectro (Ramos et al., 2017).

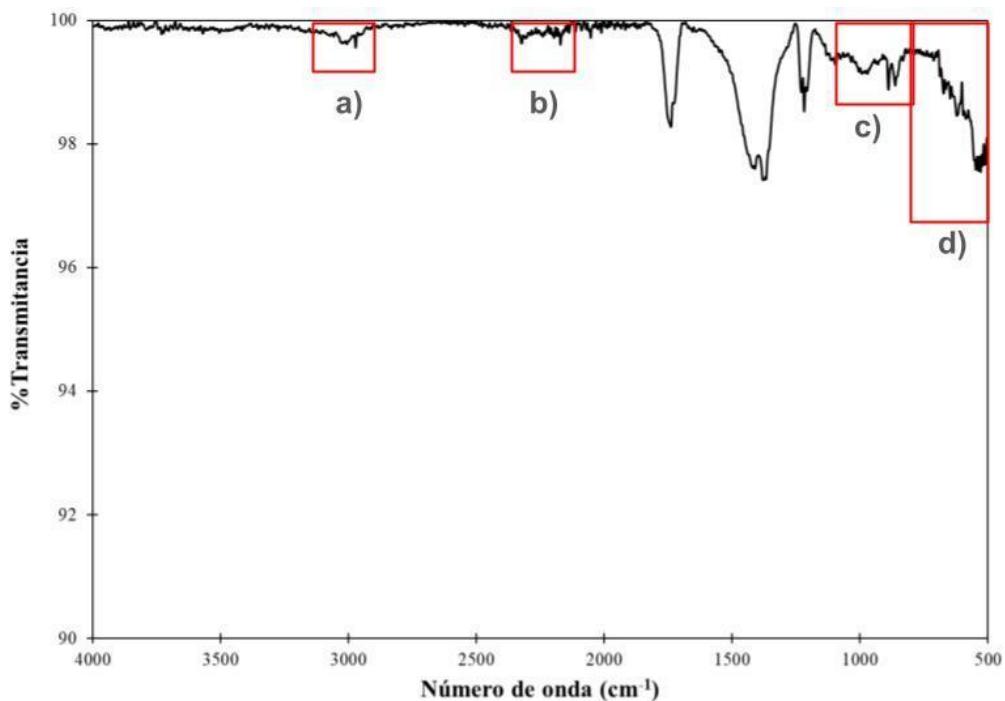


Figura 8. Espectro FT-IR del carbón magnético activado.

5.2. Evaluación del CMA como adsorbente de metales pesados

5.2.1. Remoción en agua sintética

Los resultados de los ensayos en columna con agua sintética que contenía una mezcla de $1 \mu\text{g L}^{-1}$ de Cd, As y Pb se presentan en la Figura 9. En la gráfica se observa que los iones metálicos son completamente adsorbidos por el CMA, ya que no fueron cuantificados al término de los experimentos. Las concentraciones de los iones de interés se encuentran dentro de los límites permisibles (0.005 mg L^{-1}), como lo establece la NOM-127-SSA1-2017, para los parámetros que debe cumplir el agua para uso y consumo humano. La adsorción de metales pesados en CMA se reportó también por Li y colaboradores (2019), quienes encontraron porcentajes de adsorción de metales pesados del 94 %, siendo menor al encontrado en el presente trabajo (prácticamente del 100 %).

Es importante aclarar que en el análisis se incluyeron hierro y cobalto, para asegurarse de que en caso de que se lixiviaran del CMA, los niveles no excedieran los límites máximos permisibles. De acuerdo con los resultados, se observó que el CMA libera estos metales en mayor medida en el primer ciclo y, al finalizar el tercer ciclo, disminuye su lixiviación, sin exceder sus niveles máximos permisibles.

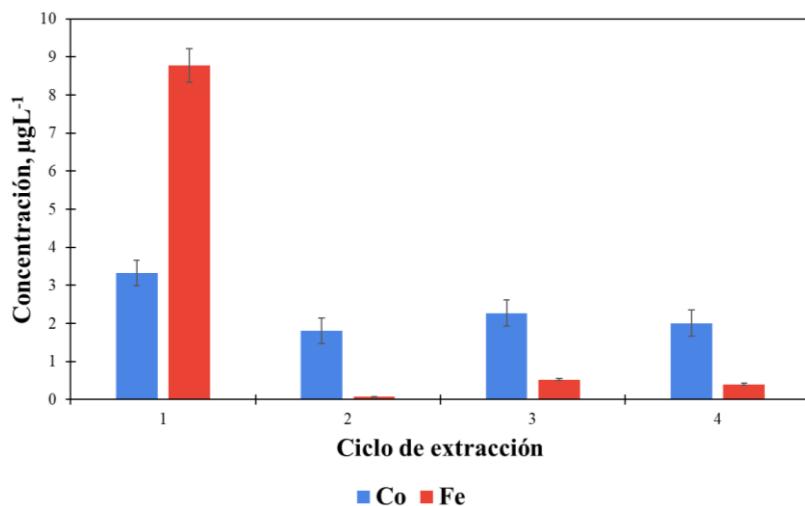


Figura 9. Contenido residual de metales en ensayos en columna con 1 g de CMA a una concentración inicial de 1 $\mu\text{g L}^{-1}$ de arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb).

5.2.2. Remoción de metales en agua residual

En el caso de los resultados de los ensayos en columna y con agua residual (Figura 10), es observable que Cd y Pb se adsorben en su totalidad desde el primer ciclo. Por el contrario, Hg y As sólo se removieron entre el 45.36 % y el 75.48 %, respectivamente, por lo que parte de la concentración inicial de estos elementos permaneció en el agua. Estos porcentajes se obtuvieron mediante la Ecuación 1.

$$\% \text{Remoción} = (C_0 - C_f) \times 100 \quad (1)$$

Donde C_0 es la concentración inicial y C_f el promedio de la concentración final de los elementos analizados.

También, es importante resaltar que los niveles utilizados en estos ensayos fueron muy superiores a los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-127-SSA1-2017, lo que favorece la saturación del CMA.

La disminución en los porcentajes de remoción también puede deberse a que el CMA se satura rápidamente por otros compuestos presentes en el agua residual, disminuyendo su capacidad de adsorción, aunque con las concentraciones de Cd y Pb fue todo lo contrario.

Al igual que en los ensayos con agua sintética, se puede observar una lixiviación de cobalto y de hierro en el agua, los cuales provienen del material activante (ferrita de

cobalto) del CMA. Es importante destacar que, aunque se cuantificó una concentración residual de Co y Fe, estas fueron adsorbidas nuevamente por el carbón, ya que las concentraciones disminuyeron con los ciclos.

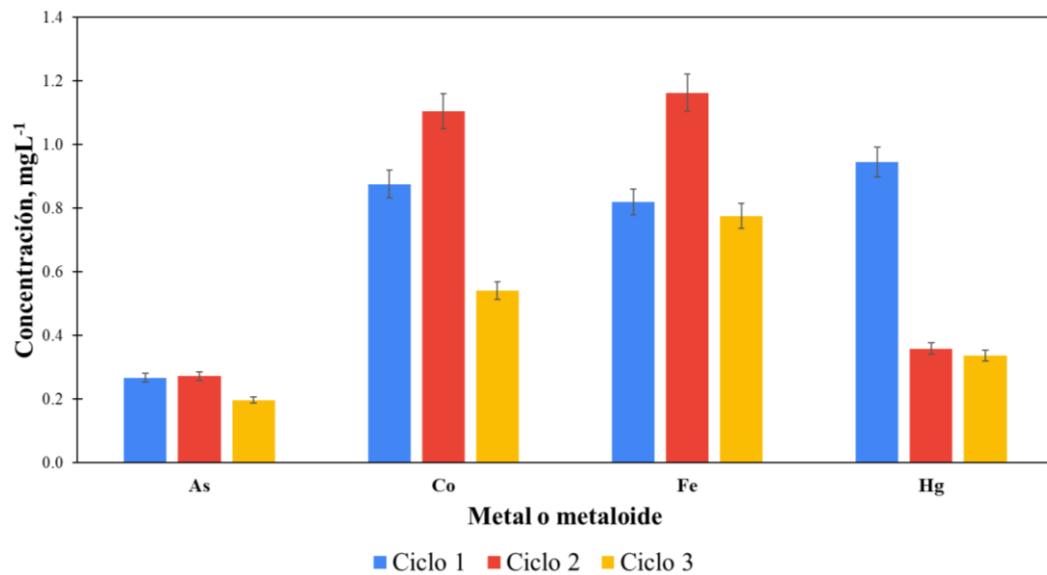


Figura 10. Contenido de metales en los efluentes de los ensayos en columna con 1 g de CMA a una concentración inicial de 1.5 mg L^{-1} de arsénico (As), cobalto (Co), hierro (Fe) y mercurio (Hg) en agua residual.

5.3. Desempeño del CMA y CCo en sistema dispersivo

5.3.1. Remoción de metales en agua residual

Los resultados de los porcentajes de remoción de arsénico en el sistema dispersivo con CMA y CCo en agua residual se presentan en la Figura 11. Se observó una mayor remoción con el CMA que con el carbón comercial de coco (CCo). Los porcentajes de adsorción aumentaron cuando la concentración inicial de As se incrementó de 0.5 a 1.5 mg L^{-1} , alcanzando una remoción de 19.5 hasta 56.5 %, respectivamente.

Por otra parte, en los ensayos con CCo se obtuvieron resultados menores. Cuando el carbón activado fue expuesto a 0.5 y 1.5 mg L^{-1} de As, se alcanzaron remociones del 16.82 y 9.6 %, respectivamente. Sin embargo, cuando el carbón activado fue expuesto a 1 mg L^{-1} de As, se obtuvo una remoción mayor del 39.9 %, comparado con las concentraciones de 0.5 y 1.5 mg L^{-1} . A pesar de ello, no se superaron los porcentajes de remoción obtenidos con el CMA. Es importante resaltar que, cuando se trabaja con agua residual, existe la posibilidad de que el carbón activado se sature debido a otros

compuestos presentes en el agua; sin embargo, el CMA no mostró un efecto de saturación por la presencia de otros compuestos, y, por el contrario, aumentó las eficiencias de remoción de As.

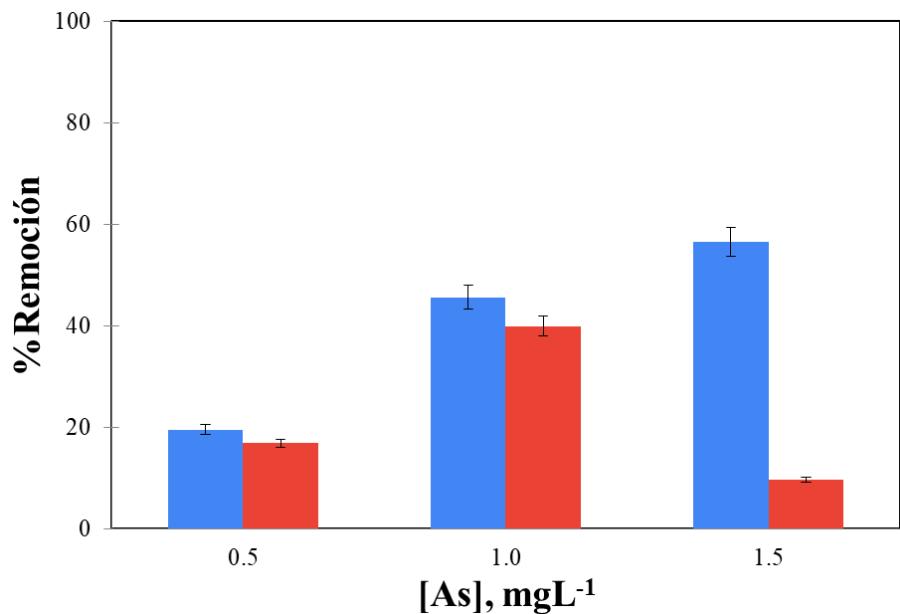


Figura 11. Resultados de los porcentajes de remoción de As (0.5, 1.0 y 1.5 mg L⁻¹) en sistema dispersivo con CMA (1 g) y CCo (1 g) en agua residual. (■) CMA, (■) CCo.

Khanzada et al. (2023) evaluaron la remoción de arsénico con un hidrocarbón realizado a partir de algas, en el cual se mostró la eficiencia de eliminación en un 84.75 %, a una concentración inicial de 0.25 mg L⁻¹ y una cantidad de adsorbente de 1000 mg, sin embargo, conforme la concentración se incrementó se redujo la capacidad adsorbente del carbón activado, dando 34.60 % para una concentración de 2.5 mg L⁻¹. Esto demuestra que el CMA sintetizado en este trabajo posee una mejor capacidad adsorbente, pues a mayores concentraciones del metal tiende a aumentar el porcentaje de remoción.

Los resultados de los ensayos con 0.5, 1 y 1.5 mg L⁻¹ de Cd con CMA y CCo en agua residual se muestran en la Figura 12. En estos experimentos se observaron mayores porcentajes de remoción de Cd con el CCo que con el CMA en los ensayos con 1.5 mg L⁻¹, donde se obtuvo una remoción del 100 % con CCo y 85.5 % con CMA. Sin embargo, el CMA removió un mayor porcentaje de Cd cuando las concentraciones iniciales fueron de 0.5 y 1 mg L⁻¹, comparado con el CCo. Aunque en el ensayo con 1.5 mg L⁻¹ de Cd se hayan obtenido mejores resultados con el CCo, el CMA es competitivo con carbones comerciales, puesto que la diferencia de porcentaje de remoción fue de sólo 14.5 %.

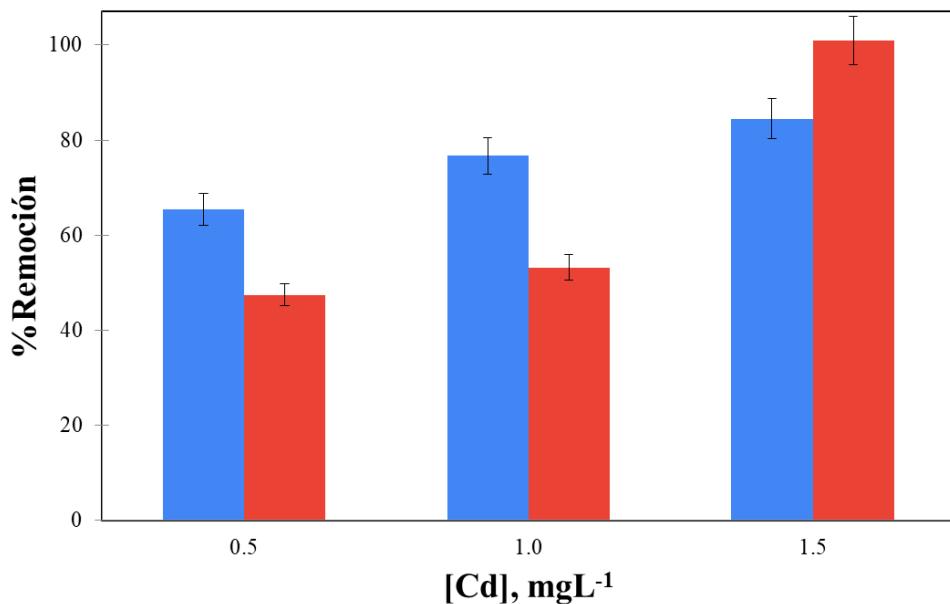


Figura 12. Porcentajes de remoción de Cd (0.5, 1.0 y 1.5 mg L⁻¹) en sistema dispersivo con CMA (1 g) y CCo (1 g) en agua residual. (■) CMA, (■) CCo.

Al-Mahbashi y colaboradores (2023) diseñaron un carbón activado biosorbente de los lodos de una depuradora sostenible, el cual mostró una eficiencia de remoción del 83.9 % para 11 mgL⁻¹ de metales pesados con una dosis de adsorbente de 2.5 g L⁻¹. Al igual que en este estudio, los resultados obtenidos para CMA son mejores que los encontrados en otros carbonos activados.

Por otro lado, los resultados de la remoción de Hg se muestran en la Figura 13. De acuerdo con estos, se obtuvo una adsorción máxima del 21.99 hasta el 65.09 % con el CMA en los ensayos con 0.5 y 1.5 mg L⁻¹ de Hg. Comparado con los ensayos realizados con CCo, se alcanzó una remoción máxima del 30 % con 1.5 mg L⁻¹ de Hg, aproximadamente 50 % menos que con el CMA. En ambos casos, los porcentajes de adsorción aumentaron linealmente en función de la concentración inicial del metal. No obstante, el CMA mostró mejor capacidad de adsorción que el CCo.

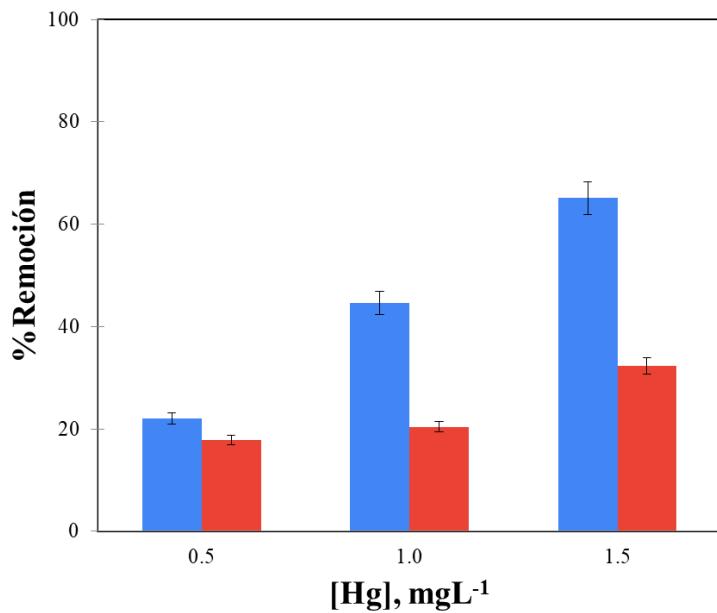


Figura 13. Porcentajes de remoción de Hg (0.5, 1 y 1.5 mg L⁻¹) en sistema dispersivo con CMA (1 g) y CCo (1 g) en agua residual. (■) CMA, (■) CCo.

La remoción de mercurio mediante el uso de carbones activados ha sido abordada por otros autores. Al-Yaari y Saleh (2022) propusieron un adsorbente composite de poliacrilato-carbón modificado que presentó una capacidad máxima de adsorción de 76.30 %, para una concentración de 25 mg L⁻¹, con 3 g de adsorbente, que es relativamente más alta que algunos adsorbentes basados en carbón activado, sin embargo, el CMA propuesto igualmente presenta una mayor capacidad adsorbente que otros carbones comerciales.

Por último, los resultados de los porcentajes de remoción en los ensayos con Pb se muestran en la Figura 14. Los mejores porcentajes se obtuvieron en los ensayos con CMA, alcanzando un 84.98 %, en comparación con el CCo, donde se obtuvo una adsorción máxima del 61.37 % en los ensayos con 1.5 mg L⁻¹ de Pb.

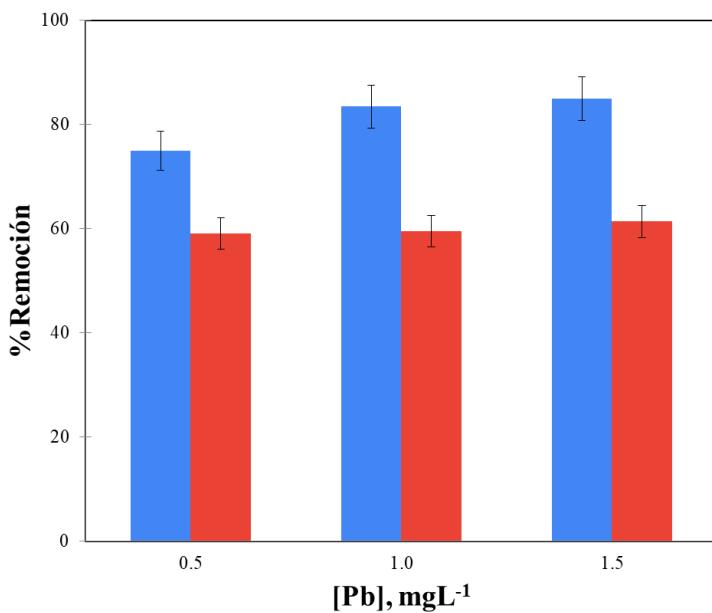


Figura 14. Porcentajes de remoción de Pb (0.5, 1.0 y 1.5 mg L⁻¹) en sistema dispersivo con CMA (1 g) y CCo (1 g) en agua residual. (■) CMA, (■) CCo.

Ghahremani et al. (2021) propusieron nanopartículas de un carbón activado impregnadas sobre agregados ligeros de arcilla expandida para la remoción de plomo a diferentes condiciones experimentales, dando como resultado una eficiencia de 98.84% condiciones óptimas (pH=6, 10 g L⁻¹ de dosis de adsorbente, 100 mg L⁻¹ de concentración inicial y tiempo de contacto igual a 180 min a 298.25 K). Este adsorbente, al igual que el CMA, presentó un buen porcentaje de adsorción para el tratamiento del metal en cuestión para la descontaminación de aguas residuales.

A pesar de las diferencias en los resultados para ambos carbones (CMA y CCo), el CMA mostró mayor capacidad de adsorción de As, Cd, Hg y Pb. Aunque se utilizó una muestra de agua residual, la cual puede presentar una cantidad mayor de interferentes que la muestra sintética, el CMA no se saturó por la presencia de otros contaminantes presentes. Lo anterior fue atribuible a la incorporación de ferrita de cobalto en el carbón, lo que mejoró sus propiedades, comparado con un carbón comercial como el de cáscara de coco.

5.3.2. Remoción de carga orgánica en agua residual

Además de la remoción de metales en agua residual, se evaluó la capacidad del CMA para la remoción de carbono orgánico total (COT), inorgánico (CI) y total (CT), así como nitrógeno total (NT) presentes en agua residual. Además, se evaluó la cantidad de carbono y nitrógeno liberados por el CMA, mediante lavados de éste con agua desionizada. Los resultados de este último bloque de ensayos se muestran en la Figura

15. El CMA mostró una mayor liberación de carbono inorgánico en comparación con el CCo en hasta 3.22 veces. Después de los 3 ciclos, la liberación disminuyó de 2359 hasta 98 mg L⁻¹ de CI con el CMA. Esto se ha asociado con el K₂CO₃ adicionado como activante en el CMA y demuestra que no todo se utilizó para la activación del carbón, lo cual puede ser un parámetro a considerar para la optimización de la síntesis del CMA y alcanzar resultados similares a lo obtenido con el CCo. Este último mostró una liberación menor de 558 hasta 10 mg L⁻¹ de CI.

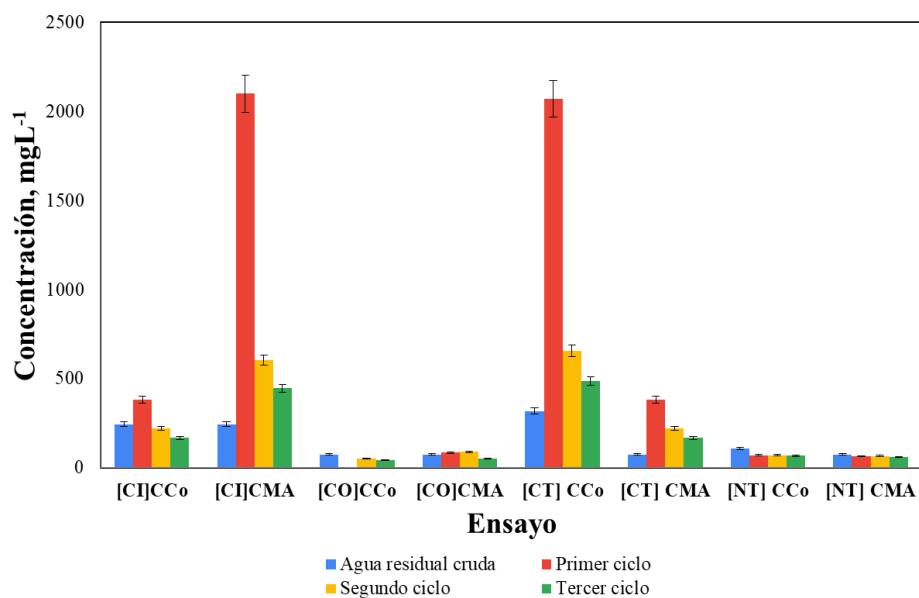


Figura 15. Concentraciones lixiviadas de COT, CT, CI y NT en agua desionizada expuesta al carbón magnético activado (CMA) y el carbón de coco (CCo).

En el caso de las concentraciones de NT, no se mostró una lixiviación importante, comparado con el CI liberado en los ensayos con el CMA y el CCo.

Además de lo anterior, se determinaron las concentraciones de COT, CT, CI y NT en el agua residual, previo a los ensayos con CMA. Los resultados del análisis (Figura 16) mostraron que el agua residual contenía en promedio 119.04 mg L⁻¹ de carbono inorgánico, 89.65 mg L⁻¹ de carbono orgánico total y la suma de carbono orgánico e inorgánico aportó un total de 203.698 mg L⁻¹ de carbono total. Por último, se obtuvo una concentración de nitrógeno total de 56.593 mg L⁻¹.

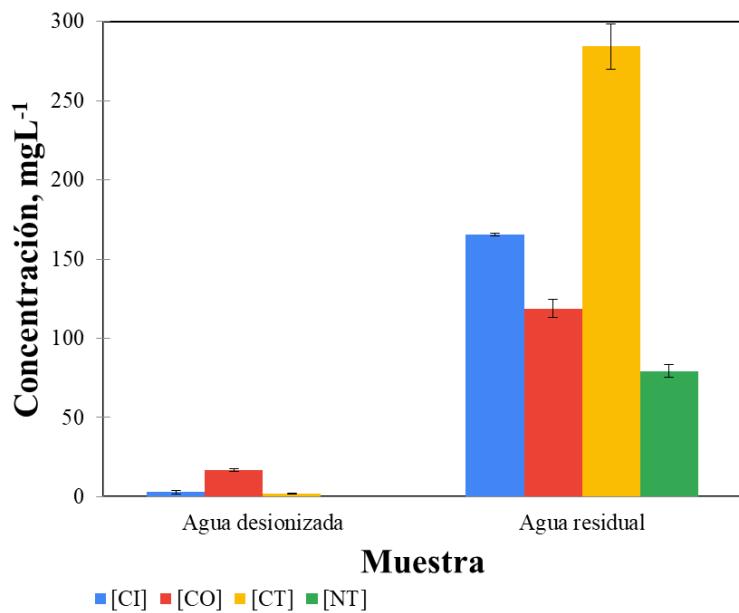


Figura 16. Resultados del análisis de la concentración de CI, CO, CT y NT en agua residual. (■) Carbono inorgánico, (■) Carbono orgánico total, (■) Carbono total y (■) Nitrógeno total.

Los resultados de la remoción de las concentraciones orgánicas en agua residual se muestran en la Figura 17, donde se observa el aumento en la concentración de carbono inorgánico hasta 2099 mg L^{-1} , aunque es importante recordar que en los resultados obtenidos con agua desionizada (Figura 16), se obtuvo una lixiviación de carbono inorgánico en hasta 2359 mg L^{-1} . Estos resultados son un indicativo de que el carbonato de potasio proveniente de la activación del carbón esté lixiviando del CMA; en contraste, el CCo libera cantidades menores de carbono inorgánico e incluso, en el tercer ciclo, se obtuvo una remoción del 30.94 % del carbono inicial presente en el agua residual.

Los resultados del CI indican que es necesario minimizar la cantidad de K_2CO_3 utilizada durante la activación del CMA, de tal forma que se evite la lixiviación del carbonato al agua que se esté estudiando.

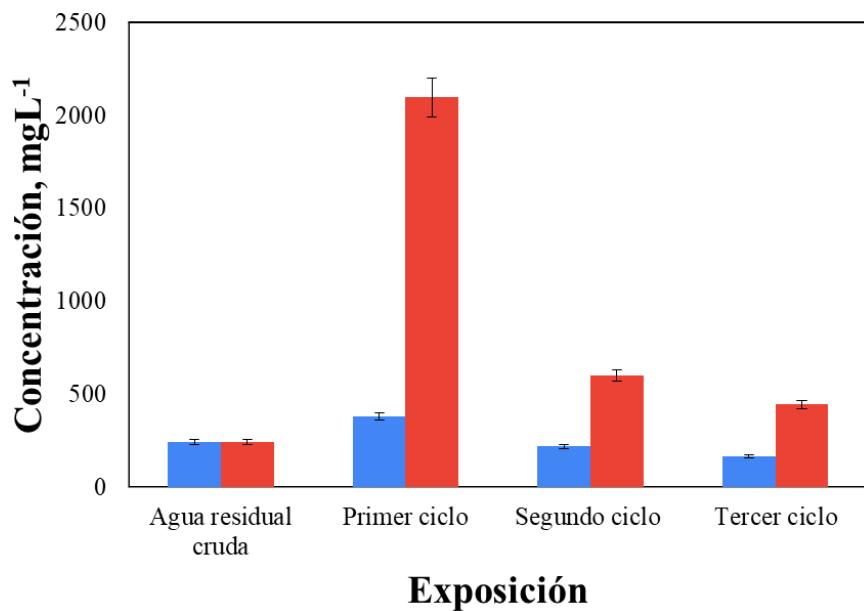


Figura 17. Concentraciones residuales de CI en ensayos dispersivos con carbón de cebada y de coco con agua residual. (■) CCo, (■) CMA.

Los resultados obtenidos de la remoción de COT con CMA y CCo, se muestran en la Figura 18. Las mayores remociones de COT se obtuvieron con el CMA, incluso en el primer ciclo ya no se cuantificaron concentraciones de COT en los efluentes y en el segundo y tercer ciclo, se liberaron 50.6 mg L^{-1} de COT y con el paso de los ciclos fue disminuyendo hasta llegar a 41.5 mg L^{-1} .

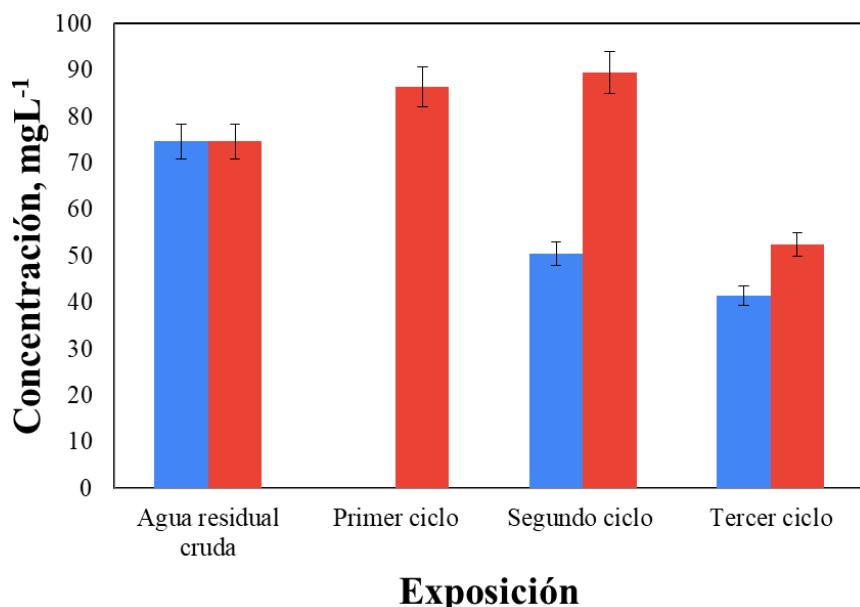


Figura 18. Concentraciones residuales de COT en ensayos dispersivos con CMA y CCo con agua residual. (■) CCo, (■) CMA.

Esto es probable que se deba a la diferencia entre diversos grupos funcionales presentes en las superficies de los carbones, y a la funcionalización magnética del CMA con iones de cobalto y hierro, modificando significativamente la eficiencia reportada para dicho carbón.

Por último, la Figura 19 muestra los resultados obtenidos de la remoción de NT con ambos carbones, demostrando que el CMA mostró mejor desempeño para la adsorción de nitrógeno. Con el CMA se obtuvieron remociones de nitrógeno del 44.71 % y con el CCo se alcanzaron remociones de hasta el 37.37 % en el tercer ciclo. Adicionalmente, el CCo se saturó desde el primer ciclo, ya que se cuantificó una concentración de 71 mg L^{-1} y solo disminuyó 2 mg L^{-1} hasta el tercer ciclo. En el caso del CMA, los niveles de NT disminuyeron en gran medida del primer al tercer ciclo de 64.77 hasta 59.51 mg L^{-1} , por lo que se puede deducir que el CMA no fue saturado como el CCo y mostró mejor desempeño que éste.

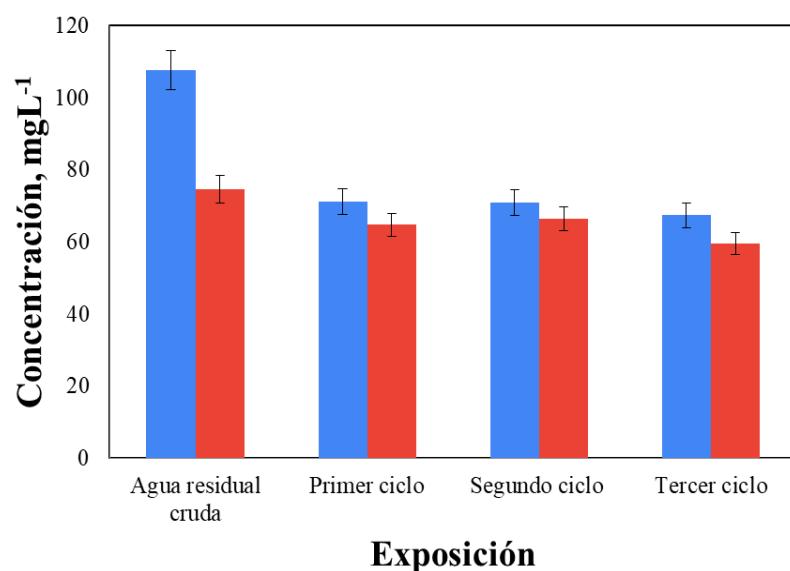


Figura 19. Concentraciones residuales de NT en ensayos dispersivos con CMA y CCo con agua residual. (■) CCo, (■) CMA.

Los resultados de este trabajo demostraron que el CMA sintetizado puede ser competitivo con los CAs comerciales, puesto que, en la mayoría de los ensayos, se obtuvieron mejores resultados que con el CCo. Además, el añadir un material magnético como la ferrita de cobalto mejora la capacidad del CMA para la remoción de contaminantes como los metales pesados y cargas orgánicas de carbono y nitrógeno en agua residual. La liberación de CI puede servir de indicador para la optimización de la síntesis del CMA, en la cual se tendrá como objetivo la reducción de la cantidad de K_2CO_3 utilizado como activante.

6. Conclusiones

Se obtuvo ferrita de cobalto, la cual se caracterizó por ser un sólido cristalino negro y con actividad magnética. Además, mediante pirólisis se sintetizó un CMA a partir del bagazo de cebada y adicionando ferrita de cobalto y carbonato de potasio. Tanto la ferrita de cobalto, como el CMA presentaron actividad magnética al aplicarles un campo magnético externo mediante un imán de neodimio.

La observación de la actividad magnética tanto en la ferrita como en el CMA resalta la viabilidad de este material para aplicaciones futuras, aunque se observó una disminución notable en la fuerza magnética entre ambas sustancias debido a posibles desnaturalezas a temperaturas superiores a 650 °C.

La lixiviación de iones de hierro y cobalto se atribuyó a la ferrita de cobalto añadida, destacando la necesidad de considerar la liberación de estos metales del material activante para su posterior optimización.

El CMA sintetizado en este trabajo mostró mayores porcentajes de remoción para As, Hg y Pb y ligeramente menores para Cd, en comparación con un carbón activado comercial de coco, ambos utilizados en un sistema dispersivo con agua residual.

En los experimentos para determinar carbono orgánico e inorgánico se presentó una lixiviación de carbonato del CMA, la cual proviene del exceso de carbonato de potasio utilizado durante la activación. Por lo que, es necesario disminuir la cantidad de activante en futuras síntesis.

El CMA mostró una mayor capacidad de adsorción de carbono orgánico y de nitrógeno que el carbón activado comercial (CCo).

Los resultados muestran que el CMA obtenido es competitivo con carbones activados comerciales, remueve carga orgánica de carbono y nitrógeno, pero, además, tiene la capacidad de remover diferentes concentraciones de metales pesados. Lo anterior, a pesar de haber cuantificado concentraciones de Cl, Co y Fe lixiviados, que pueden ser optimizadas y consideradas como variables de diseño en las síntesis futuras de CMAs.

7. Referencias

- Abdolmaleki, A., Shiri, F., & Ghasemi, J. B. (2021). Use of Molecular docking as a Decision-Making tool in drug discovery. In *Elsevier eBooks* (pp. 229–243).
<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-822312-3.00010-2>
- Al-Mahbashi, N. M. Y., Kutty, S., Jagaba, A., Al-Nini, A., Sholagberu, A. T., Aldhawi, B. N., & Rathnayake, U. (2023). Sustainable sewage sludge biosorbent activated carbon for remediation of heavy metals: Optimization by response surface methodology. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 8, 100437. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2023.100437>
- Alves, A. T., Lasmar, D. J., De Andrade Miranda, I. P., Da Silva Chaar, J., & Reis, J. D. S. (2021). The potential of activated carbon in the treatment of water for human consumption, a study of the state of the art and its techniques used for its development. *Advances in Bioscience and Biotechnology*, 12(06), 143–153. <https://doi.org/10.4236/abb.2021.126010>
- Al-Yaari, M., & Saleh, T. A. (2022). Mercury Removal from Water Using a Novel Composite of Polyacrylate-Modified Carbon. *ACS Omega*, 7(17), 14820–14831. <https://doi.org/10.1021/acsomega.2c00274>
- An, T., Wu, Y., Xu, B., Zhang, S., Deng, X., Zhang, Y., Siddique, K. H., & Chen, Y. (2021). Nitrogen supply improved plant growth and Cd translocation in maize at the silking and physiological maturity under moderate Cd stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 230, 113137. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.113137>
- Ang, K. L., Li, D., & Nikoloski, A. N. (2017). The effectiveness of ion exchange resins in separating uranium and thorium from rare earth elements in acidic aqueous sulfate media. Part 1. Anionic and cationic resins. *Hydrometallurgy*, 174, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2017.10.011>
- Arora, R. (2019). Adsorption of Heavy Metals—A Review. *Materials Today Proceedings*, 18, 4745–4750. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.07.462>
- Avramidis, P., Nikolaou, K., & Bekiari, V. (2015). Total Organic Carbon and Total Nitrogen in Sediments and Soils: A Comparison of the Wet Oxidation – Titration

- Method with the Combustion-infrared Method. *Agriculture and Agricultural Science Procedia*, 4, 425–430. <https://doi.org/10.1016/j.aaspro.2015.03.048>
- Bamforth, C. W. (2022). The physics and chemistry of beer foam: a review. *European Food Research and Technology*, 249(1), 3–11. <https://doi.org/10.1007/s00217-022-04134-4>
- Bastidas, M., Buelvas, L. M., Márquez, M. I., & Rodríguez, K. (2010). Producción de Carbón Activado a partir de Precursores Carbonosos del Departamento del Cesar, Colombia. *InformacióN TecnolóGica*, 21(3). <https://doi.org/10.4067/s0718-07642010000300010>
- Bisutti, I., Hilke, I., & Raessler, M. (2004). Determination of total organic carbon – an overview of current methods. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 23(10–11), 716–726. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.09.003>
- Bonatto, D. (2021). The diversity of commercially available ale and lager yeast strains and the impact of brewer's preferential yeast choice on the fermentative beer profiles. *Food Research International*, 141, 110125. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2021.110125>
- Buntrock, R. E., & Bolton, J. (2014). Review of the chemistry of beer. *Journal of Chemical Education*, 91(10), 1511–1512. <https://doi.org/10.1021/ed500582x>
- Carrasquer, F. (2018). Estudio de la capacidad de adsorción de lindano presente en corrientes acuosas con materiales nanocarbonosos. Universidad de Zaragoza.
- Carriazo, J. G., Saavedra, M. J., & Molina, M. F. (2010). Propiedades adsorptivas de un carbón activado y determinación de la ecuación de Langmuir empleando materiales de bajo costo. *Educación Química*, 21(3), 224–229. [https://doi.org/10.1016/s0187-893x\(18\)30087-9](https://doi.org/10.1016/s0187-893x(18)30087-9)
- Chan, M. R. a. A., Kasmuri, N., Ahmad, R., Santiagoo, R., & Ramasamy, S. (2021). Comparison between activated carbon and sand filtration method for water quality enhancement: A case study. *IOP Conference Series Earth and Environmental Science*, 646(1), 012050. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/646/1/012050>
- Chávez-Ramos, Kenia, & Bonilla-Martínez, Dalia. (2014). La formación de precipitados bajo el efecto de la acidez en el método de Mohr. *Educación Química*, 25(4), 440–445. Recuperado en 20 de mayo de 2025, de

http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-893X2014000400006&lng=es&tlang=es

Contreras-López, Elizabeth, Jaimez-Ordaz, Judith, Hernández-Madrigal, Tania, Añorve-Morga, Javier, & Beltrán-Hernández, Rosa. (2008). Composición química de cebadas cultivadas bajo diferentes condiciones de labranza en tres localidades del estado de hidalgo, México. *Bioagro*, 20(3), 201-208. Recuperado en 20 de mayo de 2025, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-33612008000300007&lng=es&tlang=es.

Czernicka, M., Puchalski, C., Pawlak, R., Szostek, M., & Szpunar-Krok, E. (2023). Analysis of the Free Amino Acid Profile of Barley Grain from Organic Fertilisation with Ash from Biomass Combustion. *Molecules*, 29(1), 95. <https://doi.org/10.3390/molecules29010095>

De Keukeleire, D. (2000). Fundamentals of beer and hop chemistry. *Química Nova*, 23(1), 108–112. <https://doi.org/10.1590/s0100-40422000000100019>

De La Mora-Orozco, C., Flores-Garnica, J. G., Vega-Ramírez, L. M., González-Acuña, I. J., Nápoles-Armenta, J., & Martínez-Orozco, E. (2020). Total Organic Carbon Assessment in Soils Cultivated with Agave tequilana Weber in Jalisco, Mexico. *Sustainability*, 13(1), 208. <https://doi.org/10.3390/su13010208>

Del Rocío Jacobo García, F. (2018). Aguas residuales urbanas y sus efectos en la comunidad de Paso Blanco, municipio de Jesús María, Aguascalientes. *Revista de El Colegio de San Luis*, 16, 267–293. <https://doi.org/10.21696/rcls19162018760>

Del Rosario Sun-Kou, M., Obregón-Valencia, D., Pinedo-Flores, Á., Paredes-Doig, N. a. L., & Aylas-Orejón, J. (2014). Adsorción de metales pesados empleando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 80(4), 225–236. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v80i4.159>

Fn, C., & Mf, M. (2017). Factors affecting water pollution: a review. *Journal of Ecosystem & Ecography*, 07(01). <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000225>

García-Salazar, E. M. (2019). El agua residual como generadora del espacio de la actividad agrícola en el Valle del Mezquital, Hidalgo, México. *Estudios Sociales Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional*, 29(54). <https://doi.org/10.24836/es.v29i54.741>

Geng, L., Li, M., Zhang, G., & Ye, L. (2022). Barley: a potential cereal for producing healthy and functional foods. *Food Quality and Safety*, 6. <https://doi.org/10.1093/fqsafe/fyac012>

Ghahremani, A., Manteghian, M., & Kazemzadeh, H. (2020). Removing lead from aqueous solution by activated carbon nanoparticle impregnated on lightweight expanded clay aggregate. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(1), 104478. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104478>

Glosario Químico. (2015). UNIQUIM. <https://uni奎im.i奎imica.unam.mx/glosario-químico/>

Grupo Modelo. (2022). Informe ASG Grupo Modelo 2022. Disponible en: https://www.grupomodelo.com/sites/g/files/seuoyk516/files/2023-06/Informe%20ASG%20Grupo%20Modelo%202022_V2_1.pdf.

Guadalupe-Eligio, Filiberto, & Echánove-Huacuja, Flavia. (2016). Mecanismos de financiamiento: caso productores de cebada y trigo en Valle de Santiago, Guanajuato. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 7(6), 1359-1374. Recuperado en 20 de mayo de 2025, de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-09342016000601359&lng=es&tlng=es.

Guerrero, S. E. P., Benítez, R. B., Villa, R. a. S., & Corredor, J. a. G. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia E Ingeniería*, 14(27), 9–18. <https://doi.org/10.31908/19098367.1734>

Guo, B., Zhang, J., Wang, Y., Qiao, X., Xiang, J., & Jin, Y. (2022). Study on CO₂ adsorption capacity and kinetic mechanism of CO₂ adsorbent prepared from fly ash. *Energy*, 263, 125764. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2022.125764>

Guzmán, N. G., Granada, E. V., & Calderon, R. a. A. (2014). Eficiencia de remoción en sistemas de tratamiento de aguas residuales del beneficio de café (*Coffea arabica*). *Colombia Forestal*, 17(2), 151. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2014.2.a02>

Herrero, G. P. (2008). La cualificación terciaria del suelo industrial en Alicante: hacia el diseño de una plataforma logística. *Investigaciones Geográficas*, 47, 27.

<https://doi.org/10.14198/ingeo2008.47.02>

Huang, X., Shi, B., Hao, H., Su, Y., Wu, B., Jia, Z., Wang, C., Wang, Q., Yang, M., & Yu, J. (2020). Identifying the function of activated carbon surface chemical properties in the removability of two common odor compounds. *Water Research*, 178, 115797. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115797>

Huang, Y., Ma, E., & Zhao, G. (2015). Thermal and structure analysis on reaction mechanisms during the preparation of activated carbon fibers by KOH activation from liquefied wood-based fibers. *Industrial Crops and Products*, 69, 447–455. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2015.03.002>

Iorizzo, M., Coppola, F., Letizia, F., Testa, B., & Sorrentino, E. (2021). Role of yeasts in the brewing process: Tradition and innovation. *Processes*, 9(5), 839. <https://doi.org/10.3390/pr9050839>

Kamwilaisak, K., Siripanee, S., Jutakridsada, P., Pimsawat, N., Chokesawatanakit, N., Rittiwut, K., Theerakulpisut, S., Sillanpää, M., & Chindaprasirt, P. (2022). Porosity enhancement of activated carbon by hydrolyzed lignin from black liquor. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 24(8), 2517–2530. <https://doi.org/10.1007/s10098-022-02331-z>

Kapp, R. (2014). Clean Water Act (CWA), US. In *Elsevier eBooks* (pp. 979–981). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-386454-3.00830-7>

Khanzada, A. K., Rizwan, M., Al-Hazmi, H. E., Majtacz, J., Kurniawan, T. A., & Mąkinia, J. (2023). Removal of Arsenic from Wastewater Using Hydrochar Prepared from Red Macroalgae: Investigating Its Adsorption Efficiency and Mechanism. *Water*, 15(21), 3866. <https://doi.org/10.3390/w15213866>

Kuśmierenk, K., Świątkowski, A., Kotkowski, T., Cherbański, R., & Molga, E. (2021). Adsorption on activated carbons from end-of-life tyre pyrolysis for environmental applications. Part II. Adsorption from aqueous phase. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 158, 105206. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2021.105206>

Kwon, J. H., Wilson, L. D., & Sammynaiken, R. (2014). Synthesis and characterization of magnetite and activated carbon binary composites. *Synthetic Metals*, 197, 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.synthmet.2014.08.010>

Lee, H., Hur, J., Hwang, Y., & Shin, H. (2020). A Novel Procedure of Total Organic

Carbon Analysis for Water Samples Containing Suspended Solids with Alkaline Extraction and Homogeneity Evaluation by Turbidity. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(11), 3901. <https://doi.org/10.3390/ijerph17113901>

Lema-Aguirre, A. C., Basantes-Morales, E. R., & Pantoja-Guamán, J. L. (2016). Producción de cebada (*Hordeum vulgare L.*) con urea normal y polimerizada en Pintag, Quito, Ecuador. *Agronomía Mesoamericana*, 28(1), 97. <https://doi.org/10.15517/am.v28i1.22705>

Leyva-Ramos, Mendoza, M. S. B., Barrón, J. M., & Piña, A. A. (2004). Intercambio iónico de Pb(II) en solución acuosa sobre clinoptilolita modificada por intercambio catiónico. *Revista de la Sociedad Química de México*, 48(2), 130–136. http://depa.fquim.unam.mx/amyd/archivero/ARTICULO2_24541.pdf

Li, L. Y., Gong, X., & Abida, O. (2019). Waste-to-resources: Exploratory surface modification of sludge-based activated carbon by nitric acid for heavy metal adsorption. *Waste Management*, 87, 375–386. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.019>

Malvern Panalytical. (2024). Gama Zetasizer Advance. Malvern Panalytical. <https://www.malvernpanalytical.com/es/products/product-range/zetasizer-range/zetasizer-advance-range>

Mathias Hutzler, John P Morrissey, Andreas Laus, Franz Meussdoerffer, Martin Zarnkow, A new hypothesis for the origin of the lager yeast *Saccharomyces pastorianus*, *FEMS Yeast Research*, Volume 23, 2023.

Medina-Saavedra, T., Arroyo-Figueroa, G., Herrera-Méndez, C., Gantes-Alcántar, M., Mexicano-Santoyo, L., & Mexicano-Santoyo, A. (2018). Análisis químico proximal en residuos sólidos de cerveza artesanal y su aceptación en cerdas. *Abanico Veterinario*, 8(3), 86–93.

<https://doi.org/10.21929/abavet2018.83.6>

Moosavi, S., Lai, C. W., Gan, S., Zamiri, G., Pivehzhani, O. A., & Johan, M. R. (2020). Application of Efficient Magnetic Particles and Activated Carbon for Dye Removal from Wastewater. *ACS Omega*, 5(33), 20684–20697.

<https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01905>

Moreno-Santos, Flores-Villaseñor, & Rios-Hurtado, J. C. (2019). Carbón activado: generalidades y aplicaciones. *CienciAcierta*, 22, 88–114.

Naja, G., & Volesky, B. (2014). Biosorption process Fundamentals and a pilot design☆. In Elsevier eBooks. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.09374-x>

Naji, S. Z., & Tye, C. T. (2021). A review of the synthesis of activated carbon for biodiesel production: Precursor, preparation, and modification. *Energy Conversion and Management X*, 13, 100152. <https://doi.org/10.1016/j.ecmx.2021.100152>

Oliveira, L. C., Rios, R., Fabris, J. D., Garg, V., Sapag, K., & Lago, R. M. (2002). Activated carbon/iron oxide magnetic composites for the adsorption of contaminants in water. *Carbon*, 40(12), 2177–2183. [https://doi.org/10.1016/s0008-6223\(02\)00076-3](https://doi.org/10.1016/s0008-6223(02)00076-3)

Peyrovi, M. H., & Parizi, M. A. (2022). The modification of the BET surface area by considering the excluded area of adsorbed molecules. *Physical Chemistry Research*, 10(2), 173–177. <https://doi.org/10.22036/pcr.2021.290859.1924>

Pourhakkak, P., Taghizadeh, A., Taghizadeh, M., Ghaedi, M., & Haghdoost, S. (2021). Fundamentals of adsorption technology. In *Interface science and technology* (pp. 1–70). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-818805-7.00001-1>

Raj, R., Shams, R., Pandey, V. K., Dash, K. K., Singh, P., & Bashir, O. (2023). Barley phytochemicals and health promoting benefits: A comprehensive review. *Journal of Agriculture and Food Research*, 14, 100677. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2023.100677>

Ramos, I. J., Rondón, W., De Astudillo, L. R., De Gáscue, B. R., Prin, J. L., Freire, D., Díaz, Y., Pino, K., & González, O. (2017). Síntesis de carbón activado a partir de epicarpo de *Attalea macrolepis* y su aplicación en la remoción de Pb²⁺ en soluciones acuosas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 33(2), 303–316. <https://doi.org/10.20937/rica.2017.33.02.11>

Rincón, J. & Boves, M. (2013). Eutrofización del lago de Maracaibo: pasado, presente y perspectivas. In K. Sebriant (Eds.), EDILUZ (pp. 311-346). Venezuela: Maracaibo.

Rivadeneira, G. M. (2010). Desarrollo de carbones activados magnéticos para la

recuperación de oro en soluciones de cianuro. *ACI Avances En Ciencias E Ingenierías*, 2(2). <https://doi.org/10.18272/aci.v2i2.34>

Rodríguez Díaz, Yim James, Fuentes Guevara, Miguel David, Beleño Díaz, Óscar David, & Montoya Armenta, Luis Hernando. (2021). Electrocoagulación como alternativa de tratamiento de aguas residuales mixtas originadas en la industria del procesamiento de lácteos y cárnicos. *Tecnura*, 25(67), 26-39. Epub July 13, 2021. <https://doi.org/10.14483/22487638.15769>

Salas, A. P. S., Antunes, M. L. P., Herrera, S. G., Lozano, J. a. V., & Mancini, S. D. (2022). Sostenibilidad en la industria cervecera: una revisión crítica de los residuos generados y su gestión. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 21(2), 1–13. <https://doi.org/10.18684/rbsaa.v21.n2.2023.2167>

Sánchez, Karelly, Colina, Gilberto, Pire, María, Díaz, Altamira, & Carrasquero, Sedolfo. (2013). Adsorption capacity of activated carbon on total chromium from tannery waste. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 36(1), 45-52. Recuperado en 20 de mayo de 2025, de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702013000100007&lng=es&tlng=.

Schreurs, M., Piampongsant, S., Roncoroni, M., Cool, L., Herrera-Malaver, B., Vanderaa, C., Theßeling, F. A., Kreft, Ł., Botzki, A., Malcorps, P., Daenen, L., Wenseleers, T., & Verstrepen, K. J. (2024). Predicting and improving complex beer flavor through machine learning. *Nature Communications*, 15(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-024-46346-0>

Secretaría de Salud (SSA). (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua.

Sevim, F., Lacin, O., Ediz, E. F., & Demir, F. (2020). Adsorption capacity, isotherm, kinetic, and thermodynamic studies on adsorption behavior of malachite green onto natural red clay. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 40(1). <https://doi.org/10.1002/ep.13471>

Sharma, G., Sharma, S., Kumar, A., Lai, C. W., Naushad, M., Shehnaz, N., Iqbal, J., & Stadler, F. J. (2022). Activated carbon as superadsorbent and sustainable material for diverse applications. *Adsorption Science & Technology*, 2022. <https://doi.org/10.1155/2022/4184809>

Shoaib, M., & Al-Swaidan, H. M. (2015). Optimization and characterization of sliced activated carbon prepared from date palm tree fronds by physical activation. *Biomass and Bioenergy*, 73, 124–134. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.12.016>

Singh, G., & Yadav, P. (2021). Hazardous waste characteristics and standard management approaches. In *Elsevier eBooks* (pp. 145–164). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-824344-2.00008-2>

Singh, N., Poonia, T., Siwal, S. S., Srivastav, A. L., Sharma, H. K., & Mittal, S. K. (2022). Challenges of water contamination in urban areas. In *Current directions in water scarcity research* (pp. 173–202). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-91838-1.00008-7>

Singh, R., Andaluri, G., & Pandey, V. C. (2022). Cities' water pollution—Challenges and controls. In *Elsevier eBooks* (pp. 3–22). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-824270-4.00015-8>

Sinkovič, L., Rakszegi, M., Pipan, B., & Meglič, V. (2023). Compositional traits of grains and groats of barley, oat and spelt grown at organic and conventional fields. *Foods*, 12(5), 1054. <https://doi.org/10.3390/foods12051054>

Skoog, D. A.; Leary, J. J. (2014). Principles of Instrumental Analysis. 4th edition. McGraw Hill, (535-567 pp.)

Snapp, S., Sapkota, T. B., Chamberlin, J., Cox, C. M., Gameda, S., Jat, M. L., Marenja, P., Mottaleb, K. A., Negra, C., Senthilkumar, K., Sida, T. S., Singh, U., Stewart, Z. P., Tesfaye, K., & Govaerts, B. (2023). Spatially differentiated nitrogen supply is key in a global food–fertilizer price crisis. *Nature Sustainability*, 6(10), 1268–1278. <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01166-w>

Solís, C.A., Vélez, C.A., & Ramírez-Navas, J.S. (2017). Tecnología de membranas: Ultrafiltración. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 11(22), 26-36. Retrieved May 19, 2025, from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1909-83672017000200026&lng=en&tlng=es.

Tripathy, D. B., & Mishra, A. (2017). Convenient synthesis, characterization and surface active properties of novel cationic gemini surfactants with carbonate linkage based

on C 12 C 18 sat./unsat. fatty acids. *Journal of Applied Research and Technology*, 15(2), 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.jart.2016.12.004>

Tyagi, I., Singh, P., Karri, R. R., Dehghani, M. H., Goscianska, J., Tyagi, K., & Kumar, V. (2022). Sustainable materials for sensing and remediation of toxic pollutants: An overview. In *Elsevier eBooks* (pp. 1–14). <https://doi.org/10.1016/b978-0-323-99425-5.00022-0>

Tymoszuk, M., Mrocze, K., Kalisz, S., & Kubiczek, H. (2019). An investigation of biomass grindability. *Energy*, 183, 116–126. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2019.05.167>

Vaddi, D. R., Malla, R., & Geddapu, S. (2024). Magnetic activated carbon: A promising approach for the removal of methylene blue from wastewater. *Desalination and Water Treatment*, 317, 100146. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100146>

Valdés, H., Sánchez-Polo, M., & Zaror, C. A. (2011). Impacto del tratamiento con ozono sobre las propiedades superficiales del carbón activado. *Ingeniare. Revista Chilena de Ingeniería*, 19(2), 174–185. <https://doi.org/10.4067/s0718-33052011000200003>

Vanderhaegen, B., Neven, H., Verachtert, H., & Derdelinckx, G. (2005). The chemistry of beer aging – a critical review. *Food Chemistry*, 95(3), 357–381. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2005.01.006>

Vidgren, V., Multanen, J., Ruohonen, L., & Londesborough, J. (2010). The temperature dependence of maltose transport in ale and lager strains of brewer's yeast. *FEMS Yeast Research*, 10(4), 402–411. <https://doi.org/10.1111/j.1567-1364.2010.00627.x>

Wang, H., Xu, J., Liu, X., & Sheng, L. (2020). Preparation of straw activated carbon and its application in wastewater treatment: A review. *Journal of Cleaner Production*, 283, 124671. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124671>

Wu, Z., Zhang, H., Ali, E., Shahab, A., Huang, H., Ullah, H., & Zeng, H. (2023). Synthesis of novel magnetic activated carbon for effective Cr(VI) removal via synergistic adsorption and chemical reduction. *Environmental Technology & Innovation*, 30, 103092. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103092>

Yadav, M., Gupta, R., & Sharma, R. K. (2019). Green and sustainable pathways for

wastewater purification. In *Elsevier eBooks* (pp. 355–383).
<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814790-0.00014-4>

Yadav, M., Gupta, R., & Sharma, R. K. (2019b). Green and sustainable pathways for wastewater purification. In *Elsevier eBooks* (pp. 355–383).
<https://doi.org/10.1016/b978-0-12-814790-0.00014-4>

Zhang, S., Tao, L., Jiang, M., Gou, G., & Zhou, Z. (2015). Single-step synthesis of magnetic activated carbon from peanut shell. *Materials Letters*, 157, 281–284.
<https://doi.org/10.1016/j.matlet.2015.05.117>

Zhou, L., Yu, Q., Cui, Y., Xie, F., Li, W., Li, Y., & Chen, M. (2017). Adsorption properties of activated carbon from reed with a high adsorption capacity. *Ecological Engineering*, 102, 443–450.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.02.036>