

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS



**DESARROLLO Y EVALUACIÓN DE CARBÓN ACTIVADO MODIFICADO
CON NANOPARTÍCULAS DE COBRE CON PROPIEDADES
ANTIMICROBIANAS Y DE ABLANDAMIENTO DEL AGUA**

Por

NALLELY VÁZQUEZ GARCÍA

**Como requisito parcial para obtener el Grado de
MAESTRIA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
PROCESOS SUSTENTABLES**

OCTUBRE 2025

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NUEVO LEÓN

FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

SUBDIRECCIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO



**DESARROLLO Y EVALUACIÓN DE CARBÓN ACTIVADO MODIFICADO
CON NANOPARTÍCULAS DE COBRE CON PROPIEDADES
ANTIMICROBIANAS Y DE ABLANDAMIENTO DEL AGUA**

POR

NALLELY VÁZQUEZ GARCÍA

**COMO REQUISITO PARCIAL PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS CON ORIENTACIÓN EN
PROCESOS SUSTENTABLES**

Firma del asesor:

OCTUBRE 2025

RESUMEN

Nallely Vázquez García

Fecha de Obtención de Grado:

Universidad Autónoma de Nuevo León

Facultad de Ciencias Químicas

Título del Estudio: **DESARROLLO Y EVALUACIÓN DE CARBÓN ACTIVADO MODIFICADO CON NANOPARTÍCULAS DE COBRE CON PROPIEDADES ANTIMICROBIANAS Y DE ABLANDAMIENTO DEL AGUA**

Número de páginas: 76

Candidata para el grado de Maestría en Ciencias con Orientación en Procesos Sustentables

Área de Estudio: Procesos Sustentables

Propósito y Método del Estudio: Los residuos orgánicos son ambientalmente viables para el desarrollo de materiales que atiendan problemáticas latentes, como el tratamiento de dureza y microorganismos en aguas superficiales y subterráneas para consumo humano. Con lo anterior se propone la obtención de carbón activado a partir de residuos de café modificado con nanopartículas de cobre, para adsorber los cationes que causan la dureza (Ca^{2+} y Mg^{2+}) y al mismo tiempo inhibir el crecimiento bacteriano. Al material se le realizaron pruebas de caracterización y de adsorción que determinaron el tiempo para alcanzar el equilibrio, la capacidad de adsorción, así como pruebas microbiológicas a fin de determinar su potencial como agente antimicrobiano frente a *E. coli*.

Contribuciones y Conclusiones: El valor de pH_{pcc} de 2.41 establece que en la superficie del material existe una mayor cantidad de sitios ácidos, los cuales fueron atribuidos a la pérdida de protones de grupos carboxílicos identificados mediante análisis de grupos funcionales y FTIR. Los resultados de las pruebas de adsorción mostraron porcentajes de remoción de 36% y 26% para soluciones de Ca^{2+} y Mg^{2+} respectivamente, en un tiempo de equilibrio de adsorción aproximado de 3h. La isoterma de adsorción para Ca^{2+} y Mg^{2+} se ajustaron al modelo de isoterma de Henry y a modelo de isoterma de Langmuir, respectivamente, con valores de R^2 de 0.97. Este material logró cumplir los límites máximos permisibles que dicta la NOM-127-SSA1-2021 para dureza en agua (<500 mg/L). El carbón modificado con NP-Cu no mostró inhibición del crecimiento bacteriano, por lo que es recomendable la búsqueda y aplicación de otro método de síntesis de nanopartículas, que asegure un recubrimiento uniforme y accesible para el microorganismo, además de garantizar estabilidad del cobre sobre el carbón activado y no desencadenar problemas de contaminación de agua.

Firma del asesor:



DEDICATORIAS

A mis padres, Rosa Nelly García Hernández y Avenamar Vázquez Morales, por el esfuerzo que hicieron de darme las herramientas para mi educación y apoyarme en todos mis proyectos, por ser mi ejemplo a seguir, por su amor, sus consejos y su apoyo incondicional para seguir adelante, porque gracias a ellos soy la persona que soy, los amo.

A mi hermano, Alan, por compartir conmigo juegos, risas, lágrimas, momentos que quedan guardados en mi corazón.

A mi novio, David, porque eres parte importante de mi vida, por todo el apoyo y amor que me has brindado.

A mis perritas, Mindy y Bonnie, porque todos los días cambian por completo mi estado de ánimo con solo verlas.

A esas personas con quienes coincidí en este camino, por hacer tan llevadera cada una de las etapas de mi vida y que por decisión propia son y seguirán siendo parte de esta historia, a mis amigos.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi director de tesis, el Dr. Eduardo Soto Regalado por compartir conmigo sus conocimientos, por la asesoría y atención brindada en todo momento por lo cual fue posible realizar este proyecto.

A mi codirectora de tesis, la Dra. Nancy Dávila Guzmán, por su disposición para compartir un poco de su amplia experiencia conmigo, por sus observaciones y atención.

A mi comité tutorial, el Dr. José Rubén Morones Ramírez, la Dra. Margarita Loredo Cancino y el Dr. Carlos Escamilla Alvarado, por sus aportaciones y oportunos comentarios que enriquecieron este trabajo.

A la Dra. Esmeralda García Díaz, por su hospitalidad y asesoría durante mi estancia de investigación en el ICUAP de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

A mis compañeros de posgrado, por compartir un poco de su experiencia, por su amistad y por esas conversaciones que hicieron más llevaderos los días de trabajo.

Agradezco a la Facultad de Ciencias Químicas, al CIBYN, al Tecnológico de Monterrey y a la Universidad Autónoma de Nuevo León por prestarme sus instalaciones y abrirme las puertas para poder desarrollarme profesionalmente, así mismo, agradezco a SECIHTI por su programa de becas, el cual fue de gran apoyo para el desarrollo de este proyecto.

TABLA DE CONTENIDO

Capítulo	Página
RESUMEN	i
1. INTRODUCCIÓN	1
2. ANTECEDENTES	5
2.1 Problema de contaminación del agua	5
2.2 Métodos de potabilización de agua	6
2.3 Importancia de los procesos de adsorción	8
2.4 Uso de carbón activado en tratamiento de agua	9
2.5 Modificación de carbón activado con nanopartículas de Cobre.....	11
2.6 Justificación del Proyecto.....	13
2.7 Descripción del Proyecto.....	13
3. MARCO TEÓRICO	15
3.1 Fundamentos de adsorción	15
3.2 Factores que influyen en la adsorción	16
3.2.1 Propiedades texturales	16
3.2.2 Sitios activos.....	19
3.2.3 pH punto de carga cero.....	20
4. HIPÓTESIS Y OBJETIVOS	21
4.1 Hipótesis	21
4.2 Objetivo General.....	21
4.3 Objetivos Específicos	21
5. MATERIALES Y MÉTODOS	23
5.1 Materiales y Equipos	23
5.1.1 Reactivos	23
5.1.2 Equipos de laboratorio.....	23
5.2 Metodología Experimental	24
5.2.1 Carbón activado de residuos de café	24
5.2.2 Caracterización del material	26
5.2.2.1 Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR)	26
5.2.2.2 Grupos funcionales.....	27
5.2.2.3 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	27
5.2.2.5 Fisisorción de N ₂	28

5.2.3 Experimentos de adsorción en lotes	28
5.2.4 Determinación de dureza total	30
5.2.5 Método de impregnación por goteo.....	30
5.2.6 Pruebas antimicrobianas.....	31
5.2.7 Pruebas de lixiviación	33
5.2.8 Pruebas de reúso	33
6. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	35
6.1 Rendimiento de CACAF	35
6.2 Caracterización del material	36
6.2.1 Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR).....	36
6.2.2 Grupos funcionales	39
6.2.3 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)	40
6.2.4 <i>pH punto de carga cero</i> (pH_{pcc}).....	44
6.2.5 Propiedades texturales	45
6.3 Cinética de adsorción.....	47
6.4 Isotermas de adsorción por lotes	48
6.5 Actividad antimicrobiana	51
6.6 Lixiviación de cobre	53
6.7 Regeneración de carbón activado	54
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	56
REFERENCIAS	58

LISTA DE TABLAS

Tabla	Página
1. Clasificación de la dureza del agua.....	6
2. Propiedades que favorecen el proceso de adsorción.....	16
3. Rendimientos de carbón activado de residuos de café.....	36
4. Bandas FTIR características para CACAF y CA-Cu.....	38
5. Grupos funcionales (mmol g ⁻¹) determinados en CACAF.	40
6. Características texturales CACAF-AC.	46
7. Parámetros cinéticos de adsorción de CaCl ₂ y MgCl ₂	48
8. Coeficientes de los modelos de adsorción.	49
9. Comparación de capacidad de adsorción y % de remoción.....	50
10. Reducción logarítmica de <i>E. coli</i>	52
11. Concentración de Cu lixiviado por lavado de CACAF-Cu	53

LISTA DE FIGURAS

Figura	Página
1. Tipos de isothermas de adsorción física de acuerdo con la IUPAC	17
2. Tipos de bucles de histéresis según la clasificación de la IUPAC.....	18
3. Grupos funcionales oxigenados en la superficie de carbón activado.	19
4. Método de activación de carbón activado de residuos de café	25
5. Método de modificación de CACAF con cobre	31
6. Espectro infrarrojo de CACAF y CACAF-Cu.....	38
7. Grupos funcionales de carbón de residuos de café	39
8. Imágenes SEM de las superficies de los carbones activados.....	42
9. Mapeo elemental (EDS) de la superficie de CACAF-Cu.....	43
10. Espectros EDS matriz de CA impregnada con NP-Cu.....	44
11. Curva de titulación de punto de carga cero de CACAF Cu.....	45
12. Isotherma de adsorción de N ₂ de CACAF-AC.....	46
13. Cinética de adsorción para solución a. Ca ²⁺ y b. Mg ²⁺	47
14. Isothermas de adsorción para solución a. Ca ²⁺ y b. Mg ²⁺	49
15. Método UFC/mL a. Placa control b. Tratamiento CACAF-Cu.....	51
16. Método de difusión en disco Kirby-Bauer.....	52
17. Capacidad de adsorción después de tres ciclos.....	54

NOMENCLATURA

CA	Carbón activado
CACAF	Carbón activado de residuos de café
CACAF-Cu	Carbón activado modificado con cobre
CACAF-AC	Carbón activado modificado HNO ₃ 5 M
C _e	Concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L)
Cu	Cobre
°C	Grados Celsius
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
K	Grados Kelvin
k ₁	Constante cinética del modelo PPO
k ₂	Constante cinética del modelo PSO
K _F , n	Constantes de la isoterma de Freundlich (mg/g)
mg	Miligramo
nm	Nanómetros
NOM	Norma Oficial Mexicana
NP	Nanopartículas
pH _{pcc}	pH punto de carga cero

ppm	Partes por millón (mg/L)
PPO	Modelo de Pseudo Primer Orden
Psi	Libras por pulgada cuadrada
PSO	Modelo de Pseudo Segundo Orden
P_0	Presión requerido para la saturación (N_2)
q_e	Masa de adsorbato removida al equilibrio (mg/g)
q_m, b	Constante de la isoterma de Langmuir (L/mg)
Q_0	Capacidad máxima de cobertura de monocapa (mg/g)
q_t	Masa de adsorbato removida a un tiempo específico (mg/g)
R^2	Coefficiente de determinación
S_{BET}	Área específica (m^2/g)
UFC	Unidad Formadora de Colonias
μL	Microlitros
μn	Micrómetros

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

La actividad humana ha provocado una serie de cambios a los ciclos naturales de la Tierra, en especial al ciclo del agua. Hoy en día, todo el mundo está padeciendo de una crisis hídrica sin precedentes, la falta de agua en cantidad y calidad suficiente representa un problema de carácter urgente.

Particularmente el estado de Nuevo León, ubicado en la zona Noreste de México, se caracteriza por ser semidesértico y con una baja temporada lluvias, la cual se ha visto aún más disminuida con los acelerados efectos del cambio climático (García-González, 2017). Pese a que la entidad es reconocida como un importante sector industrial, también cuenta con muchas zonas con grupos en situaciones vulnerables, por lo que la demanda de otras fuentes de suministro de agua coloca a las aguas superficiales y subterráneas como las principales alternativas de abastecimiento (García-González, 2017).

En la mayoría de los casos, el suministro de estas aguas no pasa por ningún proceso de purificación, por lo que la presencia de patógenos y minerales en ella como es el caso de la dureza permanente dada por iones de calcio Ca^{2+} y magnesio Mg^{2+} , (Air et al., 2021) la convierte en un riesgo inminente para la salud.

De acuerdo con análisis realizados por la CONAGUA, (2023) en Nuevo León hay más de 233 pozos con agua subterránea con altos contenidos de dureza total con un máximo de concentración de hasta 4670 mg/L; en cuanto a la presencia de la bacteria *Escherichia coli* se

reportó su presencia en más de 370 cuerpos de agua superficial donde se registró una concentración máxima de 241,960 UFC/mL.

Conforme lo que dicta la NOM-127-SSA1-2021, los límites permisibles de la calidad del agua establecen un nivel máximo de 500 mg/L para dureza de agua total como CaCO_3 . En cuanto a límites máximos permisibles para microorganismos en el agua, específicamente para la detección de la bacteria *E. coli* (indicador de contaminante fecal), la Norma establece un límite permisible de “<1 UFC/100 mL” (unidades formadoras de colonias por 100 mL), por la técnica de filtración por membrana (DOF, 2022).

Para atacar este problema, existen varias tecnologías para ablandar el agua como puede ser nanofiltración, electrodiálisis, precipitación química, ósmosis inversa, proceso de cal-soda y proceso de intercambio iónico, sin embargo, debido al alto costo energético y de operación que estos conllevan, se convierten en soluciones no muy rentables (Bindhu et al., 2021). No obstante, los procesos de adsorción son un método alternativo que, debido a su simplicidad y eficiencia, logran tratar la dureza del agua (Air et al., 2021).

Dentro de los materiales adsorbentes más reportados destaca el carbón activado (CA), este material posee una alta eficiencia de adsorción debido a su estructura altamente porosa y la química de su superficie, que, aunado a sus bajos costos de producción, lo convierte en uno de materiales más ampliamente usados en la industria del tratamiento del agua (Moosavi et al., 2020).

Prácticamente es posible obtener carbón activado, de cualquier tipo de materia orgánica. Las materias primas que destacan son materiales de desecho de la industria agrícola como cáscaras

de coco, cáscaras de arroz, cáscaras de nuez, huesos de fruta, bagazo de caña, madera, carbón (turba, bituminoso, lignito *etc.*), entre otros (Ganjoo et al., 2023).

El café es una bebida popular producida y consumida en todo el mundo, sin embargo, los residuos que se generan (posos de café) no poseen un valor comercial, por lo que carecen de una gestión y eliminación adecuada. Ante la amplia disponibilidad de esta materia, los residuos de café podrían constituir una fuente sostenible de carbón activado (Palanisami et al., 2021).

El mecanismo de acción del CA en la eliminación de adsorbatos diversos, entre ellos los iones calcio y magnesio que dan al agua dureza, radica en sus grupos funcionales (grupos fosfato, ácidos carboxílicos, grupos hidroxilo y fenoles), los cuales al ser activados químicamente (usualmente con $ZnCl_2$, KOH, NaOH, H_2SO_4 y H_3PO_4) se encargan de la adsorción de iones calcio (Kaur et al., 2023; Karume et al., 2023).

En cuanto a la actividad antimicrobiana para lograr que el carbón activado muestre eficacia, es necesario darle una funcionalización especial (Taha et al., 2020). A largo de los años se ha estudiado la alta efectividad que tienen las nanopartículas (NP) metálicas al exhibir propiedades antibacterianas por su gran relación superficie-volumen, siendo las más prometedoras para la desinfección (Harikumar & Aravind, 2016).

Las NP de metales como plata (Ag) y cobre (Cu) se les han atribuido capacidades de eliminación de microorganismos, dentro de los que destacan *E. coli*, *Staphylococcus aureus*, *Bacillus subtilis* entre otros (Ramyadevi et al., 2012). Las NP pueden unirse a la membrana de las bacterias, especialmente de las gramnegativas, mediante atracción electrostática entre NP cargadas positivamente y células bacterianas cargadas negativamente (dado por lipopolisacáridos y peptidoglicanos), alterando la integridad de la membrana bacteriana logrando disminuir la

movilidad celular del flujo de nutrientes tanto del exterior como del interior de la célula (Abbaszadegan et al., 2015). En el caso del cobre sus formas metálicas e iónicas estimulan el desarrollo de formas reactivas de oxígeno (ROS) que alteran la integridad de la membrana bacteriana, así mismo, son capaces de formar radicales hidroxilos (OH) que dañan las proteínas esenciales y el ADN, por lo que, al disolverse en la superficie de las bacterias, penetra hasta las células, provocando su muerte (Harikumar & Aravind, 2016).

El presente proyecto tiene como objetivo lograr la reducción de dureza, así como la inhibición del crecimiento de microorganismos, principalmente *E. coli* en soluciones acuosas preparadas, a través de la modificación e impregnación de un carbón activado obtenido a partir de residuos de café con sales de cobre, a fin de potencializar su desempeño dentro de un tratamiento de potabilización de agua.

CAPÍTULO 2

ANTECEDENTES

2.1 Problema de contaminación del agua

La escasez y demanda mundial de agua potable ha llevado a la población a recurrir a la utilización de aguas subterráneas (de pozo) y/o aguas superficiales, como la de ríos, lagos o arroyos (Salehi, 2022). Existen muchos lineamientos de calidad que estas aguas no cumplen y significan un riesgo para la salud de las personas, entre las características destaca los altos niveles de dureza y la presencia de patógenos (Kozisek, 2020).

Por definición, la dureza de agua consiste en la presencia de un alto contenido de minerales disueltos, siendo principalmente los cationes de Ca^{2+} y Mg^{2+} los elementos responsables de este problema, pues están presentes de manera natural en rocas sedimentarias y acuíferos que contienen carbonato, la dureza es expresada como la cantidad equivalente de carbonato de calcio (CaCO_3) (Amosa, 2016).

Los iones de calcio y magnesio de manera natural pueden formar bicarbonatos $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ y $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$, los cuales pueden deshacerse con la ebullición del agua, siendo esta dureza temporal; no obstante, cuando estos iones se encuentran en forma de sulfatos, nitratos y cloruros son más difíciles de eliminar, convirtiéndose ahora en agua con dureza permanente, la cual requiere otro tipo de técnica de ablandamiento (Soto, 2010).

A la suma de la dureza temporal y permanente se le denomina dureza total, de acuerdo con la Organización Mundial de la Salud (OMS) “la dureza en el agua se produce por una variedad de iones metálicos polivalentes disueltos, predominantemente cationes de calcio y magnesio, como bicarbonato, carbonato, sulfato, cloruro y nitrato”.

Tabla 1. Clasificación de la dureza del agua (OMS, 2022).

Concentración (mg/L)	Clasificación
0 - 60	Blanda
61 – 120	Moderadamente dura
121 – 180	Dura
> 180	Muy dura

Además de la dureza, otro de los principales problemas de las aguas no tratadas es la presencia microorganismos patógenos. El agua contaminada les proporciona a estos seres el entorno ideal para su desarrollo y reproducción, por lo que estas aguas se convierten en una fuente de diversas enfermedades infecciosas ocasionadas por virus, parásitos y bacterias, siendo estas últimas principales indicadores de la calidad sanitaria, particularmente la bacteria coliforme *E. coli* (Shimabuku-Biadola et al., 2024).

Entre los daños a la salud por una alta ingesta de calcio y magnesio destaca la formación de cálculos renales, infecciones gastrointestinales, sanguíneas o urinarias, etc. (Bindhu et al., 2021). Del mismo modo, el consumo de agua contaminada por patógenos agrava estos padecimientos, llevando incluso a la muerte si no son tratados a tiempo.

2.2 Métodos de potabilización de agua

Existen diferentes métodos para disminuir la dureza del agua como el intercambio iónico, osmosis inversa y precipitación química. En el intercambio iónico se utiliza un ion de remplazo, usualmente Na^+ , depositado en un medio de intercambio (ablandador) siendo este una zeolita o resina sintética, una vez el agua dura pasa sobre este medio, el calcio y magnesio se intercambian

por el sodio, no obstante, el ablandador ahora queda saturado por los iones de la dureza y este deberá reemplazarse (Karlsson-Faudot, 2021).

La osmosis inversa o filtración por membrana consiste en hacer pasar el agua a través de una membrana semipermeable a la cual se le aplicará una presión superior a la presión osmótica de la solución, arrastrando los iones no deseados produciendo agua limpia, sin embargo, Ca^{2+} y Mg^{2+} tienden a precipitar fácilmente como carbonatos o sulfatos por lo que se debe trabajar con un pretratamiento a pH aproximado de 4 para evitar que estas formaciones dañen la membrana (Luján-Esparza, 2015).

La precipitación química implica remover la dureza mediante la adición de reactivos como carbonato de sodio, hidróxido de calcio o hidróxido de sodio para formar precipitados y reducir el calcio como CaCO_3 y el magnesio como $\text{Mg}(\text{OH})_2$, el pH juega un papel importante para su formación a que este debe ser superior a 10 (Dey et al., 2007), no obstante, se genera una considerable cantidad de lodos activos, a los cuales se les debe dar un tratamiento extra de disposición.

En cuanto a la desinfección del agua, la cloración es el método más utilizado, seguido de los tratamientos con ozono y la luz ultravioleta, sin embargo, el riesgo latente de estos métodos es la formación de subproductos peligrosos o DBP's (por sus siglas en inglés) ya que al reaccionar con otros elementos en el agua crean compuestos como trihalometanos y ácidos haloacéticos, los cuales son catalogados como carcinógenos (Yang et al., 2023), además de implicar un alto consumo energético.

Pese a que todos estos tratamientos muestran la eficacia esperada, sus altos costos de operación, mantenimiento y potencial formación de compuestos dañinos para la salud, los llevan a no ser

rentables para todos los sectores de la población, por tanto, se debe recurrir a la búsqueda de otras alternativas accesibles, de bajo riesgo y eficaces.

2.3 Importancia de los procesos de adsorción

En los últimos años, los procesos de adsorción han sido ampliamente estudiados y aplicados a un gran número de analitos de interés. La adsorción consiste en la separación de dos especies a través de la adherencia, de iones, moléculas o átomos (adsorbato), sobre la superficie de un material sólido (adsorbente) por interacciones de tipo físicas o químicas (Sukmana et al., 2021).

La adsorción se ha convertido en un proceso esencial dentro de las industrias, ya que es aplicado principalmente para la eliminación de contaminantes en fase líquida o gaseosa. En la adsorción física se ven involucradas interacciones reversibles, se lleva a cabo a bajas temperaturas y muestra simplicidad en su diseño, (Mahmood Aljamali et al., 2021), por lo que es mayormente empleado, sobre todo en medio acuoso.

A fin de probar la eficacia del proceso, Mubarak y autores (2022), midieron la capacidad de adsorción de zeolitas sintetizadas con caolín y nanopartículas de dióxido de titanio (TiO_2) para la eliminación de metales pesados (Fe III y Mn II) e iones de dureza en aguas subterráneas sintéticas. Para ambos adsorbatos el material mostró altos valores de remoción (82-94%), destacando al efecto del pH como principal responsable puesto que la carga superficial de la zeolita es negativa dado su alto contenido de grupos hidroxilo, viéndose favorecida la adsorción por interacción electrostática en un medio básico con pH 6-9 para la atracción de estos cationes.

Del mismo modo, Ghanbarizadeh y colaboradores (2022) probaron el rendimiento de adsorbentes como zeolita, carbón activado y alúmina, modificados con HCl, NaCl y NaCl-HCl para eliminar la dureza total de agua potable partiendo de una concentración inicial de 520

mg/L como CaCO_3 . Los resultados obtenidos colocaron a la zeolita sin modificar como el mejor adsorbente, ya que con una dosis de 60 g/L, se logró un 93% de remoción de dureza, por su parte, el carbón activado modificado con NaCl-HCl (40 g/L) mostró un porcentaje de remoción de 40% en un tiempo de contacto de 90 min.

Con lo anterior, un adsorbente modificado puede mostrar una buena efectividad de eliminación de iones en agua debido a que es un método de fácil operación y bajo costo de obtención de material.

2.4 Uso de carbón activado en tratamiento de agua

El carbón activado (CA) es considerado el adsorbente universal dado que posee una capacidad de adsorción elevada derivado de su alta porosidad y gran área superficial, siendo aplicado en diversos procesos como el tratamiento de agua (Neme et al., 2022). Según diversos reportes, este material además de remover adsorbatos es capaz de eliminar color, olor e incluso sabor de soluciones contaminadas al entrar en contacto con ellas.

El carbón activado preparado a partir de materiales de desecho, de acuerdo con Kaur *et al.* (2021) es una alternativa viable para generar adsorbentes de bajo costo. Por lo anterior, probaron la remoción de los iones causantes de la dureza en agua de mar (680 ppm CaCO_3) a través del desarrollo de tres tipos de carbones activados: de cáscara de piñon, de corteza de amla y de cascara de jengibre. Los materiales fueron activados químicamente a través de una impregnación con H_3PO_4 al 60% más un neutralizado con NaOH/Bicarbonato. Las pruebas de adsorción mostraron que el carbón de cáscara de piñones tuvo una capacidad de adsorción mayor con un porcentaje de remoción de 90.44%, siendo esta capacidad atribuida a la presencia de grupos funcionales como fosfatos, polifenoles y pérdida de protones en ácidos carboxílicos.

A fin de generar un sistema práctico para la purificación de agua en zonas vulnerables, Madhusa y colaboradores (2022) a través de carbón activado funcionalizado con ácido fosfórico al 50% v/v en fase de vapor (FAC) estudiaron el mecanismo de eliminación de dureza en muestras de agua natural con concentraciones iniciales de 580 a 250 mg L⁻¹. El material logró porcentajes de remoción de dureza de 45 a 60%, el mecanismo de adsorción fue atribuido al pH_{pcc} del FAC (5.9), ya que una carga negativa neta en su superficie y la presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno y fósforo, al entrar en contacto con soluciones con un valor mayor que el pH_{pcc} del carbón, favorecen la adsorción de los cationes Ca²⁺, Mg²⁺ dado por interacciones electrostáticas.

Ahora a partir de un carbón activado de fibra de coco modificado con nanopartículas de cobre, Madhusa y colaboradores (2023) probaron la eficacia de este material de tres formas diferentes: carbón modificado, carbón sin modificar, y una mezcla de ambos en una proporción 10% modificado y 90% sin modificar, esto en la reducción de dureza, eliminación de flúor y actividad antibacteriana como parte de tratamiento de purificación de agua. Para los tres casos, el mejor material resultó ser la mezcla de carbones al 90% y 10% con una relación establecida de 0.1 g de carbón en 100 mL de muestra, siendo este material rentable con la presencia de un pequeño porcentaje de Cu. La remoción de dureza fue de 70% de una concentración inicial de 750 ppm, destacan los grupos funcionales hidroxilo y carboxilo para esta adsorción, no obstante, el diámetro promedio de poro del carbón con cobre también juega un rol importante en el mecanismo de acción ya que este al presentar un diámetro de poro de 2.49 nm, los iones de calcio y magnesio pueden fácilmente establecerse en los poros, pues presentan un diámetro de 0.114 y 0.086 nm respectivamente.

Estos resultados evidencian la eficacia de los materiales carbonosos en purificación de agua doméstica, para un grifo de agua o un filtro portátil.

2.5 Modificación de carbón activado con nanopartículas de cobre

En las últimas décadas, la nanociencia ha evolucionado la forma en la que se resuelven problemas de diferentes campos, logrando crear nuevos materiales o bien, modificar las propiedades de los ya existentes. Con este desarrollo, destaca la generación de nanopartículas (NP), las cuales comúnmente poseen dimensiones que van desde 1 nm hasta 100 nm (Adamo et al., 2017). Existen diversos tipos de NP, siendo las metálicas consideradas de gran importancia para una amplia gama de aplicaciones, especialmente por presentar propiedades antibacterianas, destacando las nanopartículas de cobre dado que, por su menor costo y fácil accesibilidad, se tienen estudiados posibles mecanismos de acción contra bacterias (Prabhu et al., 2017).

Las NP para tratamiento de aguas deben estar soportadas en otros materiales a fin de mejorar su estabilidad y rendimiento, a la vez que le dan una nueva funcionalización al material. Un caso de éxito de esta funcionalización es la que presentaron Arakawa y colaboradores (2020), al desarrollar un método de impregnación al vacío de NP de CuO sobre carbón activado para aplicaciones antibacterianas contra *E. coli* en la purificación de agua; los resultados mostraron una eficaz difusión e impregnación de los metales a través del material al ver una disminución en las propiedades texturales (área superficial 597 – 523 m²/g y volumen de poro 0.35 – 0.33 cm³/g.) del carbón antes y después de su modificación con NP, así mismo, se logró la reducción en el crecimiento de la bacteria mediante experimentos de conteo de colonias (UFC), destacando la muerte celular por las interacciones electroestáticas de las cargas positivas de los iones de cobre frente a grupos cargados negativamente (como compuestos de azufre y fósforo) presentes

en las paredes celulares bacterianas gramnegativas, por lo que, la difusión del Cu produjo un debilitamiento del microorganismo.

Por otro lado, Mahlangu et al. (2022) estudiaron el efecto de inhibición bacteriana a través del uso de carbón activado de fibras del árbol *Platamus occidentalis* activado con ácido sulfúrico, dopado con NP de cobre provenientes de una solución de $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$. Se obtuvo una inhibición de crecimiento completa en la bacteria *E. coli* al observarse fragmentos de la célula en las muestras, lo que indicó que las paredes celulares se rompieron y desintegraron debido a la penetración de los iones Cu^{2+} en la membrana celular por interacciones electrostáticas que provocaron su muerte. Adicionalmente, se probó la estabilidad de las NP de Cu mediante pruebas de lixiviación por espectrometría de masas con plasma acoplado inductivamente, siendo indetectables los iones de Cu^{2+} comprobándose así la estabilidad de las NP en el material carbonoso.

Las nanopartículas de cobre muestran afinidad al estar soportadas en carbones activados principalmente por su elevada porosidad, logrando eliminar bacterias al contacto, sin embargo, para elevar la rentabilidad de este material es importante evaluar diferentes condiciones de operación que le propicien una mayor efectividad a estas nanopartículas.

Basado en lo anterior, Li y colaboradores (2024) determinaron el efecto del pH y reutilización de nanopartículas de CuO soportadas en carbón activado para pruebas antibacterianas en *E. coli* en agua; se encontró una eficiencia de inactivación de 6.0 a 4.3 log UFC/mL a un pH de 7, ya que el cobre al interactuar con el oxígeno del medio forma especies reactivas de oxígeno O_2^- (ROS) los cuales alteraran la función celular. En cuanto a la reutilización del material, después de cuatro ciclos de uso la lixiviación de cobre rondaba en menos de 0.25% por ciclo, para un

quinto se utilizó una solución de ácido sulfúrico 1M para eliminar el CuO de la superficie del carbón, y al impregnar nuevamente estas NP, la tasa de regeneración del material logro un 97%.

2.6 Justificación del Proyecto

La búsqueda de otras fuentes de abastecimiento de agua, han orillado a la población a recurrir a la utilización de agua de pozo y aguas superficiales (ríos, arroyos, lagos) para cubrir sus necesidades básicas, sin embargo, el consumo de agua trae importantes afectaciones en la salud de las personas reportándose principalmente un alto contenido de dureza, así como la presencia de microorganismos patógenos, entre los que destaca la bacteria *Escherichia coli*.

Para atender este problema, es necesario utilizar materiales de bajo costo y de acción rápida, siendo la adsorción con carbón activado una alternativa viable. Este material es obtenido a partir de prácticamente cualquier materia orgánica, además, al ser activado con un agente químico como ácido fosfórico, contribuye a la presencia de grupos funcionales que contienen oxígeno y fósforo que favorecen la adsorción de Ca^{2+} y Mg^{2+} .

Mediante la producción de carbón activado de posos de café, y su posterior modificación con NP de cobre, se pretende que este material contribuya en una de las fases de purificación de un sistema creado para el tratamiento de aguas superficiales y/o subterráneas beneficiando a personas dentro de las regiones vulnerables del estado.

2.7 Descripción del Proyecto

El presente proyecto contempla la modificación de un carbón activado obtenido a partir de residuos de café a través de la impregnación con nanopartículas de cobre, a fin de potencializarlo y lograr la reducción de dureza de agua y la inhibición del crecimiento bacteriano en soluciones acuosas preparadas, mediante la determinación de su capacidad de adsorción y su regeneración

que de cumplimiento con los límites máximos permisibles que dicta la NOM-127-SSA1-2021 para dureza de agua (<500 mg/L) y *E. coli* (<1 UFC/100 mL).

CAPÍTULO 3

MARCO TEÓRICO

3.1 Fundamentos de adsorción

La adsorción consiste en un proceso de separación donde un adsorbato de interés (partículas, iones, moléculas o átomos) conocido como adsorbato, se adhiere en la superficie de un material sólido, siendo este el adsorbente.

La adsorción sucede en regiones específicas de la superficie del sólido, donde se produce la adherencia del analito, siendo determinada por la selectividad/afinidad que este último muestre en los sitios de adsorción del adsorbente.

Existen dos tipos de procesos de adsorción que se pueden presentar según la fuerza de interacción entre el adsorbato y el adsorbente: la quimisorción y la fisisorción (Erkey & Türk, 2021b). La quimisorción se refiere a la formación de enlaces químicos fuertes dado por fuerzas intramoleculares como enlaces covalentes, iónicos y/o metálicos, implicando una mayor energía de activación, es altamente específica, es decir, ocurre solo en sitios activos afines, lo que los convierte generalmente en procesos irreversibles.

Por otro lado, la fisisorción, involucra interacciones débiles (intermoleculares) y no específicas: dipolo-dipolo, apilamiento π , puentes de hidrógeno, fuerzas de Van der Waals, etc., el calor de adsorción es relativamente bajo siendo así procesos reversibles y mayormente rentables, por lo que son preferibles de implementar en diversos campos.

3.2 Factores que influyen en la adsorción

Dado que la adsorción es un proceso que sucede en la superficie del material es importante reconocer las características que la favorecen.

Tabla 2. Factores que favorecen el proceso de adsorción (Pourhakkak et al., 2021).

Propiedad	Descripción
Área superficial	Se trata de la suma del área interna (estructura porosa) y el área externa del material, esta es expresada como m ² /g.
Porosidad	Cavidades (poros) que contiene el adsorbente las cuales pueden medir desde varios nanómetros, hasta una fracción de este.
Tamaño de poro	En un mismo adsorbente puede haber distintos tamaños de poros, sin embargo, el que predomine determina el tamaño de moléculas que pueden ser adsorbidas.
Grupos funcionales	Dependiendo del pH de la solución, estos grupos ceden (sitios ácidos) o aceptan protones (sitios básicos), lo cual favorece la adsorción de cationes o aniones respectivamente.
pH	Este parámetro es sumamente importante para lograr la adsorción, ya que determina si los sitios activos del adsorbente, o el adsorbato están ionizados o no.
Temperatura	La temperatura a la que se lleve a cabo el proceso de adsorción determina si este se logra de manera, total, parcial o nula.

3.2.1 Propiedades texturales

Para determinar el área superficial específica, diámetro promedio y volumen de poro se lleva a cabo el método de fisorción de Nitrógeno (N₂), el cual consiste en saturar la muestra con N₂ a una temperatura cercana a su punto de ebullición, 77K (-196°C). El proceso comienza con la desgasificación del material, es decir, la eliminación de cualquier molécula de humedad, mediante la exposición de la superficie a un vacío generalmente a temperatura elevada (>100°C). El resultado es la obtención de una isoterma de adsorción, la cual se define como una relación matemática entre la masa del soluto absorbido por unidad de masa del adsorbente

en función de la concentración del soluto en la solución, cuando se ha alcanzado el equilibrio a temperatura constante (Thommes et al., 2015).

Las características de la forma de la isoterma están vinculadas a la naturaleza de las interacciones gas-sólido y la porosidad del material. La Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC por sus siglas en inglés) clasificó las isothermas de adsorción en seis tipos (Figura 1). Del mismo modo, la IUPAC ha definido rangos para el tamaño de poro: macroporos >50 nm, mesoporos 2-50 nm y microporos <2 nm (Mou et al., 2021).

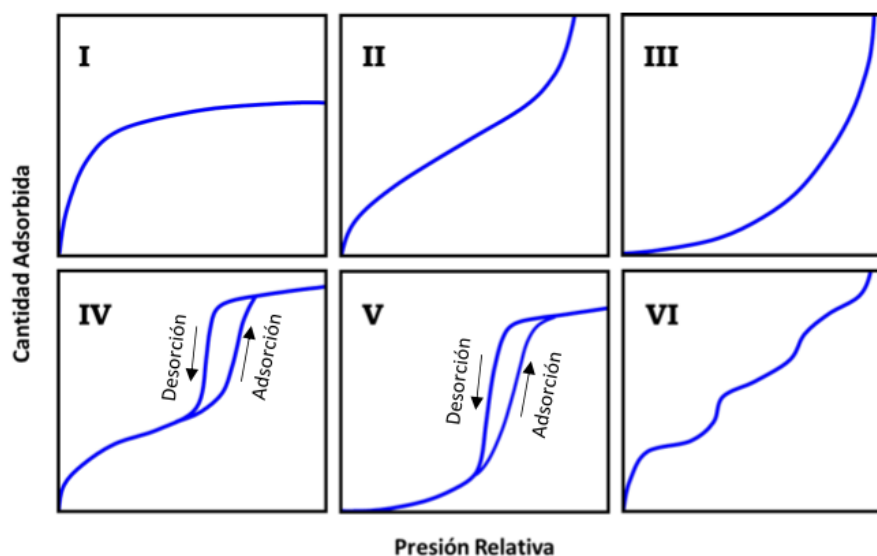


Figura 1. Tipos de isothermas de adsorción física de acuerdo con la clasificación del IUPAC

(Sing et al., 1985).

El método utilizado para la determinación del área superficial es el propuesto por Brauner, Emmet y Teller (BET), en el cual se establece la capacidad de adsorción de mono capa específica, donde se utilizan datos en el rango de 0.05 a 0.3 de presión relativa. Considera que la adsorción tiene lugar en multicapas, aplicable en materiales meso y macroporosos, en el caso de microporos no proporciona datos fiables (Erkey & Türk, 2021a). Para obtener la distribución del diámetro de poro es utilizado el método Barrett, Joyner y Halenda (BJH) aplicado en meso

y macroporos, donde a partir de datos del análisis BET, se aplica la ecuación de Kelvin para “traducir los valores de presión relativa en diámetros de poro y luego se calcula la distribución del tamaño” (Dey et al., 2023).

En las isothermas de adsorción por fisisorción de N_2 se presenta también la desorción, que se refiere a la liberación del adsorbato de la matriz del absorbente, es decir, el proceso contrario a la adsorción. Generalmente, la adsorción y la desorción no tienen el mismo comportamiento, siendo apreciable en la isoterma como dos curvas que no coinciden, a este fenómeno se le conoce como histéresis de adsorción (Thommes et al., 2015).

La IUPAC (1985) clasifica los bucles de histéresis en cuatro tipos (Figura 2), relacionando a cada uno con las características estructurales de los poros y, por tanto, del mecanismo de adsorción que presentan.

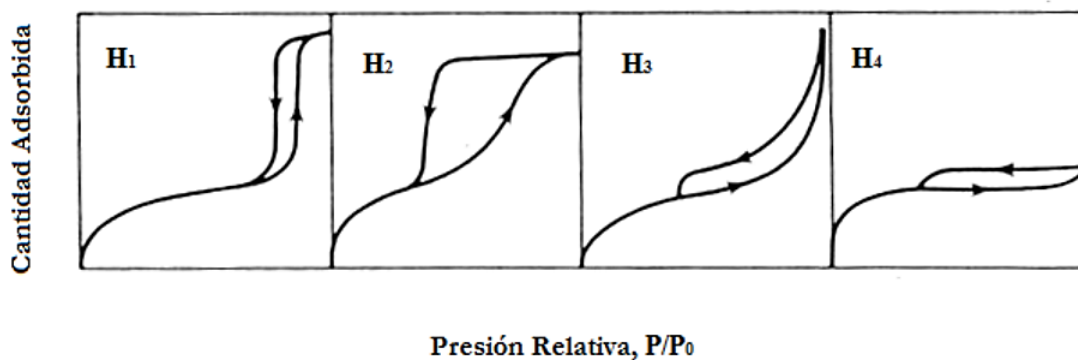


Figura 2. Tipos de bucles de histéresis según la clasificación de la IUPAC (García, 2013).

Los bucles tipo H_1 y H_2 están relacionados a materiales con estructuras porosas ordenadas, no obstante, la diferencia de tamaño en estos bucles radica en el tamaño angosto o muy amplio de los poros respectivamente. En el caso de los bucles H_3 y H_4 no presentan una meseta a valores altos, por lo que son apreciables como placas paralelas o de forma de rejilla, en ellos pueden

existir predominancia de macro y microporos (Sing & Williams, 2004). El tipo H₄ se forma en muchos carbones activados.

3.2.2 Sitios activos

Los materiales adsorbentes además de presentar características físicas que permiten llevar a cabo la adsorción, la química superficial también juega un rol de vital importancia para que surja este proceso. Los sitios activos usualmente se presentan como grupos funcionales, regiones específicas en la superficie del adsorbente conformadas por átomos o arreglos de átomos los cuales se convierten en responsables del comportamiento químico del material y de que ocurra la fijación del ion o molécula (Janu et al., 2021).

Los materiales orgánicos como los carbones activados tienden a tener más de un grupo funcional debido a la naturaleza del material precursor del que se obtienen, o bien, de los productos químicos utilizados en la activación (Demiral et al., 2021).

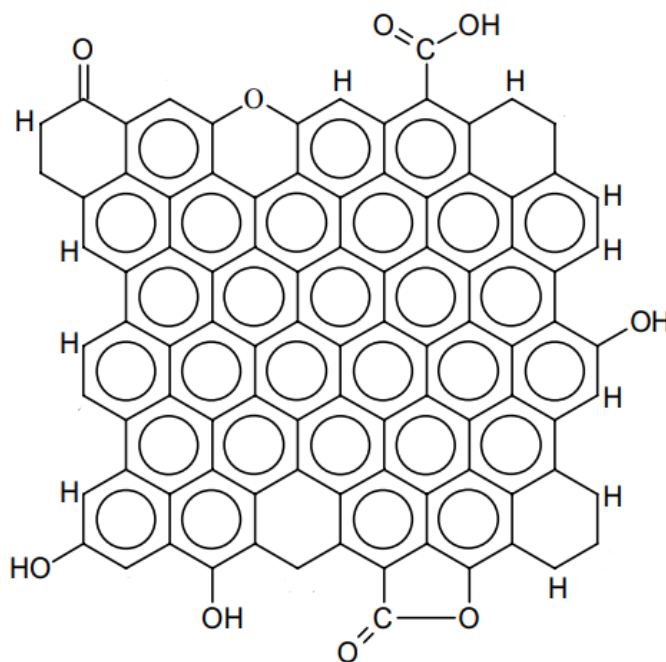


Figura 3. Grupos funcionales oxigenados en la superficie de carbón activado (László, *et al*, 2001).

La presencia de heteroátomos como oxígeno, hidrógeno, nitrógeno, halógenos, azufre, fósforo, etc., le confieren al material un carácter ácido o básico. Estos átomos se integran a los extremos y esquinas de la estructura para formar diversos grupos funcionales. Los grupos ácidos son representados por grupos carbonilo, carboxilo, hidroxilo fenólico, lactona y quinona, el carácter básico se asocia con grupos cromenos, éteres y aminas aromáticos (László et al., 2001).

Para cuantificar y caracterizar los grupos funcionales existen métodos como Boehm o titulaciones potenciométricas que, por reacciones con ácidos y bases fuertes, determinan grupos funcionales ácidos y básicos (Briceño et al., 2007). Otras técnicas analíticas empleadas para la identificación de estos grupos, son: Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR), Espectroscopía de Fotoelectrones de Rayos X (XPS), Resonancia Magnética Nuclear de estado sólido (RMN), etc.

La formación de los grupos funcionales afecta la distribución de cargas superficiales de los materiales, por tanto, el pH juega un papel muy importante en el comportamiento que presentará el adsorbente en soluciones acuosas.

3.2.3 pH punto de carga cero

El punto de carga cero es un valor de pH en el que la carga neta superficial es cero o neutra, es decir, existe la misma cantidad de iones H^+ y OH^- que están adsorbidos en la superficie (Guilhen et al., 2022). Conocer este valor brinda información importante en cuanto a la cantidad de sitios ácidos o básicos que están mayoritariamente distribuidos en el material y así establecer el tipo de comportamiento que tendrá el proceso de adsorción en función de la carga también del soluto de interés, ya que, para adsorber un catión o anión, la carga superficial del material adsorbente debe ser la contraria para producir atracción electrostática.

CAPÍTULO 4

HIPÓTESIS Y OBJETIVOS

4.1 Hipótesis

El carbón activado producido a partir de residuos de café presenta grupos funcionales ácidos con carga negativa, los cuales interactúan con los cationes de Ca^{2+} y Mg^{2+} por lo que logra reducir la dureza, además, mediante su modificación con nanopartículas de cobre presenta actividad antimicrobiana en soluciones acuosas preparadas.

4.2 Objetivo General

Desarrollar y evaluar carbón activado modificado con nanopartículas de cobre en la reducción de dureza y eliminación de *E. coli* en soluciones acuosas preparadas.

4.3 Objetivos Específicos

- Producir carbón activado a partir de residuos de café activados con H_3PO_4 .
- Caracterizar el carbón activado para determinar sus propiedades fisicoquímicas.
- Modificar el carbón activado con nanopartículas de cobre a través del método de impregnación por goteo.
- Estudiar la capacidad y cinética adsorción de dureza en el equilibrio a temperatura ambiente en sistemas en lotes.
- Evaluar el porcentaje de remoción de Ca y Mg y la actividad antimicrobiana para *E. coli* en soluciones acuosas preparadas.

- Determinar la estabilidad de las nanopartículas de Cu en la matriz del carbón activado y probar su reúso.
- Evaluar el desempeño del carbón activado de residuos de café en al menos cuatro ciclos de adsorción-desorción.

CAPÍTULO 5

MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Materiales y Equipos

5.1.1 Reactivos

- Ácido etilendiamino-tetraacético (J.T.Baker®)
- Ácido fosfórico 86.5% (J.T.Baker®)
- Ácido nítrico 66% (J.T.Baker®)
- Agar bacteriológico (BD Bioxon©)
- Agua bidestilada (CTR Scientific©)
- Base de caldo LB de Miller (Sigma-Aldrich©)
- Bromuro de Potasio (Sigma-Aldrich©)
- Cloruro de amonio (J.T.Baker©)
- Cloruro de calcio (Sigma-Aldrich©)
- Cloruro de magnesio (Sigma-Aldrich©)
- Hidróxido de amonio 30% (J.T.Baker©)
- Negro de eriocromo T. (Hycel©)
- Nitrato de cobre (Sigma-Aldrich©)
- Sulfato de cobre (Sigma-Aldrich©)

5.1.2 Equipos de laboratorio

- Analizador Micromeritics TriStar II PLUS

- Autoclave automática Tuttnauer 2840EL
- Campana de bioseguridad A2 LABCONCO
- Espectrómetro FT-IR compacto Bruker ALPHA II
- Espectrómetro de Plasma por Microondas (MP-AES) Agilent Technologies
- Espectrofotómetro UV-Vis Multiskan GO, Thermo Scientific
- Horno tubular GSL-1100X
- Incubadora Lab Companion IB-21E
- Incubadora SHEL LAB/SS15R
- Medidor de pH Orion Star A211, Thermo Scientific
- Microscopio Electrónico de Barrido ZEISS EVO MA 25
- Prensa manual de sobremesa CARVER
- Sistema de Digestión por Microondas Avanzado ETHOS™ EASY
- Tamizadora analítica AS 200 RETSCH
- Titulador automático 809 METROHM

5.2 Metodología Experimental

5.2.1 Carbón activado de residuos de café

Se utilizaron residuos de café obtenidos de la sala de maestros de la Facultad de Ciencias Químicas de la UANL. Para determinar el tamaño de partícula, se realizó un análisis granulométrico el cual consistió en el tamizaje de los residuos de café a través de la tamizadora analítica AS 200 de RETSCH en lapsos de 10 minutos. Se utilizaron tamices de acero inoxidable con un número de malla de 8 a 30 (2.36 – 0.6 mm).

El material seleccionado presentó un tamaño de partícula de 1.7 a 1 mm, y fue activado químicamente con una solución de ácido fosfórico al 50% a través de la impregnación de los residuos de café previo a su carbonización. El método de impregnación consistió en asperjar el material en una relación masa/volumen de 2 g mL⁻¹ dejándolo reposar en un recipiente cerrado durante una hora. Se impregnaron 100 g de residuos de café con una solución de 50 mL de 50% v/v de H₃PO₄.

Después de la impregnación química, fue colocado el material dentro de un tubo de cuarzo en el horno tubular GSL-1100X programado de la siguiente manera: de 25 a 70 °C manteniéndose así por una hora, para posteriormente aumentar 8 °C/min pasando de 70 a 600 °C, siendo esta la temperatura máxima por 90 minutos. El tiempo total del proceso de carbonización fue de 228 minutos (3 horas y 48 minutos).



Figura 4. Método de activación de carbón activado de residuos de café

Durante la carbonización no existió un gas de arrastre (como nitrógeno o argón) que produjera una atmósfera inerte, sin embargo, la concentración de oxígeno se vio disminuida por la formación de gases de combustión como CO, CO₂, N₂ y vapor de agua (Scholz, 2023). El método puede describirse como una “atmosfera inerte autoinducida”, donde su principal ventaja es la reducción de costos al evitar el uso de gases externos.

El proceso de activación anteriormente descrito es catalogado como una activación fisicoquímica, ya que, el precursor fue impregnado mediante un agente químico, seguido de una activación física con gases de combustión que produjeron el carbón activado (Patel et al., 2023).

El carbón obtenido fue denominado CACAF y su rendimiento se calculó como:

$$\text{Rendimiento} = \frac{\text{Masa del producto final}}{\text{Masa inicial del material}} \times 100\% \quad (1)$$

5.2.2 Caracterización del material

A fin de conocer las características físicas y químicas del CACAF se caracterizó mediante Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR), se determinaron grupos funcionales y se observó su morfología mediante Microscopía Electrónica de Barrido (SEM); también se realizó el análisis de pH punto de carga cero (pH_{pcc}), así como la obtención del área superficial específica, volumen y tamaño promedio de poro mediante Fisisorción de N_2 .

5.2.2.1 Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR)

Se realizó la identificación de grupos funcionales del carbón activado a través de Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) con la realización de pastillas de CACAF y CACAF-Cu mezclados con KBr. Con un mortero de ágata se molió el reactivo KBr junto con los materiales en una relación 0.5:100 para obtener una mezcla fina de ambas partículas. El polvo obtenido se colocó en un dado de compresión y con ayuda de una prensa manual, se aplicó una presión aproximada de 7 toneladas para obtener una pastilla que se colocó en el equipo Bruker ALPHA II donde una vez leída la muestra, fue arrojado su espectro de transmitancia (%T) correspondiente.

5.2.2.2 Grupos funcionales

Se determinó la cantidad de grupos funcionales del CACAF mediante el uso del titulador automático 809 de Metrohm. El blanco fue preparado con una solución de 50 mL de NaCl 0.1 M y 1 mL de HCl a 0.1 M esto en una celda de vidrio con tapa perforada, para así introducir el electrodo, el tubo de la solución titulante (NaOH 0.1 M) y la línea de flujo de nitrógeno, esto con agitación constante.

La muestra de carbón fue previamente pulverizada y tamizada entre las mallas 80 y 100, posteriormente se lavó para así retirar el exceso de polvos finos y finalmente fue secada en horno a 100 °C toda la noche. Para el análisis se colocaron 0.1 g del carbón en la celda de vidrio junto con la solución de 50 mL de NaCl 0.1 M y 1 mL de HCl 0.1 M con agitación magnética y flujo de nitrógeno para ser titulada mediante dosificación automática de NaOH a 0.1 M.

5.2.2.3 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

A fin de observar la morfología superficial del carbón activado, se prepararon muestras del material finamente pulverizado y se distribuyó una pequeña porción en cinta de carbono, posteriormente las muestras se colocaron en un portamuestras de disco metálico que se introdujo al interior de la cámara de vacío del Microscopio Electrónico de Barrido ZEISS EVO, donde se observaron a una magnificación de entre 1 000 a 6 000 X, también se determinó la composición química elemental de la superficie mediante el sistema de microanálisis EDS (Espectroscopía de energía dispersiva) equipado en el instrumento.

5.2.2.4 pH punto de carga cero (pH_{pcc})

En una celda de vidrio con tapa perforada se añadieron 45 mL de una solución de nitrato de potasio 0.022 M y 300 μ l de una solución de hidróxido de sodio 1 M. Esta mezcla constituyó el

blanco del experimento, la cual se mantuvo en agitación constante y conectado a una línea de flujo de nitrógeno durante 1 hora. Pasado el tiempo, a través del titulador automático 809 de Metrohm, el blanco se tituló con ácido nítrico.

En otra celda de vidrio, se preparó una mezcla con las mismas cantidades de las soluciones de nitrato de potasio e hidróxido de sodio preparadas en el blanco, añadiendo esta vez 0.1 g de la muestra de carbón pulverizado y tamizado en malla 100 a la celda. La disolución se agitó por 4 horas pasando la línea de flujo de nitrógeno y fue titulada del mismo modo que el blanco.

5.2.2.5 Fisisorción de N_2

Mediante el equipo de fisisorción Micromeritics TriStar II Plus, se determinaron las características texturales del carbón activado modificado con ácido nítrico, siendo éstas el área superficial, el volumen y diámetro de poro. La isoterma de adsorción y desorción obtenida permite clasificar el tipo de porosidad e histéresis que posee el material según la clasificación dada por la IUPAC 1985.

5.2.3 Experimentos de adsorción en lotes

Se prepararon dos soluciones de un litro de agua dura sintética con 1.9 g y 2.7 g de los reactivos $CaCl_2$ y $MgCl_2$ respectivamente, para una concentración de 700 ppm. El pH inicial de las soluciones quedó en un rango entre 6.6 y 6.7.

Para la cinética de adsorción se colocaron 0.1g de CACAF en 10mL de solución de $CaCl_2$ y $MgCl_2$ a diez tiempos diferentes (15 min, 30min, 1h, 1:30h, 2h, 4h, 6h 8h, 15h y 24h), bajo condiciones de agitación en la incubadora SHEL LAB/SS15R a 225 rpm a 25 °C, las pruebas se realizaron por duplicado. Pasado el tiempo, el material se filtró mediante el uso de papel filtro cuantitativo y embudos de vidrio; a la solución se le determino la dureza total.

Los datos experimentales se ajustaron a modelos matemáticos de Pseudo-Primer Orden (PPO) (ecuación 2) y Pseudo-Segundo Orden (PSO) (ecuación 3):

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad (2)$$

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t}) \quad (3)$$

Donde q_t es la capacidad de adsorción a un tiempo específico (mg/g), t es el tiempo y k_1 y k_2 son las constantes cinéticas del modelo PPO y PSO.

Las isothermas de adsorción se realizaron por duplicado, se utilizó 0.1 g de adsorbente en 10 mL solución de CaCl_2 y MgCl_2 con concentraciones iniciales de 50 a 900 ppm después de un tiempo de equilibrio de 24 horas, bajo condiciones de agitación de 225 rpm a 25 °C. La capacidad de adsorción se calculó según la ecuación 4:

$$q_e = \frac{C_0 - C_e}{m} V \quad (4)$$

Donde q_e es la capacidad de adsorción (mg/g) C_0 es la concentración inicial y C_e la concentración en el equilibrio en la solución (mg/L), m es la masa del adsorbente (g) y V es el volumen de la solución (L).

Para describir el mecanismo y/o el sistema del proceso de adsorción, los datos experimentales se analizaron mediante los modelos de isoterma de adsorción de Langmuir y Henry que se muestran en las Ecuaciones 5 y 6 respectivamente:

$$q_e = \frac{Q_0 b C_e}{1 + b C_e} \quad (5)$$

$$q_e = K_{HE} C_e \quad (6)$$

Donde C_e es la concentración del adsorbato en el equilibrio (mg/L) y b y K_{HE} son las constantes de cada modelo.

5.2.4 Determinación de dureza total

La determinación de la dureza se realizó a través de titulaciones con EDTA (ácido etilendiamino-tetraacético) el cual propicia la formación de complejos con los iones de Ca^{2+} y Mg^{2+} bloqueando su interacción con otros componentes del agua y así medirlos con precisión. Del mismo modo se utilizó el indicador de color negro de Eriocromo T para dureza total, adicionado con un buffer a pH 10 (tampón de cloruro amónico/amoniaco) el cual pasa la muestra de agua de un tono rojo/rosado a uno azul oscuro (Harris, 2003).

La ecuación de dureza total es expresada como Carbonato de calcio ($CaCO_3$):

$$\text{ppm } CaCO_3(\text{dureza total}) = \frac{\text{Vol (EDTA gastado mL)} * M(\text{EDTA}) * 50 \frac{\text{mgCaCO}_3}{\text{eqCaCO}_3} \frac{1000\text{mL}}{1\text{L}}}{\text{Vol (mL muestra)}} \quad (7)$$

5.2.5 Método de impregnación por goteo

En la modificación del CACAF con Cobre, se utilizó el método de impregnación por goteo. Esta técnica consistió en preparar una solución de 20 mL de sal $CuSO_4$ 1% la cual se añadió gota a gota en el material esparcido sobre una superficie plana, a fin de favorecer la impregnación total de éste. La aplicación fue dividida en dos partes, se tomó primero la mitad de la solución y se dejó reposar por 24 h secando a temperatura ambiente, el proceso se repitió con la solución restante. Al material obtenido se le aplicó un tratamiento térmico a 350°C por 6 h en un horno de flujo de N_2 para mejorar la impregnación del metal en la superficie del carbón y garantizar la reducción completa de los óxidos de Cu (Arakawa et al., 2020). El nuevo carbón obtenido fue nombrado como CACAF-Cu.



Figura 5. Método de modificación de CACAF con cobre.

5.2.6 Pruebas antimicrobianas

Para el medio de cultivo utilizado en las pruebas antimicrobianas se preparó lo siguiente: en dos matraces Erlenmeyer de 250 mL se pesaron 5 g de la base de caldo Luria-Bertani (LB), se añadió 180 mL de agua destilada en cada uno y se mezcló hasta disolver por completo, posteriormente se prepararon soluciones de 20mL de CaCl_2 y MgCl_2 a una concentración de 700pm. Las cuatro soluciones fueron sometidas a esterilización en autoclave a condiciones estándar de 121°C y 15 psi durante 15 min, después de dejar enfriar a temperatura ambiente, se mezclaron y se obtuvieron dos soluciones: medio LB de CaCl_2 y medio de LB de MgCl_2 de 200 mL cada una.

Para las pruebas antimicrobianas, primero se preparó un preinóculo de *E. coli* ATCC 11229 en un tubo de medio LB fresco, se incubó a 37°C, 150 rpm overnight. Transcurrido el tiempo de incubación se resembró la bacteria en un tubo con 5 mL de LB fresco y se incubó hasta que alcanzó una densidad óptica de 0.12 ± 0.02 a 600 nm (equivalente a una concentración de 1×10^7 UFC/mL). Posteriormente, en un tubo de 1.5 mL se agregó la cantidad necesaria de CACAF-Cu para una concentración final de 10 mg/mL y la cantidad necesaria de bacteria para una concentración de 1×10^5 UFC/mL a un volumen final de 1000 μL . Las pruebas se realizaron en los siguientes medios de cultivo: 1) CACAF-Cu en LB+Ca, 2) CACAF-Cu en LB+Mg, 3) Control de crecimiento (LB sin tratamientos). Todas las pruebas antimicrobianas se realizaron

por triplicado con su respectivo control de crecimiento y esterilidad, incubadas a 37°C, 150 rpm por 24 h.

Posterior al tiempo de incubación se realizó un conteo de unidades formadoras de colonias para conocer el posible efecto antimicrobiano del compuesto CACAF-Cu. A partir del grupo de tratamiento se realizaron 6 diluciones seriadas 1:10. De cada una de estas diluciones se toman 10 µL de cultivo y se siembran en una caja Petri debidamente etiquetada para cada grupo de tratamiento y dilución. Después se incubaron dichas cajas a 37 °C por 24 horas para el crecimiento de la bacteria y su posterior conteo de UFC/mL. Transcurrido el tiempo de incubación se realizó el conteo de UFC en la última dilución con crecimiento.

El cálculo para las UFC/mL se realizó con la siguiente ecuación:

$$\text{UFC/mL} = C(100)(F.D) \quad (8)$$

Donde C es el número de colonias contadas, 100 es el factor de conversión µL a mL y F.D es el factor de dilución donde se realizó el conteo de las colonias.

También se probó el método de difusión en disco Kirby-Bauer para determinar la sensibilidad del *E. coli*, frente a CACAF-Cu, para ello se sembró 1000 µL de la bacteria previamente inoculada sobre agar bacteriológico mediante extensión uniforme con una varilla esterilizada, posteriormente se impregnaron 10 µL del carbón activado pulverizado y diluido en medio LB con concentración de 10 mg/mL sobre la superficie de la placa de agar inoculada. La prueba se realizó por triplicado con su respectivo control de crecimiento y esterilidad, incubadas a 37°C por 24 h.

El resultado del método es la formación de un halo de inhibición alrededor de la solución de CACAF-Cu, conforme al diámetro del halo (mm) este se clasifica en sensible (S), intermedio (I) o resistente (R).

5.2.7 Pruebas de lixiviación

Para las pruebas de lixiviación del cobre del CACAF modificado, se lavó el material con agua desionizada, posteriormente se filtró y esta agua de lavado fue analizada mediante el uso de un espectrómetro de plasma por microondas (MP-AES). Previo a la toma de la lectura de la concentración, se trabajó con una curva de calibración partiendo de una solución estándar de cobre ($\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$).

De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-127-SSA1-2021), el límite máximo permisible de cobre en agua es de 2.00 mg/L. Es importante respetar este límite ya que el cobre es un elemento bioacumulable y su presencia en elevadas concentraciones dentro del cuerpo humano puede conducir a daño hepático, anemia, ictericia, dolor abdominal, diarrea, vómitos y dolor muscular (Alloway, 2013).

5.2.8 Pruebas de reúso

A fin de determinar el reúso, se sometió el carbón activado a un tratamiento ácido el cual permite desorber las especies atrapadas en la superficie del material, y por tanto regenerar su capacidad de adsorción. El proceso consistió en sumergir 5 g de CACAF usado en una solución de 100 mL de HNO_3 5 M bajo un sistema de digestión por microondas a 130 °C durante 15 min.

Al nuevo material obtenido se le denominó CACAF-AC, el cual posteriormente se lavó con agua desionizada para retirar el exceso de ácido; el agua de lavados se conservó y se añadió una solución de NaOH 0.1 M hasta subir el pH a 12, a fin de observar turbidez en el agua o formación

de precipitados, los cuales indican la presencia de los adsorbatos Ca^{2+} y Mg^{2+} , que precipitan como $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y $\text{Mg}(\text{OH})_2$ insolubles a pH alcalinos, al no formarse estos precipitados, se garantiza la regeneración del material.

Finalmente, para determinar la capacidad de adsorción, se realizaron de nueva cuenta isothermas de adsorción con concentraciones iniciales de 50 a 900 ppm, bajo las condiciones descritas en el apartado 5.2.3, para comparar la capacidad de adsorción y el porcentaje de eliminación de Ca^{2+} y Mg^{2+} con el CACAF sin usar. Después de este ciclo, se sumergió nuevamente el material en la solución de HNO_3 5 M para remover los iones sin el uso de microondas, y se repitieron las pruebas de adsorción para un segundo y hasta un tercer ciclo de reuso.

CAPÍTULO 6

RESULTADOS Y DISCUSIONES

6.1 Rendimiento de CACAF

Posterior a la carbonización del material se notó un ligero cambio de tamaño de partícula, siendo este de entre de 1.4 y 0.6 mm. Durante el proceso de carbonización se reduce el tamaño de partícula del precursor, de acuerdo con Glushkov et al. (2023) las altas temperaturas de carbonización (>400 °C) propician la pérdida de volátiles, la desintegración de la estructura original y la formación de cenizas.

La masa inicial de residuos de café fue de 100 g, posterior a la carbonización esta cantidad se redujo, representando un rendimiento del 54.61%. De acuerdo con Zhang et al. (2020) a medida que la temperatura aumenta (300 a 400 °C) los rendimientos de biocarbón disminuyen drásticamente, esto debido a la eliminación de componentes complejos como celulosa y hemicelulosa, los cuales están presentes en abundancia en la cascara y borra de café.

La activación que recibe el material (química o física), así como las temperaturas de carbonización influyen directamente en el rendimiento. El presente carbón mostró un rendimiento menor al promedio de los rendimientos de carbones activados obtenidos también de residuos de café (Tabla 3), siendo la principal diferencia el uso de una activación fisicoquímica en el CACAF.

Tabla 3. Comparación de rendimientos de carbón activado de residuos de café.

Agente activador	Temperatura (C°)	Rendimiento (%)	Referencia
Cocalcinación con CaCO ₃	850	41.0	(Figuroa Campos et al., 2021)
HCl 0.1 M	450	86.3	(Maysarah et al., 2023)
CO ₂	600	28 -30	(Yuliusman et al., 2017)
ZnCl ₂ 1 M	800	92-93	(Yuliusman et al., 2017)
Ácido fosfórico 50%	600	54.61	<i>Este estudio</i>

La activación fisicoquímica es un procedimiento en el que en una sola etapa se activa tanto química como físicamente el carbón activado. El tratamiento del precursor (residuos del café) con un activador químico provoca cambios en sus compuestos orgánicos, desde el rompimiento de los enlaces aromáticos de la lignina, hasta la degradación de macromoléculas como hemicelulosa y la celulosa; la carbonización posterior define las características texturales, así como la química superficial del carbón (Zhu et al., 2022).

6.2 Caracterización del material

6.2.1 Espectroscopía Infrarroja de Transformada de Fourier (FTIR)

El análisis FTIR mostró la presencia del estiramiento OH del grupo alcohol a 3400 cm⁻¹ en ambas muestras (CACAF y CACAF-Cu), no obstante, se observa una banda más pronunciada en CACAF, lo que sugiere, la existencia de humedad en la muestra.

A 2900 cm⁻¹ se observan dos picos de C-H, correspondientes al estiramiento asimétrico y simétrico de alcanos (Palanisami, et al., 2021) mayormente pronunciados en la muestra de CACAF. De acuerdo con Campbell y autores (2024) a temperaturas superiores a 600 °C, es posible que este grupo funcional se pierda o sufra malformaciones, pese a que no fue el caso en

ninguno de los materiales, la aplicación de un tratamiento térmico extra para CACAF-Cu (350 °C), tendría que ver en la reducción de los picos de este estiramiento.

La banda aproximada a los 2340 cm^{-1} está atribuida a la formación de CO_2 atmosférico “atrapado” en la muestra (Berthomieu & Hienerwadel, 2009), en este caso en la pastilla de KBr.

La muestra de CACAF, presenta un pico corto en el rango de 1743 cm^{-1} , el cual de acuerdo con literatura se asignan generalmente a estiramientos del grupo carbonilo $\text{C}=\text{O}$, que propicia la formación de cetonas, aldehídos y grupos funcionales carboxilo (Wan Yussof et al., 2025). En CACAF-Cu este pico desaparece debido a la interacción del Cu con grupos oxigenados como carbonilos, el cual hace que la banda se desplace, debilite o enmascare por una posible formación ahora de CuO (Sartoretti et al., 2023).

Las bandas en 1600 cm^{-1} y 1400 cm^{-1} corresponden a vibraciones $\text{C}=\text{C}$ de anillos aromáticos y deformaciones de $\text{C}-\text{H}$, respectivamente, para ambos carbonos (Rojas-Morales et al., 2016).

La aparición de los enlaces fósforo doble enlace oxígeno y oxígeno fosforo oxígeno se observó en las bandas cercanas a los 1100 -1200 cm^{-1} de ambas muestras, provenientes del agente activador utilizado para el carbón (H_3PO_4) (Aouay et al., 2024).

Por último, se confirma la formación del enlace CuO en la muestra CACAF-Cu con la aparición de una banda intensa en 793 cm^{-1} debido a la modificación del material con cobre (Karimzadeh et al., 2018).

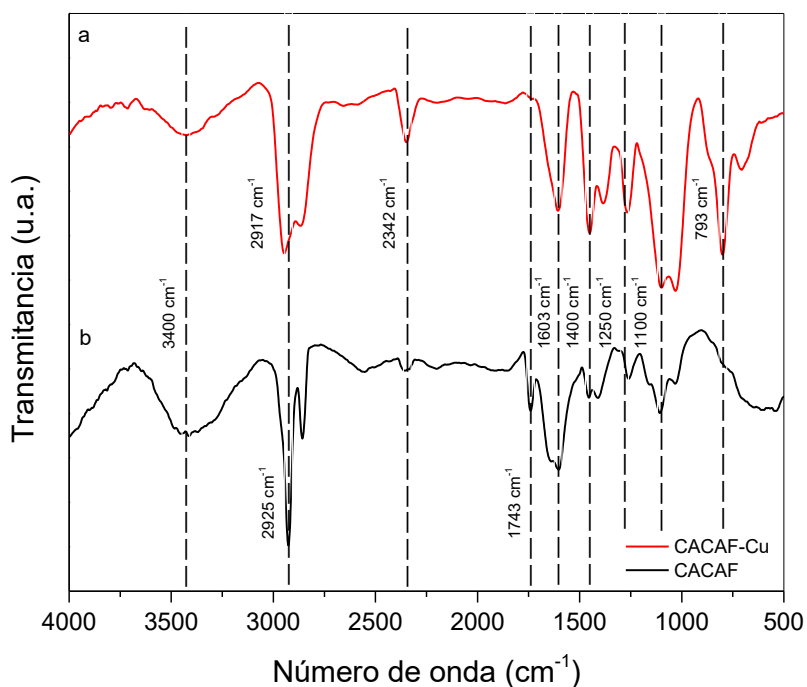


Figura 6. Espectro infrarrojo de **a.** CACAF y **b.** CACAF-Cu.

A continuación, se resumen las bandas identificadas correspondientes a cada carbón activado:

Tabla 4. Bandas FTIR características para CACAF y CACAF-Cu

Enlace	CACAF (cm⁻¹)	CACAF-Cu (cm⁻¹)
Estiramiento O-H	3400	3400
Estiramiento asimétrico C-H	2925	2917
Dióxido de carbono estiramiento C=O	–	2342
Estiramiento C=O	1741	–
Vibración C=C	1603	1603
Deformación C-H	1400	1400
Estiramiento P=O	1250	1250
Estiramiento C-O-P	1100	1100
Estiramiento Cu-O	–	793

Con lo anterior, se destaca que el material CACAF presenta al grupo carbonilo el cual es responsable de la formación de grupos funcionales ácidos como cetonas, aldehídos, lactonas o

grupos carboxilo, siendo esta una ventaja ante la búsqueda de la adsorción de elementos catiónicos (Ca^{2+} y Mg^{2+}) predominando como mecanismo de adsorción una interacción electrostática entre el catión y la superficie con grupos funcionales negativos.

6.2.2 Grupos funcionales

La distribución de los grupos funcionales del carbón de residuos de café obtenido (Figura 7) muestra en mayor medida la presencia de ácidos carboxílicos.

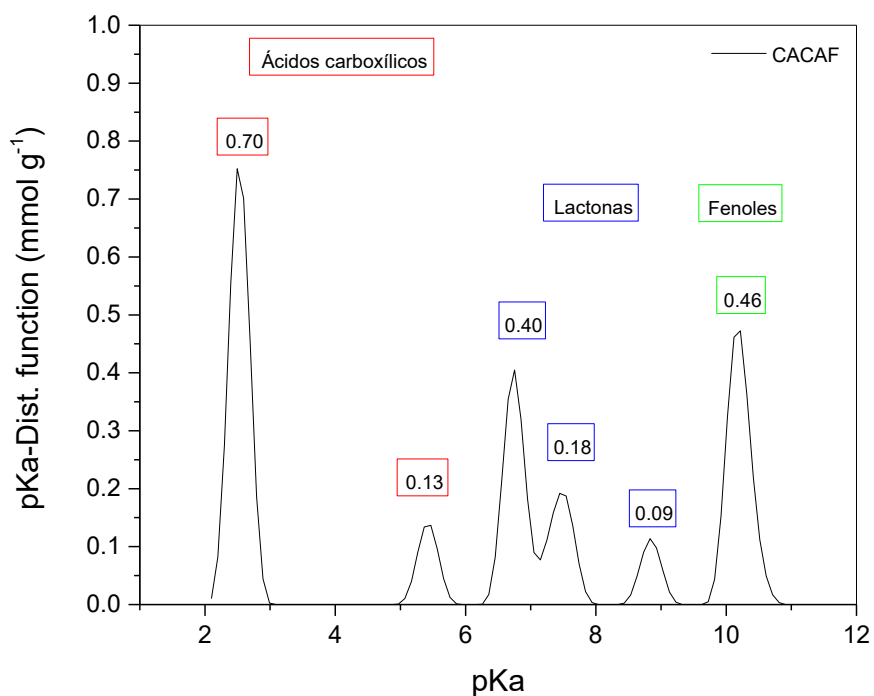


Figura 7. Grupos funcionales de carbón de residuos de café.

La clasificación de los grupos funcionales es en función a su valor de pKa, el cual se refiere “al valor de pH cuando un grupo funcional ácido se encuentra en equilibrio dinámico con sus formas protonada y sin protones a presión y temperatura constantes” (Han & Priefer, 2023).

De acuerdo con Aouay y autores (2024) el carácter ácido está dado por la pérdida de protones de los grupos carboxílicos y fenólicos principalmente, es decir, cuando estos grupos están en

solución acuosa y a cierto rango de pH, donan protones, concibiéndole una carga negativa al carbón activado.

La tabla 5 muestra la concentración (%) de los grupos funcionales identificados, de acuerdo con su rango de pK_a correspondiente.

Tabla 5. Grupos funcionales (mmol/g) determinados en CACAF.

	a pK_a 2-7	%	b pK_a 7-9	%	c pK_a 9-11	%
CACAF	0.83	42.34	0.67	34.18	0.46	23.46

a.- Ácidos carboxílicos

b.- Lactonas

c.- Fenoles

Peña y autores (2012) mencionan que, la formación de grupos funcionales ácidos se asume, es procedente del agente activante, como fue en este caso el uso del ácido fosfórico, así mismo, la variación en las cantidades de estos dependerá además de la química superficial del material carbonoso.

Es importante destacar que los valores de pK_a no son exclusivos de una sola especie química, el carbón activado posee una superficie con gran capacidad de formar grupos funcionales, por tal razón es necesario recurrir a más técnicas de caracterización para revelar la identidad de otros grupos que pudiesen estar presentes en la matriz de carbón.

6.2.3 Microscopía Electrónica de Barrido (SEM)

El análisis morfológico superficial de CACAF en la figura 8 (a, b) mostró una estructura porosa heterogénea de diversas dimensiones, atribuida a la aplicación del H_3PO_4 como activador químico. El ácido fosfórico en contacto con los residuos de café produce a la degradación de las macromoléculas orgánicas, seguido de un estrés térmico que condujo a la formación de grietas,

hendiduras o fisuras en la matriz del precursor (Patel et al., 2023), transformados en poros durante la carbonización.

La superficie del CACAF-Cu presentó una porosidad similar, además de confirmarse la distribución de las nanopartículas de cobre como esferas blancas dentro y fuera de los poros del material y en algunas zonas como conglomerados (Figura 8 c, d). Usman et al. (2013) explican que las NP-Cu tienden a aglomerarse durante la síntesis debido a la alta tendencia de los núcleos de cobre a unirse asociado a la gran superficie que poseen. El tamaño de los poros del carbón, en comparación con NP-Cu sugiere la presencia de microporos en la superficie.

Dado que las nanopartículas de CuO se obtienen mediante síntesis relativamente sencillas y económicas, destacan en un amplio campo de aplicaciones, sin embargo, factores como el tiempo, tipo y temperatura del tratamiento térmico, así como el origen del precursor, repercuten directamente en la forma, tamaño y cristalización que tendrán estas nanopartículas (Singh et al., 2016)

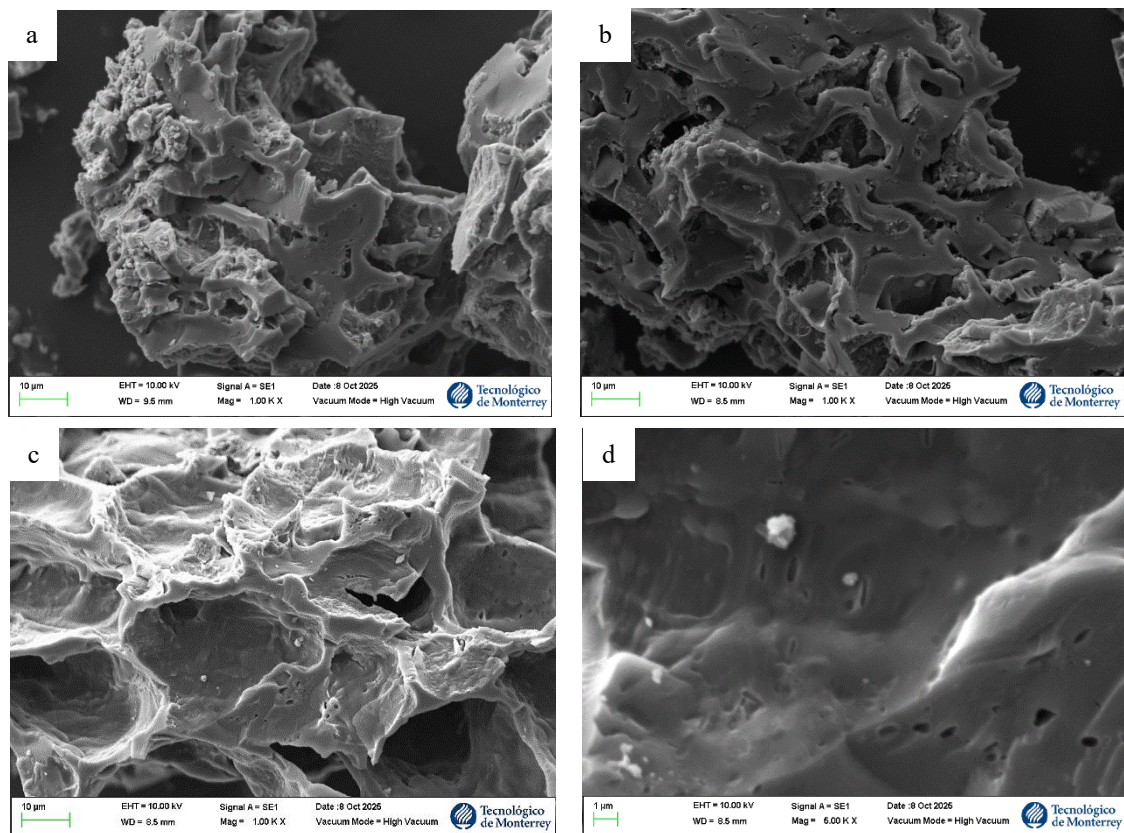


Figura 8. Imágenes SEM de las superficies de los carbones activados **a y b.** CACAF (1 000 X), **c.** CACAF-Cu (1 000 X) y **d.** Nanopartícula en poro de CACAF-Cu (6 000 X).

El análisis EDS se llevó a cabo en la muestra de CACAF-Cu a fin de identificar la presencia de Cu en la matriz del material. La composición elemental arrojó picos pertenecientes a elementos como: carbono (C), oxígeno (O), fósforo (P), cobre (Cu), y calcio (Ca), en mayor y menor concentración respectivamente.

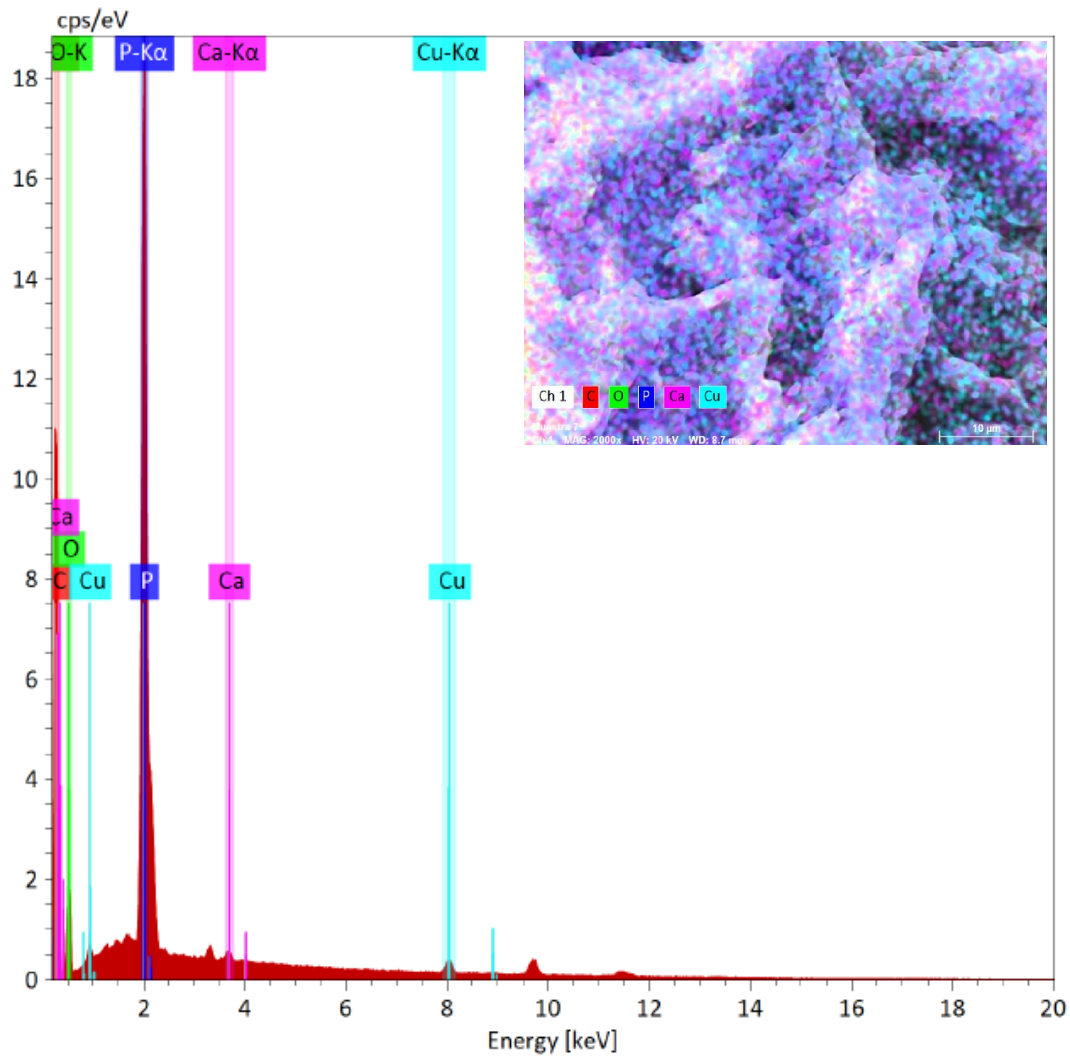


Figura 9. Mapeo elemental (EDS) de la superficie de CACAF-Cu.

La baja detección del cobre puede deberse a la poca cantidad del elemento en la estructura del carbón como resultado de una modificación a 1% p/p del carbón activado con cobre. Peternela y colaboradores (2018) y Arakawa y colaboradores (2019) encontraron tamaños de pico similares en carbones activados impregnados con nanopartículas de óxidos de cobre (Figura 10).

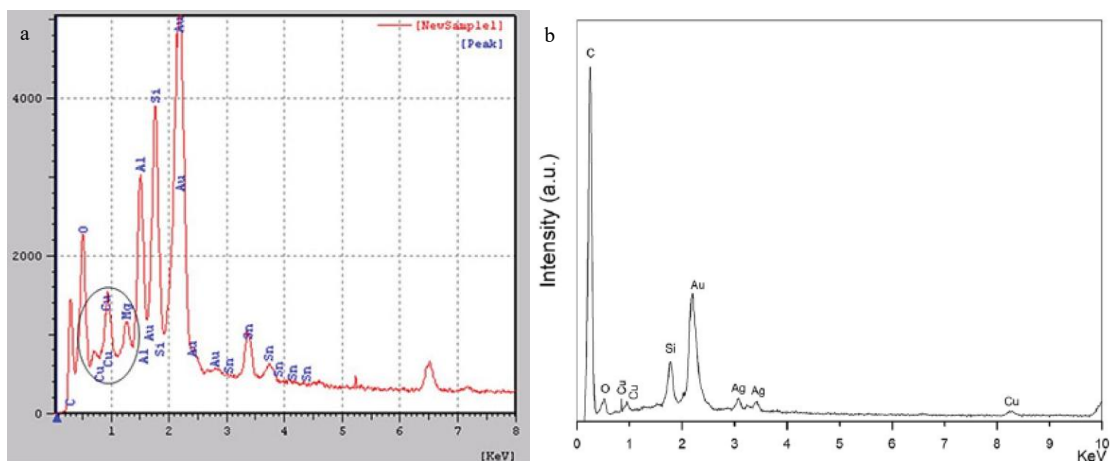


Figura 10. Espectros EDS matriz de CA impregnada con NP-Cu **a.** Petermela et al. **b.** Arakawa et al.

De acuerdo con González y Noguez (2006) la identificación de un elemento en la matriz de otro material depende en gran medida de la zona de detección que se seleccione, en especial si es sobre materiales sin un “recubrimiento” uniforme.

6.2.4 pH punto de carga cero (pH_{pcc})

La gráfica obtenida corresponde al pH alcanzado por la solución (CACAF) frente al volumen de ácido nítrico gastado en la prueba (blanco). El CACAF mostró un pH_{pcc} ácido de 2.41, siendo este el punto de intersección entre ambas curvas (Figura 11).

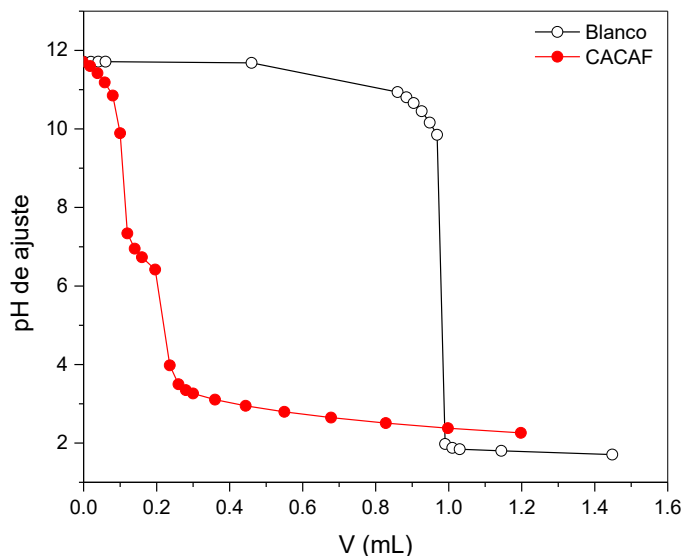


Figura 11. Curva de titulación de punto de carga cero de CACAF.

Esto implica que en la superficie del material existe una mayor cantidad de sitios ácidos, por lo que, a pH superiores, el número de grupos superficiales con carga negativa es mayor que el de los grupos con carga positiva. En este sentido, el ácido fosfórico como agente activador juega un rol importante al propiciar la formación grupos ácidos, pues es considerado un oxidante fuerte (Zięzio et al., 2020).

Según lo reportado por Kaur y colaboradores (2021) y Madhusa y colaboradores (2022) un pH_{pcc} ácido es una característica favorable en el proceso de eliminación de dureza de agua puesto que se busca adsorber cationes (Ca^{2+} y Mg^{2+}) a través de un material con carga contraria, siendo el proceso de adsorción por interacción electroestática.

6.2.5 Propiedades texturales

Se obtuvo el área específica, volumen y diámetro promedio de poro del carbón activado de reusó modificado con tratamiento ácido (CACAF-AC).

Tabla 6. Características texturales CACAF-AC.

	A_{BET} (m^2/g)	Volumen de poro (cm^3/g)	Diámetro promedio de poro (nm)
CACAF-AC	481	0.209	2.21

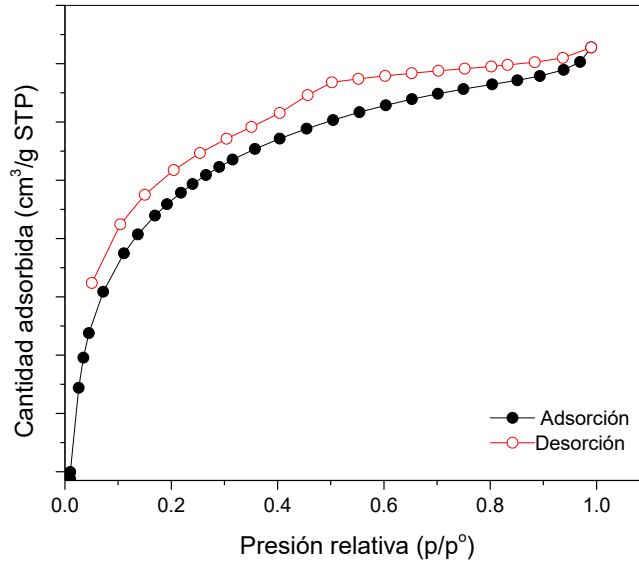


Figura 12. Isotherma de adsorción de N₂ de CACAF-AC

De acuerdo la IUPAC, el carbón modificado es catalogado como material mesoporoso, al entrar en el rango característico de diámetro de poro de 2 a 50 nm. No obstante, los carbones activados, tienden a tener una estructura porosa heterogénea, es decir, cuentan también con la presencia de micro y macroporos, siendo esto evidente posterior al tratamiento ácido.

Jaramillo et al. (2010), mencionan que la modificación con un ácido fuerte, como es el HNO₃, se ve transformada la estructura porosa del material, produciendo un “ensanchamiento” de los poros más estrechos, dicho de otro modo, se provoca una reducción de la microporosidad y el desarrollo de mesoporosidad, por otro lado, en cuanto a la macroporosidad, ésta prácticamente no se ve afectada dado que al ser los macroporos estructuras más amplias, son menos susceptibles al colapso estructural.

El uso de tratamientos ácidos para modificar las propiedades texturales del carbón activado ha demostrado mejorar su afinidad con los contaminantes objetivo, no obstante, hay que destacar que el grado de alteración está directamente relacionada a la concentración del ácido, la temperatura y el tiempo de tratamiento.

6.3 Cinética de adsorción

La cinética de adsorción consiste en la determinación de la velocidad de adsorción del soluto y el tiempo de contacto necesario para alcanzar el equilibrio (Musah et al., 2022). En la figura 12 se muestran las curvas cinéticas de adsorción de las dos diferentes soluciones (CaCl_2 y MgCl_2) con el carbón CACAF.

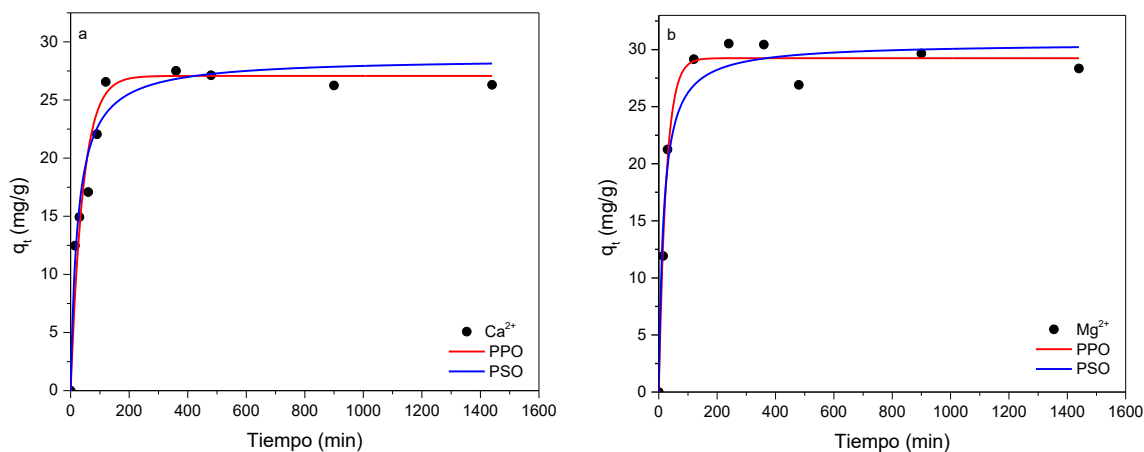


Figura 13. Cinética de adsorción para solución **a.** Ca^{2+} y **b.** Mg^{2+} .

En la tabla 7 se presentan los parámetros cinéticos de adsorción determinados por ajuste no lineal de las ecuaciones de Pseudo-Primer Orden (PPO) y Pseudo-Segundo Orden (PSO) utilizando el software OriginPro. El tiempo de saturación del carbón activado en ambos casos fue de aproximadamente 180 min (3h).

Tabla 7. Parámetros cinéticos de adsorción de CaCl₂ y MgCl₂

Cinética	Parámetros	CaCl₂	MgCl₂
Pseudo Primer Orden (Lagergren)	k_1	0.02	0.038
	q_e	27.07	29.18
	R^2	0.93	0.98
Pseudo Segundo Orden (Ho)	k_2	0.0015	0.0019
	q_e	27.92	30.56
	R^2	0.95	0.96

k_1 Constante cinética del modelo PPO

k_2 Constante cinética del modelo PSO

En el caso de la adsorción de calcio, el modelo que mejor describió el comportamiento fue el modelo de PSO de Ho ($R^2=0.95$), el cual describe sistemas donde ocurren fenómenos de intercambio iónico (difusión superficial), sugiriendo que la adsorción pueda ser del tipo quimisorción por la energía liberada entre los sitios activos del adsorbente y el adsorbato (Riahi et al., 2017).

Para la solución de magnesio, el modelo de PPO de Lagergren se ajustó mejor con una R^2 de 0.98. El modelo establece que a cada ión metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente, siendo este proceso medido por la velocidad de ocupación de estos sitios (Simonin, 2016).

6.4 Isotermas de adsorción por lotes

Para describir el mecanismo de adsorción de las isotermas de adsorción se han desarrollado diversos modelos matemáticos basados en diferentes enfoques como las propiedades de la superficie del adsorbente, el grado de afinidad del adsorbato hacia los adsorbentes, la termodinámica, etc., (Babatunde et al., 2022).

Los datos experimentales de las isotermas de adsorción para Ca²⁺ y Mg²⁺ se ajustaron a la isoterma de Henry y Langmuir respectivamente a través del uso del software OriginPro.

La isoterma de adsorción de Ca^{2+} se ajustó al modelo de isoterma de Henry ($R^2=0.97$), gráficamente representado como una relación lineal o pendiente entre la cantidad adsorbida y el adsorbato, y que, similar a la ley de los gases de Henry, describe que la presión parcial del fluido adsorbente es directamente proporcional a la cantidad de adsorbato (Ehiomogue et al., 2021).

Por otra parte, la isoterma de adsorción de Mg^{2+} se ajustó al modelo de Langmuir ($R^2=0.97$), que establece que todos los sitios activos de adsorción poseen la misma energía o bien, son energéticamente homogéneos, la adsorción es por monocapa (Mashkoo & Nasar, 2020) es decir, solo una molécula adsorbida puede unirse en los sitios, además, se asume que el sistema alcanza un equilibrio visto como una meseta en la gráfica.

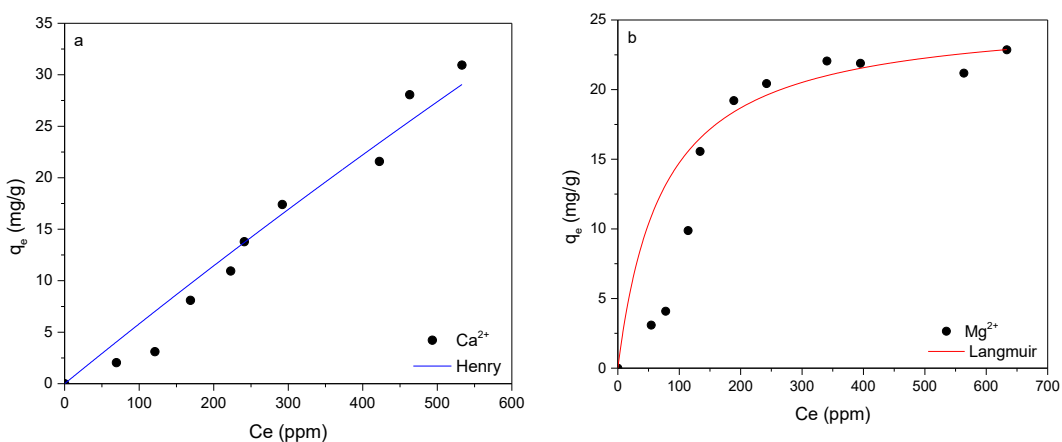


Figura 14. Isothermas de adsorción para solución **a.** Ca^{2+} y **b.** Mg^{2+} .

En la tabla 8 se muestran los parámetros utilizados para cada modelo de isoterma.

Tabla 8. Coeficientes de los modelos de adsorción.

Modelo	Adsorbato	Constante	Valor
Henry	Ca^{2+}	K_{HE}	0.612
		R^2	0.97
Langmuir	Mg^{2+}	qm	25.51
		b	0.013
		R^2	0.97

K_{HE} , constantes de la isoterma de Henry (L/g)

q_m, b constantes de la isoterma de Langmuir (L/mg)

A fin de determinar la efectividad del material desarrollado, en la tabla 9 se comparan las capacidades de adsorción y los porcentajes de remoción de dureza de aguas con diferentes tipos de carbón activado, frente al producido en este estudio.

Tabla 9. Comparación de capacidad de adsorción y % de remoción en diferentes tipos de carbones activados para adsorción de dureza de agua

Tipo de carbón activado	Adsorbato	q_e (mg/g)	% de remoción	Referencia
Cascara de coco	Agua de pozo	57	62.58	(Tomar, 2018)
Cáscara de yuca	Agua subterránea	6.57	90	(Nyangi, 2024)
Cascara de piñón	$CaCO_3$	102.92	90.44	(Kaur et al., 2023)
Cáscara de albaricoque	Ca^{2+}	71.42	80.12	(Al-Layla & Fadhil, 2022)
<i>Residuo de café</i>	Ca^{2+}	28.05	36.58	<i>Este estudio</i>
	Mg^{2+}	17.72	26.28	

La capacidad de adsorción del CACAF es menor comparada con las exhibidas por otros materiales, siendo atribuido principalmente a las diferencias en sus características textuales, el tipo activación que recibe la materia prima (química o física) que define a su vez, la química superficial, así como las condiciones del sistema, por lo que un carbón activado puede mostrar diferentes capacidades de adsorción aún frente a un mismo adsorbato (Bindhu et al., 2021).

Pese a lo anterior, el porcentaje de remoción mostrado para una concentración inicial de 700 ppm representó valores inferiores a los límites máximos permisibles solicitados por la NOM-127-SSA1-2021 alcanzando concentraciones de hasta 460 ppm para ambas sales, sin embargo, ante concentraciones iniciales de dureza más elevadas en aguas superficiales o subterráneas,

modificar parámetros como la dosis de adsorbente, el pH de la solución, y/o el tiempo de contacto pueden conducir a un aumento en la capacidad de adsorción (S. Dey et al., 2024).

6.5 Actividad antimicrobiana

El método UFC/mL establece que el conteo de colonias debe realizarse en las diluciones más altas, a fin de observar a simple vista las colonias crecidas. El número de colonias identificadas, pasan a expresarse en logaritmos para determinar con claridad la posible reducción presentada (Aquafree, 2025).

Después del conteo de colonias bacterianas, se apreció una reducción en el crecimiento en la dilución 1:1 000 000 (Figura 15 a 1KK) frente a la misma dilución con tratamiento de CACAF-Cu (Figura 15 b 1KK), sin embargo, a nivel logarítmico esta disminución no fue significativa.

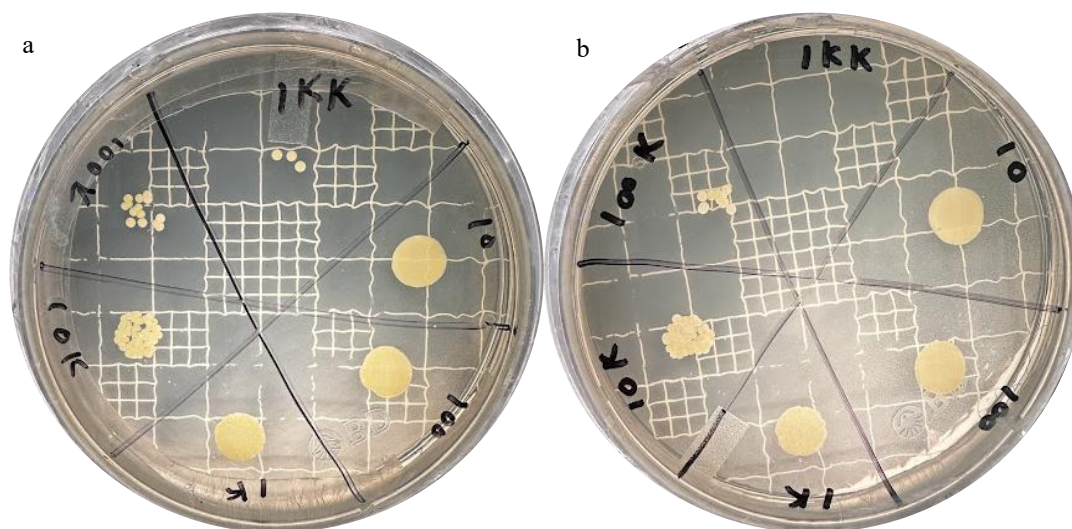


Figura 15. Método UFC/mL **a.** Placa control **b.** Placa con tratamiento CACAF-Cu

La inhibición antimicrobiana por el método UFC/mL no mostró resultados favorables al no reducir al menos un logaritmo en la prueba control frente a la placa con tratamiento de carbón activado con NP-Cu (Tabla 10).

Tabla 10. Reducción logarítmica de *E. coli*

	UFC/10uL	Dilución	Log UFC/mL
Control	3	1:10 ⁶	8.48
CACAF-Cu	6	1:10 ⁵	7.78

De acuerdo con Soler Vallés (2023), para productos comerciales de higiene, una desinfección eficaz de microorganismos implica una reducción de al menos 3 unidades logarítmicas, sin embargo, para cumplir con el límite máximo que dicta la NOM-127-SSA1-2021 (<1 UFC/100 mL de *E. coli*), el sistema de tratamiento para aguas de consumo debe alcanzar al menos una reducción de 5 – 6 logaritmos, representando un 99.9999 % de desinfección.

Respecto al método de difusión por placa, el resultado tampoco fue favorable, al no mostrar ningún halo de inhibición alrededor de los tratamientos de CACAF-Cu.

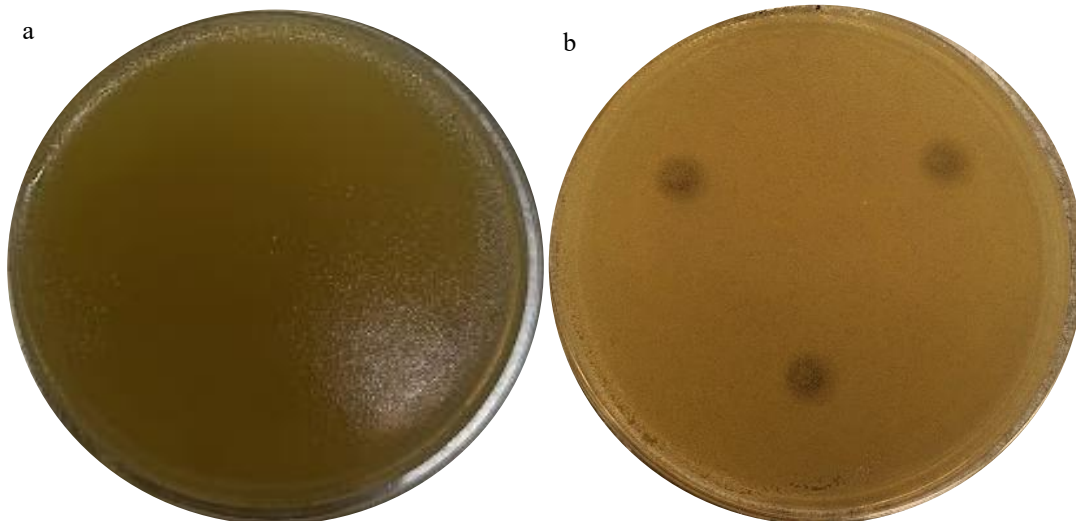


Figura 16. Método de difusión en disco Kirby-Bauer **a.** Placa control **b.** Placa con tratamiento CACAF-Cu

El método Kirby-Bauer es aplicado para determinar la susceptibilidad bacteriana frente a un fármaco, sin embargo, la técnica depende directamente de la fácil difusión del agente

antimicrobiano en el agar (Garza-Cervantes et al., 2020), por lo que cualquier otro compuesto que quiera ser probado debe cumplir con esta regla.

En el caso del carbón activado, las limitantes en su efectividad podrían derivar de la insolubilidad del material sobre el agar, ocasionando una distribución desigual de las partículas del CACAF-Cu y por tanto presentar zonas con distinta concentración, así mismo, en caso de haber inhibición el oscurecimiento que el material le da al medio impide observar una zona de inhibición en caso de existir.

6.6 Lixiviación de cobre

Se probó la estabilidad de las NP de Cu mediante pruebas de lixiviación del carbón activado modificado. Mediante el instrumento MP-AES se analizó el cobre residual del agua de cinco lavados de CACAF-Cu con agua desionizada y en condiciones de agitación. Las concentraciones de Cu de cada lavado se resumen en la tabla 11.

Tabla 11. Concentración de Cu lixiviado por lavado de CACAF-Cu

	Lavados	ppm Cu
CACAF-Cu	1	13.62
	2	4.93
	3	4.45
	4	2.32
	5	0.9

La concentración de cobre lixiviado después de los lavados cumple con el límite máximo permisible de 2 mg/L de concentración de Cu en aguas de consumo que dicta la NOM-127-SSA1-2021. De acuerdo con cálculos estequiométricos llevados a cabo se determinó que la masa inicial de Cu añadido en la matriz de carbón fue de 7.96 mg, después de los lavados la pérdida

de cobre alcanzo apenas 0.52 mg, por tanto, el porcentaje de rendimiento de CACAF-Cu tras estas pruebas fue de 93%.

Para demostrar la efectividad de un material modificado con nanopartículas, Kajau y colaboradores (2021) mencionan que es necesario cumplir una serie de pruebas que garanticen la estabilidad de estas en el medio, como la realización de estudios de exposición prolongada, así como efecto de pH. Pese a que CACAF no mostró una lixiviación considerable, es importante determinar la masa total de Cu removido del carbón tras su uso, a fin de reconocer la efectividad que el material puede ir exhibiendo, así como prevenir el riesgo de contaminación que estas nanopartículas pueden traer.

6.7 Regeneración de carbón activado

Se evaluó la capacidad de adsorción del carbón activado en tres ciclos después de su regeneración mediante un proceso de desorción con ácido nítrico 5 M (CACAF-AC). La Figura 17 muestra una disminución en la capacidad de adsorción para ambas sales, siendo de un 70 % para calcio en el ciclo 1 al 2, mientras que para magnesio una disminución de un 30 y 33%.

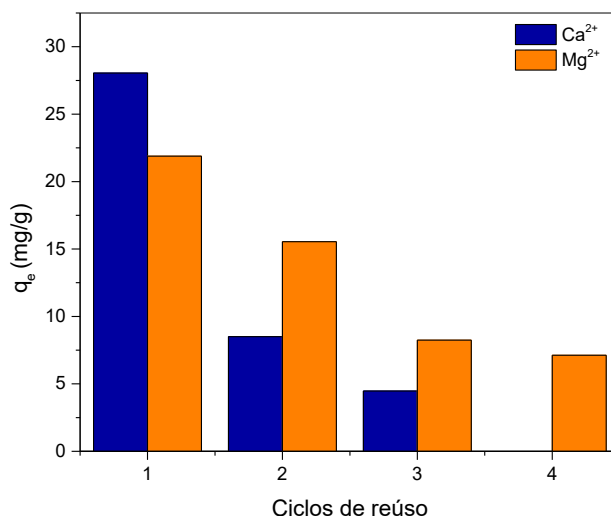


Figura 17. Comparación de la capacidad de adsorción de CACAF-AC después de tres ciclos de adsorción-desorción.

De acuerdo con Al-Layla y Fadhil (2022), el mecanismo de acción del ácido como agente regenerador se da mediante un intercambio iónico donde los iones de hidrógeno (H^+) del ácido desplazan a los iones metálicos o cationes retenidos en la superficie del material adsorbente. Pese a lo anterior, los porcentajes de eliminación se pueden ver comprometidos si los iones adsorbidos no son desadsorbidos de manera correcta quedando en la matriz del material ocupando sitios activos en el adsorbente, así mismo, el grado de concentración de la solución ácida puede llegar a causar daños que disminuyen su capacidad de adsorción.

Los ciclos de adsorción estudiados lograron cumplir con los límites máximos de dureza que dicta la NOM-127-SSA1-2021 3 ciclos de adsorción para el calcio y en 4 para el magnesio.

CAPÍTULO 7

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Los residuos de café son una materia prima ambientalmente viable en la producción de carbón activado para tratamiento de agua potable mediante procesos de adsorción, aportando una revalorización a este desecho el cual es generado de forma masiva.

El método de impregnación para la modificación del material con cobre propició la formación de nanopartículas con formas esféricas y conglomerados distribuidos en la superficie del material. Las pruebas de lixiviación resultaron en bajas tasas de pérdida, por lo que se aseguró la estabilidad de las NP-Cu en el carbón.

El carbón activado presenta pH_{pcc} de 2.41, atribuido a la pérdida de protones de los grupos ácidos, los cuales se encuentran en mayor cantidad con respecto a los grupos básicos, cuantificados mediante titulaciones potenciométricas.

Las pruebas de adsorción llevadas a cabo para Ca^{2+} y Mg^{2+} se ajustaron satisfactoriamente a los modelos cinéticos de pseudo segundo y pseudo primer orden respectivamente, con un tiempo de equilibrio de adsorción aproximado a los 180 min.

La isoterma de adsorción para Ca^{2+} y Mg^{2+} se ajustaron al modelo de isoterma de Henry y al modelo de isoterma de Langmuir, respectivamente, con valores de R^2 de 0.97. Los mejores porcentajes de remoción fueron de 36% para Ca^{2+} y 26% para Mg^{2+} , los cuales se lograron con un pH de solución de 7 en concentraciones iniciales de 700 ppm, una dosis de 10 g/L, velocidad de agitación de 225 rpm y a 25 °C.

El carbón modificado con NP-Cu no mostró inhibición del crecimiento bacteriano, por lo que es recomendable la búsqueda y aplicación de otro método de síntesis de nanopartículas a fin de garantizar una cobertura uniforme y accesible para la eliminación de microorganismos, además de asegurar la estabilidad de estas nanopartículas sobre el carbón activado y no desencadenar problemas de contaminación de agua.

Las pruebas de regeneración del carbón activado modificado ácido nítrico mostraron que la capacidad de adsorción del material se va reduciendo, lo que puede deberse a la saturación de los sitios activos, no obstante, el material aún es capaz de cumplir con los límites máximos de concentración, logrado en tres ciclos para Ca^{2+} y en cuatro ciclos para Mg^{2+} .

Se evidenció que es posible lograr una disminución en la concentración de dureza en aguas que exige la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, no obstante, ante escenarios con concentraciones más elevadas, es ideal establecer distintas condiciones de operación que permitan alcanzar los más altos porcentajes de remoción con el carbón activado

El carbón activado desarrollado en el presente estudio deja abierta la posibilidad de ser probado en la adsorción de otros contaminantes presentes en aguas subterráneas y/o superficiales de consumo humano. La amplia disponibilidad de desechos orgánicos minimiza el costo de la producción del material, siendo una alternativa de interés para países en vías de desarrollo y regiones con escasez de agua.

REFERENCIAS

- Abbaszadegan, A., Ghahramani, Y., Gholami, A., Hemmateenejad, B., Dorostkar, S., Nabavizadeh, M., & Sharghi, H. (2015). The effect of charge at the surface of silver nanoparticles on antimicrobial activity against gram-positive and gram-negative bacteria: A preliminary study. *Journal of Nanomaterials*, 2015. <https://doi.org/10.1155/2015/720654>
- Adamo, G., Campora, S., & Gherzi, G. (2017). Functionalization of nanoparticles in specific targeting and mechanism release. In *Nanostructures for Novel Therapy* (pp. 57–80). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-46142-9.00003-7>
- Air, R., Tanah, B., Pasir, M., Karbon, D., Sekam, R., Bagi, P., Keliatan, P., Nor, A.), Aziz, I. A., Othman, N., Ali, W., Altowayti, H., Yunus, Z. M., Fitriani, N., Fadhil, M., Din, M., & Fikri, M. (2021). HARDNESS REMOVAL OF GROUNDWATER THROUGH SAND, ZEOLITE AND RICE HUSK ACTIVATED CARBON. In *Malaysian Journal of Analytical Sciences* (Vol. 25).
- Al-Layla, A. M., & Fadhil, A. B. (2022). Removal of Calcium over Apricot Shell Derived Activated Carbon: Kinetic and thermodynamic study. *Chemical Methodologies*, 6(1), 10–23.
- Alloway, B. J. (2013). *Heavy Metals in Soils* (3rd edition, Vol. 22). Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7>
- Amosa, M. K. (2016). Sorption of water alkalinity and hardness from high-strength wastewater on bifunctional activated carbon: process optimization, kinetics and equilibrium studies. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 37(16), 2016–2039. <https://doi.org/10.1080/09593330.2016.1139631>
- Aouay, F., Attia, A., Dammak, L., Ben Amar, R., & Deratani, A. (2024). Activated Carbon Prepared from Waste Coffee Grounds: Characterization and Adsorption Properties of Dyes. *Materials*, 17(13). <https://doi.org/10.3390/ma17133078>
- Aquafree. (2025, January 16). *Reducción logarítmica y validación de filtros según ASTM F838*. <https://www.aqua-free.com/es/revista/reduccion-de-7-niveles-de-log10-y-validacion-del-filtro-conforme-a-la-norma-astm-f838-15a>
- Arakawa, F. S., Shimabuku-Biadola, Q. L., Fernandes Silva, M., & Bergamasco, R. (2020). Development of a new vacuum impregnation method at room atmosphere to produce silver–copper oxide nanoparticles on activated carbon for antibacterial applications. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 41(18), 2400–2411. <https://doi.org/10.1080/09593330.2019.1567607>

- Babatunde, K. A., Negash, B. M., Jufar, S. R., Ahmed, T. Y., & Mojid, M. R. (2022). Adsorption of gases on heterogeneous shale surfaces: A review. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 208, 109466. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2021.109466>
- Berthomieu, C., & Hienerwadel, R. (2009). Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy. In *Photosynthesis Research* (Vol. 101, Numbers 2–3, pp. 157–170). <https://doi.org/10.1007/s11120-009-9439-x>
- Bindhu, B. K., Shaji, H., Kuruvila, K. J., Nazerine, M., & Shaji, S. (2021). Removal of total hardness using low cost adsorbents. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 1114(1), 012089. <https://doi.org/10.1088/1757-899x/1114/1/012089>
- Briceño, N. O., Guzmán, M. tha Y., & Díaz, J. de J. (2007). Grupos superficiales en materiales carbonosos. Caracterización por diferentes técnicas. *Revista Colombiana de Química*, 36, 121–130.
- Campbell, R., Xiao, B., & Mangwandi, C. (2024). Production of activated carbon from spent coffee grounds (SCG) for removal of hexavalent chromium from synthetic wastewater solutions. *Journal of Environmental Management*, 366. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.121682>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2023). *Aguas subterráneas. Acuíferos de Nuevo León*. . Subdirección General Técnica / Gerencia de Aguas Subterráneas / SIGA.
- Demiral, İ., Samdan, C., & Demiral, H. (2021). Enrichment of the surface functional groups of activated carbon by modification method. *Surfaces and Interfaces*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2020.100873>
- Dey, A., Varagnolo, S., Power, N. P., Vangapally, N., Elias, Y., Dampthey, L., Jaato, B. N., Gopalan, S., Golrokhi, Z., Sonar, P., Selvaraj, V., Aurbach, D., & Krishnamurthy, S. (2023). Doped MXenes—A new paradigm in 2D systems: Synthesis, properties and applications. In *Progress in Materials Science* (Vol. 139). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.pmatsci.2023.101166>
- Dey, D., Herzog, A., & Srinivasan, V. (2007). *Chemical precipitation: water softening*.
- Dey, S., Veerendra, G. T. N., Phani Manoj, A. V., & Babu Padavala, S. S. A. (2024). Removal of chlorides and hardness from contaminated water by using various biosorbents: A comprehensive review. *Water-Energy Nexus*, 7, 39–76. <https://doi.org/10.1016/j.wen.2024.01.003>
- Diario Oficial de la Federación (DOF). (2022). *Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. Modificado*. . Estados Unidos Mexicanos. Ciudad de México: SSA.
- Ehiomogue, P., Ahuchaogu, I., & Ahaneku, I. E. (2021). REVIEW OF ADSORPTION ISOTHERMS MODELS. In *ACTA TECHNICA CORVINIENSIS: XIV* (Revolutiei, pp. 84–96). University POLITEHNICA Timisoara.

- Erkey, C., & Türk, M. (2021a). Chapter 3 - Support materials. *Supercritical Fluid Science and Technology*, 8, 19–30.
- Erkey, C., & Türk, M. (2021b). Chapter 6 - Thermodynamics and kinetics of adsorption of metal complexes on surfaces from supercritical solutions. *Supercritical Fluid Science and Technology*, 8, 73–127.
- Figueroa Campos, G. A., Perez, J. P. H., Block, I., Sagu, S. T., Saravia Celis, P., Taubert, A., & Rawel, H. M. (2021). Preparation of activated carbons from spent coffee grounds and coffee parchment and assessment of their adsorbent efficiency. *Processes*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/pr9081396>
- Ganjoo, R., Sharma, S., Kumar, A., Are[^]mouare[^], M. M., & Daouda, A. (2023). *Activated Carbon: Fundamentals, Classification, and Properties*. www.rsc.org
- García-González, S. (2017). *Análisis hidrogeológico e hidrogeoquímico del Campus Ciudad Universitaria de la UANL como aporte para el manejo sostenible del agua subterránea*. Universidad Autónoma de Nuevo León. [Tesis Maestría]. Facultad de Ingeniería Civil. Repositorio Institucional UANL. 3-4.
- Garza-Cervantes, J. A., Mendiola-Garza, G., de Melo, E. M., Dugmore, T. I. J., Matharu, A. S., & Morones-Ramirez, J. R. (2020). Antimicrobial activity of a silver-microfibrillated cellulose biocomposite against susceptible and resistant bacteria. *Scientific Reports*, 10(1), 7281. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-64127-9>
- Ghanbarizadeh, P., Parivazh, M. M., Abbasi, M., Osfouri, S., Dianat, M. J., Rostami, A., Dibaj, M., & Akrami, M. (2022). Performance Enhancement of Specific Adsorbents for Hardness Reduction of Drinking Water and Groundwater. *Water (Switzerland)*, 14(17). <https://doi.org/10.3390/w14172749>
- Glushkov, D., Zhuikov, A., Zemlyansky, N., Pleshko, A., Fetisova, O., & Kuznetsov, P. (2023). Influence of the Composition and Particle Sizes of the Fuel Mixture of Coal and Biomass on the Ignition and Combustion Characteristics. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(19). <https://doi.org/10.3390/app131911060>
- González-Mancera, G., & Noguez Amaya, E. (2006). *Principios de Microscopía Electrónica Característicos de Barrido y Microanálisis por Rayos X* (1st ed.). UNAM.
- Guilhen, S. N., Watanabe, T., Silva, T. T., Rovani, S., Marumo, J. T., Tenório, J. A. S., Mašek, O., & Araujo, L. G. de. (2022). Role of Point of Zero Charge in the Adsorption of Cationic Textile Dye on Standard Biochars from Aqueous Solutions: Selection Criteria and Performance Assessment. *Recent Progress in Materials*, 4(2), 1–1. <https://doi.org/10.21926/rpm.2202010>
- Han, G. E., & Priefer, R. (2023). A systematic review of various pKa determination techniques. *International Journal of Pharmaceutics*, 635, 122783. <https://doi.org/10.1016/j.ijpharm.2023.122783>

- Harikumar, P., & Aravind, A. (2016). Antibacterial Activity of Copper Nanoparticles and Copper Nanocomposites against Escherichia Coli Bacteria. *International Journal of Sciences*, 2(02), 83–90. <https://doi.org/10.18483/ijsci.957>
- Harris, D. C. (2003). *Análisis Químico Cuantitativo* (V. Berenguer Navarro & Á. Berenguer Murcia, Eds.; 2nd ed.). Reverté.
- Janu, R., Mrlik, V., Ribitsch, D., Hofman, J., Sedláček, P., Bielská, L., & Soja, G. (2021). Biochar surface functional groups as affected by biomass feedstock, biochar composition and pyrolysis temperature. *Carbon Resources Conversion*, 4, 36–46. <https://doi.org/10.1016/j.crcon.2021.01.003>
- Jaramillo, J., Álvarez, P. M., & Gómez-Serrano, V. (2010). Oxidation of activated carbon by dry and wet methods surface chemistry and textural modifications. *Fuel Processing Technology*, 91(11), 1768–1775. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.07.018>
- Kajau, A., Motsa, M., Mamba, B. B., & Mahlangu, O. (2021). Leaching of CuO Nanoparticles from PES Ultrafiltration Membranes. *ACS Omega*, 6(47), 31797–31809. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c04431>
- Karimzadeh, M., Niknam, K., Manouchehri, N., & Tarokh, D. (2018). A green route for the cross-coupling of azide anions with aryl halides under both base and ligand-free conditions: Exceptional performance of a Cu₂O-CuO-Cu-C nanocomposite. *RSC Advances*, 8(45), 25785–25793. <https://doi.org/10.1039/c8ra04608e>
- Karlsson-Faudot, E. (2021). *Investigation of sustainable methods to reduce water hardness in drinking water treatment plants*.
- Karume, I., Bbumba, S., Tewolde, S., Mukasa, I. Z. T., & Ntale, M. (2023). Impact of carbonization conditions and adsorbate nature on the performance of activated carbon in water treatment. In *BMC Chemistry* (Vol. 17, Number 1). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/s13065-023-01091-1>
- Kaur, C., Roy, T., Das, S., Gupta, R., & Pramanik, T. (2021). Preparation and application of bio-adsorbent for the removal of water hardness: conversion of a waste to a value-added material. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(9), 8161–8171. <https://doi.org/10.1007/s13399-021-01806-1>
- Kozisek, F. (2020). Regulations for calcium, magnesium or hardness in drinking water in the European Union member states. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 112. <https://doi.org/10.1016/j.yrtph.2020.104589>
- László, K., Josepovits, K., & Tombácz, E. (2001). Analysis of Active Sites on Synthetic Carbon Surfaces by Various Methods. *Analytical Sciences*, 17.
- Li, B., Zuo, Q., Deng, Z., Zheng, X., Li, P., & Wu, J. (2024). Synthesis of activated carbon-supported nano copper oxide and its inactivation performance on Escherichia coli in water.

- Luján-Esparza, A. K. (2015). Ablandamiento de agua con adsorbentes modificados químicamente. *Master Thesis*.
- Madhusa, C., Jayasundara, T., Munaweera, I., Perera, C., Wijesinghe, G., Weerasekera, M., Sandaruwan, C., Meiyazhagan, A., Robles Hernandez, F. C., Ajayan, P. M., & Kottegoda, N. (2023). Synthesis and structural characterization of copper nanoparticles doped activated carbon derived from coconut coir for drinking water purification. *Materials Today Chemistry*, 27. <https://doi.org/10.1016/j.mtchem.2022.101312>
- Madhusa, C., Weerasinghe, K., Munaweera, I., Perera, C., Wijesinghe, G., Weerasekera, M., Idangodage, Y., Kalpage, C. S., & Kottegoda, N. (2022). Phosphate functionalized activated carbon sachet filters for drinking water purification. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 9(1), 193–210. <https://doi.org/10.1039/d2ew00623e>
- Mahlangu, T., Arunachellan, I., Sinha Ray, S., Onyango, M., & Maity, A. (2022). Preparation of Copper-Decorated Activated Carbon Derived from Platamus occidentalis Tree Fiber for Antimicrobial Applications. *Materials*, 15(17). <https://doi.org/10.3390/ma15175939>
- Mahmood Aljamali, N., Baqi Aldujaili, R. A., & Obaid Alfatlawi, I. (2021). *Physical and Chemical Adsorption and its Applications*. <https://doi.org/10.37628/IJTCK>
- Mashkoo, F., & Nasar, A. (2020). Magsorbents: Potential candidates in wastewater treatment technology – A review on the removal of methylene blue dye. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, 500, 166408. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2020.166408>
- Maysarah, H., Desiyana, L. S., Nurzuhra, S., & Illian, D. N. (2023). ARTICLE HISTORY Utilization of Spent Arabica Coffee Grounds as Raw Material for Activated Charcoal in Liquid Bath Soap Formulation. In *Pharm Sci Res* (Vol. 10, Number 1).
- Moosavi, S., Lai, C. W., Gan, S., Zamiri, G., Akbarzadeh Pivezhzani, O., & Johan, M. R. (2020). Application of efficient magnetic particles and activated carbon for dye removal from wastewater. In *ACS Omega* (Vol. 5, Number 33, pp. 20684–20697). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c01905>
- Mou, P., Pan, J., Niu, Q., Wang, Z., Li, Y., & Song, D. (2021). Coal pores: Methods, types, and characteristics. *Energy and Fuels*, 35(9), 7467–7484. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.1c00344>
- Mubarak, M. F., Mohamed, A. M. G., Keshawy, M., elMoghny, T. A., & Shehata, N. (2022). Adsorption of heavy metals and hardness ions from groundwater onto modified zeolite: Batch and column studies. *Alexandria Engineering Journal*, 61(6), 4189–4207. <https://doi.org/10.1016/j.aej.2021.09.041>

- Musah, M., Azeh, Y., Mathew, J., Umar, M., Abdulhamid, Z., & Muhammad, A. (2022). Adsorption Kinetics and Isotherm Models: A Review. *Caliphate Journal of Science and Technology*, 4(1), 20–26. <https://doi.org/10.4314/cajost.v4i1.3>
- Neme, I., Gonfa, G., & Masi, C. (2022). Activated carbon from biomass precursors using phosphoric acid: A review. In *Heliyon* (Vol. 8, Number 12). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11940>
- Nyangi, M. J. (2024). Simultaneous removal of chloride and hardness from groundwater by cassava peel biosorption: Optimization and sorption studies. *Remediation Journal*, 34(1). <https://doi.org/10.1002/rem.21770>
- Organización Mundial de la Salud (OMS). (2022, March 21). *Directrices para la calidad del agua potable: cuarta edición que incorpora la primera y la segunda adenda*.
- Palanisami, H., Azmi, M. R. M., Zaini, M. A. A., Zakaria, Z. A., Alam, M. N. H. Z., & Yunus, M. A. C. (2021). Coffee residue-based activated carbons for phenol removal. *Water Practice and Technology*, 16(3), 793–805. <https://doi.org/10.2166/wpt.2021.034>
- Patel, H., Weldekidan, H., Mohanty, A., & Misra, M. (2023). Effect of physicochemical activation on CO₂ adsorption of activated porous carbon derived from pine sawdust. *Carbon Capture Science and Technology*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.ccst.2023.100128>
- Peña H., K. J., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2012). Preparación de carbón activado a partir de cáscara de naranja por activación química. Caracterización física y química. *Revista Colombiana de Química*, 41, 311–323.
- Peternela, J., Silva, M. F., Vieira, M. F., Bergamasco, R., & Vieira, A. M. S. (2018). Synthesis and Impregnation of Copper Oxide Nanoparticles on Activated Carbon through Green Synthesis for Water Pollutant Removal. *Materials Research*, 21(1). <https://doi.org/10.1590/1980-5373-mr-2016-0460>
- Pourhakkak, P., Taghizadeh, A., Taghizadeh, M., Ghaedi, M., & Haghdoost, S. (2021). Fundamentals of adsorption technology. In *Interface Science and Technology* (Vol. 33, pp. 629–653). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-818805-7.00001-1>
- Prabhu, Y. T., Venkateswara Rao, K., Sessa Sai, V., & Pavani, T. (2017). A facile biosynthesis of copper nanoparticles: A micro-structural and antibacterial activity investigation. *Journal of Saudi Chemical Society*, 21(2), 180–185. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2015.04.002>
- Ramyadevi, J., Jeyasubramanian, K., Marikani, A., Rajakumar, G., & Rahuman, A. A. (2012). Synthesis and antimicrobial activity of copper nanoparticles. *Materials Letters*, 71, 114–116. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2011.12.055>
- Riahi, K., Chaabane, S., & Thayer, B. Ben. (2017). A kinetic modeling study of phosphate adsorption onto Phoenix dactylifera L. date palm fibers in batch mode. *Journal of Saudi Chemical Society*, 21, S143–S152. <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2013.11.007>

- Rojas-Morales, J. L., Gutiérrez-González, E. C., & Colina-Andrade, G. de J. (2016). Obtención y caracterización de carbón activado obtenido de lodos de plantas de tratamiento de agua residual de una industria avícola. *Ingeniería, Investigación y Tecnología*, 17(4), 453–462. <https://doi.org/10.1016/j.riit.2016.11.005>
- Salehi, M. (2022). Global water shortage and potable water safety; Today's concern and tomorrow's crisis. *Environment International*, 158. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106936>
- Sartoretti, E., Novara, C., Paganini, M. C., Chiesa, M., Castellino, M., Giorgis, F., Piumetti, M., Bensaid, S., Fino, D., & Russo, N. (2023). Investigation of Cu-doped ceria through a combined spectroscopic approach: Involvement of different catalytic sites in CO oxidation. *Catalysis Today*, 420. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2023.02.014>
- Scholz, M. (2023). How Activated Carbon Can Help You—Processes, Properties and Technological Applications. *Technologies*, 11(6). <https://doi.org/10.3390/technologies11060153>
- Shimabuku-Biadola, Q. L., Arakawa, F. S., Nishi, L., Wernke, G., Cusioli, L. F., & Bergamasco, R. (2024). Activated carbon impregnated with Ag(0) and Cu oxides for the removal of Escherichia coli, Giardia, and Cryptosporidium (oo)cysts from water. *Desalination and Water Treatment*, 317. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2024.100142>
- Simonin, J.-P. (2016). On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. *Chemical Engineering Journal*, 300, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.079>
- Sing, K. S. W., & Williams, R. T. (2004). Physisorption Hysteresis Loops and the Characterization of Nanoporous Materials. *Adsorption Science & Technology*, 22(<https://doi.org/10.1260/0263617053499032>).
- Singh, J., Kaur, G., & Rawat, M. (2016). A Brief Review on Synthesis and Characterization of Copper Oxide Nanoparticles and its Applications. *Journal of Bioelectronics and Nanotechnology*, 1(1).
- Soler Vallés, M. (2023). *Desinfección de aguas para la eliminación de amebas de vida libre y bacterias endosimbiótica*. Escuela de Ingeniería y Arquitectura.
- Soto, J. F. (2010). La dureza del agua como indicador básico de la presencia de incrustaciones en instalaciones domésticas sanitarias. *Ingeniería Investigación Y Tecnología* 11(002). .
- Sukmana, H., Bellahsen, N., Pantoja, F., & Hodur, C. (2021). Adsorption and coagulation in wastewater treatment - Review. In *Progress in Agricultural Engineering Sciences* (Vol. 17, Number 1, pp. 49–68). Akademiai Kiado ZRt. <https://doi.org/10.1556/446.2021.00029>
- Taha, A., Aissa, M. Ben, & Da'na, E. (2020). Green synthesis of an activated carbon-supported Ag and ZnO nanocomposite for photocatalytic degradation and its antibacterial activities. *Molecules*, 25(7). <https://doi.org/10.3390/molecules25071586>

- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 87(9–10), 1051–1069. <https://doi.org/10.1515/pac-2014-1117>
- Tomar, Y. S. (2018). Removal of Chloride, Hardness & TDS from Water Using Different Adsorbents. *International Journal for Research in Applied Science and Engineering Technology*, 6(4), 5111–5117. <https://doi.org/10.22214/ijraset.2018.4834>
- Usman, M., El Zowalaty, M., Shameli, K., Ibrahim, N. A., Salama, M., & Zainuddin, N. (2013). Synthesis, characterization, and antimicrobial properties of copper nanoparticles. *International Journal of Nanomedicine*, 8, 4467–4479. <https://doi.org/10.2147/IJN.S50837>
- Vallejo, J. P., Prado, J. I., & Lugo, L. (2022). Hybrid or mono nanofluids for convective heat transfer applications. A critical review of experimental research. In *Applied Thermal Engineering* (Vol. 203). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2021.117926>
- Wan Yussof, H., Md. Zain, S., Nafsun, A. I., Barus, W. A., Utami, S., Sulistiani, R., & Hamzah, S. (2025). Coffee waste activated carbon impregnated with zinc chloride for efficient iron removal. *Journal of Physics: Conference Series*, 3003(1). <https://doi.org/10.1088/1742-6596/3003/1/012045>
- Yang, H. C., Jusoh, M., Zakaria, Z. Y., & Rosli, A. (2023). Rainwater to Potable Water: Mini Review. In *Chemical Engineering Transactions* (Vol. 106, pp. 775–780). Italian Association of Chemical Engineering - AIDIC. <https://doi.org/10.3303/CET23106130>
- Yuliusman, Y., Nasruddin, N., Afdhal, M. K., Haris, F., Amiliana, R. A., Hanafi, A., & Ramadhan, I. T. (2017). Production of Activated Carbon from Coffee Grounds Using Chemical and Physical Activation Method. *American Scientific Publishers*, 23, 5751–5755. [10.1166/asl.2017.8822](https://doi.org/10.1166/asl.2017.8822)
- Zhang, X., Zhang, P., Yuan, X., Li, Y., & Han, L. (2020). Effect of pyrolysis temperature and correlation analysis on the yield and physicochemical properties of crop residue biochar. *Bioresource Technology*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122318>
- Zhu, L., Wang, Q., Wang, H., Zhao, F., & Li, D. (2022). One-step chemical activation facilitates synthesis of activated carbons from Acer truncatum seed shells for premium capacitor electrodes. *Industrial Crops and Products*, 187, 115458. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2022.115458>
- Zięzio, M., Charmas, B., Jedynek, K., Hawryluk, M., & Kucio, K. (2020). Preparation and characterization of activated carbons obtained from the waste materials impregnated with phosphoric acid(V). *Applied Nanoscience (Switzerland)*, 10(12), 4703–4716. <https://doi.org/10.1007/s13204-020-01419-6>