

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CIUDAD JUÁREZ

Instituto de Ingeniería y Tecnología

Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental



**ADSORCIÓN MÁXIMA DE Fe Y Mn EN UN MEDIO ACUOSO
MEDIANTE UN COMPÓSITO DE Fe Y Fe_xO_y CON CARBÓN
ACTIVADO**

Tesis presentada en requerimiento para obtener el grado de Maestría en Estudios y Gestión Ambiental

Autor: Luis Eduardo Esparza Méndez

Director: Dr. Humberto Rubí Juárez

Co-director: Dr. Mónica Galicia García

Ciudad Juárez, Chih., Mayo de 2023

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mis padres, hermanos y seres queridos que estuvieron apoyándome durante mi estancia en la maestría, ya que hubo momentos en los que pensé rajarme y tirar todo por la borda. En especial quiero agradecer a mi abuela +María Del Carmen Miranda Silva, que desde el cielo se que me ha estado apoyando en todo momento.

Agradezco a mi sínodo en general ya que ellos durante este proceso de aprendizaje me aportaron conocimientos los cuales retroalimentaron mi formación académica durante la maestría, en especial quiero agradecer a la Dra. Mónica Galicia García, la cual además de aportar conocimientos y enseñanzas me ayudó económicamente para la adquisición de reactivos y me apoyó con la infraestructura para que realizara mi experimentación. Por otro lado, agradezco al Dr. Humberto Rubí Juárez por las enseñanzas aportadas y el tiempo invertido en las revisiones realizadas.

Agradezco a la Ing. Isla, técnico del laboratorio de ambiental de la UACJ, la cual me apoyó con conocimientos, reactivos y tiempo en especial en los análisis realizados por la técnica de absorción atómica.

Agradezco a la Junta Municipal de Aguas y Saneamiento por los datos aportados en cuanto a las mediciones de iones metálicos realizadas en el año 2020, las cuales fueron de mucha ayuda para esta investigación.

De manera general quiero agradecer a todas y cada una de las personas que me apoyaron en la elaboración de esta investigación, en cuanto a conocimientos, infraestructura, reactivos y tiempo invertido.

RESUMEN

Las aguas subterráneas con gran frecuencia se contaminan por el crecimiento exponencial de la población. Ciudad Juárez cuenta con dos sistemas acuíferos importantes llamados Bolsón del Hueco y Bolsón de Mesillas, los cuales son explotados, lo que ha provocado la movilidad de sales y metales a la superficie, disminuyendo la calidad de agua. Por lo tanto, el objetivo de este proyecto es analizar la capacidad de adsorción máxima de Hierro(II) y Manganeso(II) a partir de nanopartículas de óxidos de hierro (Fe_xO_y) y hierro (Fe) cuando se encuentran combinados en proporciones de carbón activado. La síntesis de Fe y Fe_xO_y se lleva a cabo mediante una técnica de reducción simple. Éstas se agregan al carbón activado y se dopan a distintas concentraciones: 1:1, 3:1, 6:1 respectivamente. El nanocompuesto sintetizado se caracteriza por medio de SEM, FTIR, UV-Visible, y la capacidad de adsorción se caracteriza por medio de absorción atómica. La relación de concentración con mayor capacidad de adsorción fue la de 1:3, removiendo el 100 % a una concentración de 0.5 ppm en comparación con el carbón activado sin adición de nanopartículas.

Palabras clave: Aguas subterráneas, iones metálicos, nanocomposito, óxidos de hierro, carbón activado

Contenido

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN.....	10
1.1. Antecedentes	10
1.2. Planteamiento del problema	13
1.3. Objetivos.....	15
1.3.1. Objetivo general	15
1.4. Justificación	16
1.5. Hipótesis.....	18
Capítulo 2. MARCO TEÓRICO.....	19
2.1. Aguas subterráneas	19
2.2. Contaminación del agua	20
2.2.1. Contaminación del agua con compuestos orgánicos.....	20
2.2.2. Contaminación del agua con compuestos inorgánicos.....	21
2.2.3. Contaminación de agua con iones metálicos	22
2.3. NOM-127-SSA1-1997.....	23
2.4. Sistemas de tratamiento de aguas.....	24
2.4.1. Tratamiento primario	25
2.4.2. Tratamiento secundario.....	26
2.4.3. Tratamiento terciario (avanzado).....	27
2.4.4. Oxidación avanzada y ozonización	28
2.4.5. Oxidación electroquímica o electrooxidación.....	30
2.4.6. Ósmosis inversa	31
2.4.7. Adsorción.....	32
2.5. Nanotecnología	34
2.6. Nanomateriales	35
2.7. Síntesis de nanopartículas metálicas	36
2.8. Óxidos de Hierro	38
Capítulo 3. METODOLOGÍA	40
3.1. Síntesis de nanopartículas de Fe	40
3.2. Dopaje de nanopartículas de Fe/Carbón activado.....	41
3.3. Técnicas de caracterización de Fe/Carbón activado.....	41
3.3.1. Microscopía electrónica de barrido (MEB)	41
3.3.2. Espectrometría UV-Visible	42
3.3.3. Espectroscopia Raman.....	42
3.3.4. Difracción de Rayos X	43
3.3.5. Estimación de la cinética de sorción	43
3.3.6. Espectroscopia infrarroja con Transformada de Fourier (FT-IR)	44
Capítulo 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	45
4.1 Resultados.....	45
4.1.1. Caracterización de carbón activado.....	46
4.1.2. Caracterización de nanopartículas de Fe y Fe _x O _y	48
4.1.3. Caracterización del carbón activado con las nanopartículas de Fe y Fe _x O _y	54

4.1.4. Espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR).....	56
4.1.5. Cinéticas de sorción	57
Capítulo 5. CONCLUSIONES.....	63
RECOMENDACIONES.....	64
Capítulo 6. CRONOGRAMA.....	65

Índice de figuras

Figura 1. Fuga de agua potable en la Col. Juárez, Cd. Juárez Chih	15
Figura 2. Técnicas de síntesis de nanopartículas modificado de (Vasudeo, <i>et al.</i> 2018).....	37
Figura 3. Representación de un Microscopio Electrónico de Barrido.....	42
Figura 4. Representación del espectrofotómetro FT-IR.....	44
Figura 5. Micrografías MEB de carbón activado granular, observadas a: a) X100; b) X1k; c) X3k; d) 25k; e) 150k; f) 300k.....	47
Figura 6. Análisis elemental mediante espectroscopia de rayos X de energía dispersiva del carbón activado.....	48
Figura 7. Plasmón superficial de Fe y Fe _x O _y a una concentración de 0.001 M FeCl ₃	50
Figura 8. Espectros UV-vis de a hierro a granel, b nanohierro y c biomasa, que muestran una banda de plasmon de resonancia superficial de 293 nm para hierro a granel y 291 nm para el nanohierro. Imagen insertada que muestra la apariencia de un color amarillento oscuro después de la síntesis de nanohierro (Subramaniam <i>et al.</i> , 2015).....	50
Figura 9. Micrografías MEB nanopartículas de Fe y Fe _x O _y , observadas a: a) X25k; b) X110k; X150k; f) X300k.....	52
Figura 10. Molécula del PVP modificado de Koczkur, <i>et al.</i> (2015).....	52
Figura 11. Análisis elemental mediante espectroscopia de rayos X de energía dispersiva de las nanopartículas de Fe y Fe _x O _y	53
Figura 12. Micrografías del composito de CA/nps de Fe _x O _y en una relacion de 1:1, respectivamente a x100; x1 000; x25 000; x100 000; x150 000; x300 000.....	54
Figura 13. Micrografías del composito de CA/nps de Fe _x O _y en una relación de 1:3, respectivamente a x100; x1 000; x25 000; x100 000; x150 000; x300 000.....	55

Figura 14. Micrograffías del composito de CA/nps de Fe_xO_y en una relación de 1:6, respectivamente a x100; x1 000; x25 000; x100 000; x150 000; x300 000.....	55
Figura 15. Relación de espectros FT-IR a) carbón activado; b) CA/nps de Fe_xO_y (1:1); c) CA/nps de Fe_xO_y (1:3) y d) CA/nps de Fe_xO_y (1:6).....	56
Figura 16. Cinética de sorción de Fe(II) a 0.3 ppm.....	57
Figura 17. Cinética de sorción de Mn(II) a 0.3 ppm.....	58
Figura 18. Cinética de sorción de Fe(II) a 0.5 ppm.....	59
Figura 19. Cinética de sorción de Mn(II) a 0.5 ppm.....	60
Figura 20. Cinética de sorción de Fe(II) a 1.0 ppm.....	61

Índice de tablas

Tabla 1. Niveles de iones metálicos en agua de Cd. Juárez.....	13
Tabla 2. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.....	14
Tabla 3. Programa de acciones a corto plazo agua potable plan maestro 2012-2030.....	17
Tabla 4. Límites permisibles de características bacteriológicas.....	23
Tabla 5. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos.....	24
Tabla 6. Concentraciones de precursores a utilizar	40

Abreviaturas

CA-Fe₃O₄: Carbón activo con nanopartículas de óxidos de hierro

CA: carbón activado

Nps: nanopartículas

Fe: hierro

JMAS: Junta Municipal de Aguas y Saneamiento

IMIP: Instituto Municipal de Investigación y Planeación

Capítulo 1. INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Las aguas subterráneas son todos aquellos sistemas acuíferos que desarrollan un papel importante en la sociedad debido a sus características físicas, lo que permite su fácil utilidad y funcionan como presas subterráneas las cuales tienen la capacidad de preservar la calidad del agua mediante su filtrado natural (SEMARNAT, 2017); (Srivastav y Ranjan, 2020). El bolsón del hueco es uno de los más importantes sistemas acuíferos que se encuentran en la frontera de México y Estados Unidos, abarcando los estados de Nuevo México, Texas y Chihuahua. La explotación del Bolsón del hueco ha provocado una disminución de agua en la región de Cd. Juárez, la cual se da a través de 214 pozos, de los cuales 193 cuentan con equipo para la extracción de agua y los otros 21 no cuentan con este sistema. Además, se cuentan con 23 pozos que son suministrados por el Sistema Conejos Médanos perteneciente al Bolsón de Mesillas (SGM, 2010).

El agotamiento de los mantos acuíferos produce la movilidad del agua salobre hacia la superficie, donde se encuentra el agua dulce, deteriorando gradualmente a ésta. La salinidad del agua aumenta al sur de la región y en partes con menor profundidad, por lo que a menor cantidad de agua hay una mayor salinidad. La calidad del agua del Bolsón del Hueco disminuye por los altos contenidos de sales como sulfatos y cloruros y metales como aluminio, hierro, manganeso, entre otros (IMIP, 2016).

En los últimos años, se ha desarrollado un problema importante en la región de Cd. Juárez debido a la sobreexplotación que se le ha dado a los sistemas acuíferos de la

localidad, provocando que la calidad de agua se ha catalogado como “aceptable” o “mala” dependiendo la región. En algunos sectores de la localidad, como Anapra, se han detectado valores altos de cloruros, hierro, manganeso entre otros metales (Gamboa, 2017).

Por lo tanto, para la remoción de iones metálicos se utilizan materiales adsorbentes, por lo que se debe llevar a cabo un método de tratamiento avanzado no convencional como la adsorción, la cual puede optimizarse con nanomateriales magnéticos. Por ejemplo, Monika y colaboradores (Monika, *et al.* 2018) elaboraron nanopartículas de óxido de hierro (Fe_3O_4) y óxido de hierro con carbón activado ($\text{Fe}_3\text{O}_4/\text{AC}$), mediante el proceso de co-precipitación para la remoción de iones de $\text{Cr}(\text{VI})$, $\text{Cu}(\text{II})$ y $\text{Cd}(\text{II})$ de soluciones acuosas mediante lotes, determinando que la desorción con HCl a una concentración de 0.1 M las nanopartículas pueden regenerarse de manera eficaz y pueden usarse después de cuatro ciclos de adsorción-desorción sin ninguna pérdida de masa.

Por otro lado, Ali, AlOthman, Sanagi (Ali, *et al.*, 2015), sintetizaron un adsorbente nano-impregnado de hierro, el cual se caracterizó y se aplicó en la sustracción de fluoruro del agua. La sorción fue determinada mediante los modelos de Langmuir, Freundlich y Temkin mediante un modelo cinético confirmando los mecanismos de difusión de la película líquida y de pseudo-primer-orden.

En 2019, Spessato (Spessato, *et al.* 2019) reportaron la síntesis y caracterización de carbón activado superparamagnético (SPACs) para la remoción de paracetamol de disoluciones acuosas. El SPACs fue sintetizado por el método de co-precipitación,

produciendo nanopartículas de Fe_3O_4 por encima de la superficie del super carbón activado (SAC) con concentraciones de SAC/ Fe_3O_4 al 1:1, 1:2 y 1:3. La caracterización superficial reveló que el SPACs presenta micro y mesoporos con una gran área superficial. El estudio de adsorción máxima demostró que su capacidad máxima de adsorción ocurre a $\text{pH} < \text{pHPZC}$ (Valor de pH en carga cero), y el modelo cinético de pseudo-segundo orden y el modelo de equilibrio de Freundlich fue el que mejor se ajustó a los datos obtenidos.

Cruz y colaboradores (Cruz, *et al*, 2020), desarrollaron un nanocomposito de carbón activado con Fe_3O_4 (AC- Fe_3O_4), el cual fue aplicado como un nanoadsorbente para la remoción de sustancias farmacéuticas de aguas residuales. Los resultados obtenidos demostraron que el equilibrio de adsorción se alcanzaba después de 6 min con una eliminación del 99.97% de la promazina. Los resultados obtenidos corresponden a un modelo de pseudo-segundo orden cinético y el isoterma de Langmuir. Dado que el AC- Fe_3O_4 tiene una capacidad de adsorción de 101.01 mg/g^{-1} con una pérdida mínima a los cinco ciclos de adsorción. Por lo que el nanocomposito puede ser utilizado para la remoción de contaminantes en aguas residuales.

Dumestre y colaboradores (Dumestre, *et al.*, 2004), sintetizaron un carbón activado producto de residuos de algodón, el cual se activó con FeCl_3 . La influencia de la temperatura de pirólisis sobre las propiedades fisicoquímicas del carbón activado fue analizada mediante las técnicas de XRD y XPS. La capacidad máxima de adsorción de Cr(IV) para el adsorbente sintetizado fue 267.12 mg/g y la adsorción fue elaborada con los modelos de pseudo-segundo orden y modelo de isoterma de Langmuir.

Sin embargo, las metodologías de síntesis de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado son escasas y las que se encuentran actualmente son costosas. En esta investigación se propone una ruta de síntesis química simple para la síntesis del nanocompuesto de Fe y Fe_xO_y con carbón activado mediante el dopaje de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y en el carbón activado. El método propuesto es económico y fácil de utilizar.

Basado en lo anterior se propone la fabricación de un compuesto de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado para demostrar que éste es capaz de optimizar la capacidad de adsorción de Fe(II) y Mn(II) en un medio acuoso.

1.2. Planteamiento del problema

En el 2021 se realizó un estudio en aguas subterráneas en la región de Juárez por la Junta Municipal de Agua y Saneamiento dando como resultado niveles altos de manganeso y hierro, como se observa en la Tabla 1.

Tabla 1. Niveles de iones metálicos en agua de Cd. Juárez (JMAS, 2021).

Iones analizados	Cantidad en mg/L	Referencia
Pb	< 0.0200	JMAS (2021)
Al	< 0.0500	
As	< 0.0200	
Fe	1.17	
Hg	<0.0003	
Mn	0.3741	
Na	308.48	

Los iones metálicos como el hierro y manganeso mostrados en la Tabla 1 exceden los límites permisibles según la NOM-127-SSA-1994 (ver Tabla 2).

Tabla 2. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos. Fuente: NOM-127-SSA1-1994.

Característica	Límite permisible
Aluminio	0.20
Arsénico	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.01
Cianuros (como CN-)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.5
Cloruros (como Cl-)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO₃)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.00
Fierro	0.30
Fluoruros (como F-)	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001

Los iones de hierro y manganeso en altas concentraciones pueden proporcionar olor, sabor o darle color rojizo o café a el agua, dejando manchas en lavabos, inodoros e incluso la ropa. La presencia de estos iones tiene como uno de sus orígenes, el desgaste y corrosión de ductos y tuberías que incluso llegan a romperse y provocar fugas las cuales representan una gran pérdida del vital líquido, así como costos elevados en reparación de tuberías y daños en el pavimento. En la Figura 1, se

presenta un antecedente histórico de una gran fuga de agua en la colonia Juárez, provocando encharcamientos en la zona, así como daños en el pavimento.



Figura. 1. Fuga de agua potable en la Col. Juárez, Cd. Juárez Chih. Fuente: (Valenzuela, 2020)

Con la finalidad de proponer una alternativa de remediación a la problemática mencionada y a que las metodologías de síntesis de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado son escasas y costosas, se propone como alternativa, la síntesis química simple de un compuesto con propiedades magnéticas a partir de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado. Para ello, se planteó la siguiente pregunta de investigación: ¿Cuál es la capacidad de adsorción máxima de iones de Fe(II) y Mn(II) en un medio acuoso por un compuesto de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado?.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Cuantificar la capacidad de adsorción máxima de iones de Fe(II) y Mn(II) en un medio acuoso por un compuesto de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado.

Objetivos específicos

- Elaborar las soluciones precursoras para la síntesis de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y y dopar la superficie del carbón activado.
- Caracterizar química y microestructuralmente el compuesto de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado.
- Realizar un proceso de adsorción de los iones metálicos en un medio acuoso.
- Determinar los parámetros cinéticos de adsorción del compuesto de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado.

1.4. Justificación

La explotación de los acuíferos en la región de Cd. Juárez ha generado una baja calidad del agua y un déficit importante en la disponibilidad de este recurso con la calidad requerida. La calidad del agua se ve afectada debido a la migración ascendente de agua salada y iones metálicos en la superficie de los mantos acuíferos, la cual provoca una mezcla de agua dulce y salada. Altas concentraciones de sales y iones metálicos en el agua afectan directamente a la población desgastando la infraestructura y provocando riesgos a la salud, debido a que de los 214 pozos con los que cuenta la localidad solo 124 se encuentran operando y los otros 90 se encuentran fuera de operación por diversas causas, entre ellas los altos niveles de sal y iones como hierro(II) y manganeso(II) que se encuentran en el agua (IMIP, 2016).

Los iones metálicos de Fe(II) y Mn(II) tienen una alta capacidad de oxidación, la cual produce óxidos que se acumulan en las tuberías provocando pérdidas de presión y daños en la infraestructura, lo cual significa una derrama económica.

Además, las altas concentraciones le dan color, olor e incluso sabor que pueden llegar a provocar manchas que son difíciles de quitar (Cuchimaque-Lugo, Vargas-Fiallo y Ríos-Reyes, 2013).

Actualmente se cuenta con un Plan Maestro para el mejoramiento de los Servicios de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento de Juárez, Chihuahua, en cual menciona que en un periodo de 20 años se tiene contemplada una lista de acciones para el sistema de agua potable y el mejoramiento de la eficiencia del servicio. Se han identificado aproximadamente 103 acciones de inversión en infraestructura, del cual el costo en acciones para el agua potable representa el 34%, el alcantarillado 44%, el saneamiento 11% y otro 11% para el mejoramiento de la eficiencia (JMAS, 2013).

En la Tabla 3 se muestra el precio estimado de inversión por la Junta Municipal de Aguas y Saneamiento para la remoción de iones como el hierro y el manganeso. Dando un costo aproximado de 450,000,000 de pesos en periodo de 2 años aproximadamente (JMAS, 2013).

Tabla 3. Programa de acciones a corto plazo agua potable plan maestro 2012-2030. Fuente: (JMAS, 2013).

Sistema	No.	Priorización	Acciones	Costo estimado (millones de pesos)	Tiempo (años)	Programa
Programa de acciones a corto plazo agua potable Plan Maestro 2012-2030						
AP	1	1	Estudio, proyecto y obras para corregir falta de interconexión de acueducto Conejos Médanos con los tanques de distribución de la zona alta, incluye monitoreo y control automatizado.	10	1	JMAS
AP	2	2	Elaboración de un estudio de viabilidad técnica y económica para instalar la tecnología adecuada para remover el hierro y manganeso del agua de los pozos en esa situación: así como arenas y sales.	2	1	JMAS
AP	3	3	Instalar plantas en pie de pozo para remover hierro y manganeso presentes en el agua de los pozos.	440	2	APAZU

La síntesis de nanocompuestos de hierro y carbón activado se deriva de una gran variedad de métodos físicos y químicos. Algunas aplicaciones de este nanocomposito son la remoción de fármacos, iones metálicos, así como de compuestos orgánicos (Cruz, Madkour, Al-Hetlani, 2020). Por esta razón se plantea fabricar un nanocomposito que sea de bajo costo, así como aplicable en la remoción de iones metálicos presentes en el agua, con la finalidad de generar un servicio que sea favorable para la sociedad. El nanocompuesto que se propone realizar cuenta con propiedades de adsorción, así como propiedades magnéticas, las cuales conforman un material que puede solucionar la problemática actual de contaminación con la presencia de sales y iones metálicos en el agua de Cd. Juárez, Chihuahua.

Debido a lo anterior se propone la elaboración de un compósito de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y con carbón activado, el cual tendrá propiedades magnéticas, así como una capacidad de adsorción optimizada que tendrá beneficios en tratamientos de agua convencionales para la remoción de iones de Fe(II) y Mn(II).

1.5. Hipótesis

Al dopar el carbón activado con las nanopartículas de Fe y Fe_xO_y aumentará su capacidad de adsorción de Fe(II) y Mn(II) en un medio acuoso en un 50%.

Capítulo 2. MARCO TEÓRICO

2.1. Aguas subterráneas

Las aguas subterráneas desempeñan un papel importante en el crecimiento económico de un país, debido a sus características físicas y a que funcionan como almacenes subterráneos, de los cuales la extracción del agua se puede dar en cualquier etapa del año (SEMARNAT, 2017). Ciudad. Juárez cuenta con dos acuíferos importantes, el Bolsón del Hueco y el Bolsón de Mesillas, donde el primero posee agua de mala calidad, debido a la presencia de altos Sólidos Disueltos Totales; el segundo acuífero presenta niveles altos de salinidad en agua y la información con la que se cuenta es escasa (JMAS, 2013). El acuífero del Bolsón del Hueco se extiende por el estado de Chihuahua, Nuevo México y el estado de Texas con una extensión total de aproximadamente 10,800 km², de los cuales 7,000 km² se ubican en Nuevo México, 2,400 km² en Texas y 1,200 km² en Chihuahua (Heywood y Yager, 2003).

El Bolsón de Mesillas se extiende a lo largo del estado de Chihuahua y el estado de Texas. El Bolsón de la Mesilla es un acuífero superficial de tipo endorreico, el cual está separado del Bolsón del Hueco por una estructura rocosa. El Bolsón del Mesilla contiene agua dulce y agua salada en un rango que va de menos de 1,000 a 10,000 o más miligramos por litro de sólidos disueltos. La salinidad del agua aumenta hacia el sur y se encuentra en las partes menos profundas del acuífero. Por lo que, en ambos acuíferos la disminución del nivel de agua que tienen es directamente proporcional a el aumento de la salinidad y metales presentes (George, Mace y Petrossian, 2011).

2.2. Contaminación del agua

El agua es uno de los bienes naturales más importantes que el hombre ha explotado más que cualquier otro recurso para sustentar su vida. La mayor parte del agua en este planeta se almacena en océanos y casquetes de hielo que son difíciles de recuperar para nuestras diversas necesidades. La cantidad de agua utilizable es muy limitada en la tierra, sin embargo, el agua se purifica continuamente por evaporación y precipitación, pero la contaminación del agua se ha convertido en uno de los problemas ambientales más importantes de los últimos tiempos (Goel, 2011).

La contaminación del agua, como otras preocupaciones ambientales, ha sido el foco de interés público generalizado durante aproximadamente tres décadas, y este interés parece estar aumentando. La distribución de los ríos más contaminados en el país no es uniforme, debido a que las peores situaciones tienden a encontrarse en alrededor de las grandes conurbaciones y áreas industriales (Abel, 1996). Por otro lado, existen tres tipos de contaminación del agua, la contaminación por compuestos físicos, biológicos y químicos como los compuestos orgánicos e inorgánicos (Shweitzer y Noblet, 2018).

2.2.1. Contaminación del agua con compuestos orgánicos

Los contaminantes orgánicos presentes en el medio ambiente y los cuerpos acuáticos se convierten en una peligrosa amenaza para la salud de toda la vida y el medio ambiente. Los contaminantes orgánicos se han convertido en uno de los problemas ambientales más críticos en el agua por que son persistentes en los cuerpos acuáticos. Es por lo que la remediación de contaminantes orgánicos en el agua es un tema de preocupación a nivel mundial (Lug y Astruc, 2020). La gran mayoría de estos

contaminantes son desechos industriales, tintes textiles, productos farmacéuticos, hormonas y productos para cuidado personal que son vertidos en las aguas residuales (Alneyadi, Raul y Ashral, 2018).

La composición molecular de los compuestos orgánicos se caracteriza por la presencia de enlaces químicos estables, lo que permite que sean resistentes a la degradación. Los contaminantes orgánicos tienen efectos nocivos en los cuerpos hídricos (Lonborg *et al.*, 2006), y en los humanos pueden llegar a provocar una serie de síntomas como vomito, cefalea, dolor de garganta, afecciones pulmonares como cáncer de pulmón e incluso la muerte (Dai *et al.*, 2017). Para la eliminación de estos compuestos se emplean distintas tecnologías fisicoquímicas en las cuales se incluye la adsorción, la condensación, la incineración, la combustión catalítica y la oxidación térmica (Yu *et al.*, 2017).

2.2.2. Contaminación del agua con compuestos inorgánicos

Los embalses de agua en el mundo están siendo contaminados por varios tipos de contaminantes, como los hidrocarburos, insecticidas, productos farmacéuticos, cosméticos, residuos químicos, metales pesados, entre otros (Srivastav y Ranjan, 2020). Muchos metales pesados como el cobre (Cu), cadmio (Cd), cobalto (Co), plomo (Pb), zinc (Zn), manganeso (Mn) y hierro (Fe) han sido reportados en el agua potable, proveniente de las aguas superficiales, el agua del mar o aguas subterráneas. Algunos de estos metales pesados pueden tener impactos agudos o graves provocando el riesgo de contraer cáncer, daños en la piel, daños renales, enfermedades cardiacas, anemia, daños hepáticos y problemas gastrointestinales, resultado de la acumulación

en las aguas receptoras como cuerpos acuáticos, recursos de agua potable o incluso agua con uso recreativo (Chowdhury, Mazumder, Al-Attas y Husain, 2016); (Huber, Welker y Helmreich, 2016).

2.2.3. Contaminación de agua con iones metálicos

Los iones de metales en el agua potable representan una amenaza para la salud humana. La población se encuentra expuesta a los iones de metales pesados principalmente por el consumo de agua, pocos iones de metales pesados pueden bioacumularse en el organismo humano y así provocar enfermedades como cáncer y otros riesgos a la salud. Los metales pesados se liberan al ambiente mediante procesos naturales y actividades antropogénicas (Singh, Kumari, Nandan, Kumary Agrawal, 2016); (Chowdhury, Mazumder, Al-Attas y Husain, 2016). Las fuentes naturales incluyen volcanes, erosión del suelo, desintegración de rocas, etc., mientras que las actividades antropogénicas son generadas por la extracción de minerales, vertederos industriales, descargas de agua urbanas, actividades mineras, agricultura, refinación de metales, explotación de los mantos, etc. (Harvey, Handley y Taylor, 2015).

Los iones de metales pesados se clasifican en metales esenciales y no esenciales o tóxicos según su toxicidad y valor nutricional. Cu(II), Mn(II), Fe(II), Zn(II) y Co(II) son necesarios en cantidades mínimas para el funcionamiento normal y la supervivencia de los seres vivos (Muhammad, Ullah y Jadoon, 2019). Por otro lado, las concentraciones bajas de iones de metales pesados pueden causar efectos de deficiencia. Entre los iones de metales tóxicos se encuentran al As(III), Pb(II) y Cd(II), los cuales pueden

causar problemas a la salud como intoxicaciones por su reactividad y su alta capacidad de bioacumulación en el organismo (Muhammad y Ahmad, 2020).

2.3. NOM-127-SSA1-1997

La NOM-127-SSA-1997 se encarga del abastecimiento de agua para uso y consumo humano con calidad adecuada enfocándose en la prevención de la transmisión de enfermedades gastrointestinales y otras. Se documentan límites permisibles en cuanto a sus características bacteriológicas, físicas, organolépticas, químicas y radiactivas. El objetivo principal de la NOM establece los límites permisibles de calidad y los tratamientos de potabilización en el agua para uso y consumo humano.

Tabla 4. Límites permisibles de características bacteriológicas. Fuente: NOM-127-SSA1-1997.

Característica	Límite permisible
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 ml
	2 UFC/100 ml
Organismos coliformes fecales	No detectable NMP/100 ml
	Cero UFC/100 ml

Tabla 5. Los límites permisibles de metales se refieren a su concentración total en el agua, la cual incluye los suspendidos y los disueltos. Fuente: NOM-127-SSA1-1997.

Característica	Limite permisible
Aluminio	0.20
Arsénico	0.05
Bario	0.70
Cadmio	0.01
Cianuros (como CN-)	0.07
Cloro residual libre	0.2-1.5
Cloruros (como Cl-)	250.00
Cobre	2.00
Cromo total	0.05
Dureza total (como CaCO3)	500.00
Fenoles o compuestos fenólicos	0.00
Fierro	0.30
Fluoruros (como F-)	1.50
Manganeso	0.15
Mercurio	0.001
Nitratos (como N)	10.00
Nitritos (como N)	0.05
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50
pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH	6.5-8.5
Plaguicidas en microgramos/l: Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03
Clordano (total de isómeros)	0.30
DDT (total de isómeros)	1.00
Gamma-HCH (lindano)	2.00
Hecaclorobenceno	0.01
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03
Metoxicloro	20.00
2, 4 - D	50.00

2.4. Sistemas de tratamiento de aguas

La reutilización del agua es identificada como la solución mas responsable para gestionar los problemas de escasez de agua mientras se construye una sociedad sostenible. La reutilización del agua para aplicaciones no potables ya se aplica en algunas regiones, pero una implementación más amplia está impulsada por las

necesidades básicas y no como una solución sostenible general que satisfaga las necesidades de la sociedad (Lazic *et al.*, 2017).

Los sistemas de tratamiento de agua tienden a simular procesos naturales, biológicos, físicos y químicos. Las diferencias en las infraestructuras se basan en el tipo de equipamientos empleados y su intensidad, así como las posibles combinaciones tecnológicas. Los tratamientos de agua se pueden definir en procesos fisicoquímicos, bioquímicos incluyendo los biológicos y la velocidad de los procesos (Salgot y Folch, 2018).

El tratamiento de aguas usualmente utiliza la combinación del tratamiento primario, secundario y terciario. El tratamiento primario simplemente tamiza, asienta las partículas de mayor tamaño, remueve las grasas y los aceites flotantes. El tratamiento secundario elimina biológicamente la materia orgánica y en algunas plantas más sofisticadas el nitrógeno y/o los fosfatos solubles. El tratamiento terciario elimina en gran proporción los microorganismos y otros patógenos en el proceso, empleando cloro, ozono o luz ultravioleta. La precipitación química de fosfatos es mayormente utilizada en los tratamientos primario y/o terciarios (Olsson y Newell, 1999).

2.4.1. Tratamiento primario

El tratamiento primario está diseñado para remover sólidos orgánicos e inorgánicos por medio de los procesos de sedimentación y flotación. Alrededor del 25 al 50% de la demanda bioquímica de oxígeno, del 50 al 70% de sólidos totales en suspensión y el 65% de grasas se eliminan durante el tratamiento primario. Los iones de metales pesados ligados a los sólidos también son eliminados durante la sedimentación

primaria, pero los constituyentes coloidales y disueltos no se ven afectados (Sonune y Ghate, 2004).

El tratamiento primario se da mediante procesos de cribado, filtración, centrifugación, sedimentación, coagulación, métodos de gravedad y flotación. Normalmente estos métodos se utilizan cuando el agua está excesivamente contaminada (Kumar, Ali, Saleh, Nayak, Agarwal, 2012). En este tratamiento se sedimentan los sólidos suspendidos mediante procesos fisicoquímicos (Cabildo *et al.*, 2008). La sedimentación se da por medio de la gravedad con la ayuda de coagulantes o por medio de centrifugación (Cristóvão *et al.*, 2014).

2.4.2. Tratamiento secundario

El tratamiento secundario normalmente incluye etapas de tratamiento biológico y sedimentación (Luukkonen y Pehkonen, 2016). Posteriormente se reduce la materia orgánica y los sólidos en suspensión. En cuanto al tamaño de los sólidos, la distribución es de aproximadamente 30% suspendidos, 6% coloides y 65% sólidos disueltos (Sonune y Ghate, 2004).

El proceso de tratamiento secundario consiste en el tratamiento biológico de aguas residuales utilizando diferentes tipos de microorganismos en un ambiente controlado. Se utilizan varios procesos biológicos aeróbicos para el tratamiento secundario que difieren principalmente en la forma en que se suministra el oxígeno a los microorganismos y en la velocidad a la que los organismos metabolizan la materia orgánica (Sonune y Ghate, 2004). En el proceso secundario, el agua circula en un reactor que mantiene una alta concentración de microorganismos, generalmente

bacterianos y cepas de hongos, los cuales metabolizan la materia orgánica en agua, dióxido de carbono y amoníaco. A veces, la materia orgánica se convierte en otras sustancias como etanol, glucosa, nitratos, etc. (Kumar, *et al.*, 2012). El agua que se produce en los tratamientos secundarios tiene una demanda bioquímica de oxígeno un 90% más bajo que lo que tenía en el tratamiento primario (Cabildo *et al.*, 2008).

2.4.3. Tratamiento terciario (avanzado)

El tratamiento terciario se puede definir como cualquier proceso de tratamiento en el que se agregan operaciones unitarias al esquema de flujo siguiendo los procedimientos convencionales del tratamiento secundario. El objetivo de los tratamientos terciarios es la eliminación de micronutrientes, iones de metales pesados y patógenos (Boer, Gonzalez-Rodríguez, Conde y Moreira, 2022). Los tratamientos terciarios pueden ser tan simples como la adición de un filtro para la eliminación de sólidos en suspensión o tan complejas como la adición de un filtro para la eliminación de sólidos en suspensión o tan completas como la adición de muchos procesos unitarios para la eliminación de compuestos orgánicos, sólidos en suspensión, y elementos como el nitrógeno, azufre y fósforo (Sonune y Ghate, 2004).

Por lo tanto, deben tenerse en cuenta los procesos de tratamiento terciario como la ósmosis, oxidación avanzada, ultravioleta, electroquímica, filtración con arena, filtración con membrana, tratamientos de irradiación, adsorción por medio de carbón activado, entre otros (Luo, Guo, Hao, Nhiem, Hai, Zhang, Liang y Wang, 2014).

2.4.4. Oxidación avanzada y ozonización

Los POA son realmente eficientes para el tratamiento de varios contaminantes orgánicos tóxicos, y la destrucción completa de contaminantes emergentes como pesticidas, colorantes y otros nocivos que se producen de forma natural los cuales no son removidos en otros procesos de tratamiento tradicionales. Los POA se comenzaron a utilizar en tratamientos de agua potable en los años 80's. Posteriormente se utilizaron mas tratamientos oxidativos en aguas residuales (Ameta y Ameta, 2018).

Los POA son procesos que implican el uso simultaneo de mas de un proceso de oxidación e implican la producción acelerada del radical libre hidroxilo altamente reactivo. Estos procesos incluyen técnicas como la oxidación del reactivo de Fenton, la fotólisis ultravioleta y la sonólisis, y son capaces de degradar contaminantes orgánicos a temperatura ambiente y presión (Sivagami *et al.*, 2017). La principal ventaja del proceso de oxidación avanzada es que los contaminantes orgánicos comúnmente se oxidan a CO₂. Una amplia variedad de POA's están disponibles como procesos de oxidación química usando ozono, ozono combinado y peróxido, oxidación ultravioleta, electrooxidación, entre otros (Kumar, *et al.*, 2012).

Por otra parte, químicamente los POA se describen como los procesos de oxidación ligados a la producción de especies reactivas de oxígeno (ROS) como los radicales hidroxilos (-OH). Los radicales hidroxilos poseen un potencial redox elevado y no tienen selectividad. Por lo que pueden atacar a los compuestos orgánicos por medio de 4 rutas: extracción de hidrógeno, integración o adición de radicales y transferencia de

electrones. Este tipo de reacciones produce radicales de carbono, los cuales pueden convertirse en radicales orgánicos peroxilo con O_2 . Además, los radicales reaccionan junto con la generación de especies reactivas adicionales como el superóxido y el peróxido de hidrógeno, lo que lleva a la destrucción química y en algunos casos a la mineralización de los contaminantes presentes en el agua (Ghernaout y Elboughdiri, 2020).

El ozono (O_3) es un oxidante fuerte que se puede utilizar para oxidar directamente varios contaminantes o como precursor de otras especies reactivas (Coha, Farinelli, Tiraferri, Minella y Vione, 2021). El O_3 es demasiado inestable y reactivo para almacenarse o transportarse, por lo que debe producirse in situ a partir de aire seco u O_2 puro (Wei, Zhang, Hu, Feng y Wu, 2016). La ozonización es un proceso heterogéneo aplicado para el tratamiento oxidativo de agua potable y más recientemente para aguas residuales (Tosik, 2005); (Soltermann *et al.*, 2017). A la inversa de los oxidantes totalmente miscibles en agua como el peróxido de hidrógeno, se debe considerar la optimización de la transferencia de masa de la fase gaseosa a la acuosa (Boer, *et al.*, 2022).

El ozono puede degradar los contaminantes directa e indirectamente, principalmente a través de la formación de un agente oxidante más fuerte y menos selectivo, $-OH$ (Luo, *et al.*, 2014). Las reacciones directas del O_3 son particularmente importantes en el caso de compuestos con enlaces dobles de carbono, debido a la facilidad con la que el O_3 se suma a los enlaces $C=C$ para terminar romperlos (Turhan *et al.*, 2012). La reactividad del O_3 se extiende a otras clases de compuestos orgánicos, entre los que se encuentran los aromáticos ricos en electrones, los alcoholes y los aldehídos, pero

las constantes de velocidad de reacción son inferior en comparación con los alquenos (Asghar *et al.*, 2015); (Lee y Gunten, 2016). Las matrices acuosas pueden contener contaminantes que no reaccionan con el O₃, por ejemplo, los ácidos carboxílicos o compuestos con enlaces sencillos de C-C o incluso pueden reaccionar mal con ellos, en tal caso aun puede ser conveniente producir O₃ y usarlo como precursor de -OH (Coha, *et al.*, 2021).

2.4.5. Oxidación electroquímica o electrooxidación

Los procesos electroquímicos de oxidación avanzada se han desarrollado ampliamente como una técnica de tratamiento de aguas residuales eficiente y eficaz durante los últimos años. Estos procesos involucran la generación de diferentes especies reactivas que pueden degradar oxidativa mente cualquier clase de contaminantes orgánicos. Además, estas técnicas se caracterizan por una alta compatibilidad ambiental por que utilizan los electrones, los cuales son amigables al medio ambiente (Oladejo, Martinez-Huitle y Oturan, 2021).

La oxidación electroquímica emplea electrodos estables para oxidar directamente los contaminantes en el exterior de del electrodo y/o producir oxidantes en el agua. Las ventajas que comprende esta técnica son evitar productos químicos corrosivos, dejar poca huella, sin agotamiento de la alcalinidad, un proceso sencillo y más automático, además de portabilidad para el tratamiento de aguas durante emergencias y ambientes remotos (Ghernaout, 2019). Por otro lado, la electrooxidación es un método de aplicación económica, el cual consiste en la combinación de procesos físicos,

biológicos y químicos como filtración, flotación, precipitación, floculación, procesos anaerobios, aerobios, entre otros (Muddemann, Haupt, Sievers y Kunz, 2019).

2.4.6. Ósmosis inversa

La ósmosis inversa es el método de purificación de agua que se basa en la tecnología de desarrollo de membranas (Colla, Annunziata, Rosito, Lucca, Padilla, Menéndez, 2015). La ósmosis está reconocida como uno de los mejores procesos para el reciclaje de agua, debido a que se aplica una presión mayor que la osmótica. En estos procesos se utilizan varias membranas como celulosa, poliéster y poliamida. Para lograr la filtración requerida, las membranas se disponen en formas tubulares, de disco, de placa, de espiral y de fibra hueca (Kumar, *et al.*, 2012). La ósmosis inversa se ha utilizado como técnica de separación y concentración a niveles macro y micro para la eliminación de contaminantes solubles tóxicos, iónicos, no polares y de gran tamaño (Wenten y Khoiruddin, 2015).

Por otra parte, en la ósmosis inversa el agua de alimentación se bombea a alta presión a través de membranas permeables, separando sales del agua (Sonune y Ghate, 2004). El agua de alimentación se trata previamente para eliminar las partículas que obstruirán las membranas. La calidad del agua producida depende de la presión, la concentración de sales en el agua y la permeación de sal constante de las membranas (Hee y Tansel, 2015).

2.4.7. Adsorción

La adsorción generalmente se considera un método rentable y confiable para el tratamiento de aguas (Liu, Zhou, Lu y Zhou, 2020). La adsorción es un proceso de transferencia de masa que implica la acumulación de sustancias en la interfase de dos fases, como la interfase líquido-líquido, gas-líquido, gas-sólido o líquido-sólido (Manchisi, Matinde, Rowson, Simmons, Simate, Ndlovu y Mwewa, 2020). La sustancia que se adsorbe es el adsorbato y el material adsorbido se denomina adsorbente. Las propiedades de los adsorbatos y adsorbentes son muy específicas y dependen de sus constituyentes (De Gisi, Lofrano, Grassi y Notarnicola, 2016).

Si la interacción entre la superficie sólida y las moléculas adsorbidas es de naturaleza física, el proceso se denomina fisisorción. En este caso, las interacciones de atracción son fuerzas de Van Der Waals y al ser débiles, los resultados del proceso son reversibles. Además, se produce por debajo o cerca de la temperatura crítica de la sustancia adsorbida. Por otro lado, si las fuerzas de atracción entre las moléculas adsorbidas y la superficie sólida se deben a enlaces químicos, el proceso se llama quimisorción (Martins y Nunes, 2015). Por otro lado, es importante mencionar que en el proceso de adsorción se deben considerar algunos parámetros como el pH, temperatura, concentración del adsorbato, tiempo de contacto, tamaño de partícula del adsorbente, así como su naturaleza (Kumar, *et al.*, 2012).

Existen numerosos adsorbente de diferente naturaleza y pueden ser empleados en formas iniciales o modificadas para eliminar sustancias iones de metales pesados, los cuales se encuentran en el agua. Los materiales más utilizados son las zeolitas,

minerales arcillosos, biomateriales y el carbón activado (Singh y Gupta, 2016); (Elsayed *et al.*, 2017). La adsorción es un proceso que demuestra ser muy versátil, de precios bajos, sencillo, una gran eficiencia y muy fácil de emplear (Yu *et al.*, 2014). Además, la adsorción reduce costos, debido a que el tratamiento que se emplea se puede reutilizar en los diferentes procesos, así el adsorbente se puede regenerar, almacenar y reutilizar (Prola *et al.*, 2013).

2.4.7.1. Carbón activado

Los adsorbentes basados en carbón activado (CA) se emplean generalmente para la eliminación de contaminantes como iones metálicos debido a su estructura porosa bien desarrollada y un área de superficie específica elevada, así como distintos grupos funcionales en la superficie como grupos carboxilo, carbonilo, fenoles, quinonas, lactonas, entre otros, unidos a la superficie del carbón (Yu *et al.*, 2014). Los grupos funcionales que cuentan con átomos de oxígeno libres en el CA son hidrogenados para cargar positivamente la superficie y así promover una adsorción electrostática (Dai *et al.*, 2012).

Los materiales carbonosos más utilizados en la producción industrial son el carbón, la madera y la cascara de coco (Burakov, Galunin, Burakova, Kucheriva, Agarwal, Tkachev y Gupta, 2018). Como ya se mencionó anteriormente, el carbón activado se sintetiza a partir de diferentes materias primas, por lo tanto, presenta diferentes propiedades (Nor *et al.*, 2013).

. Las propiedades específicas del carbón dependen del método de activación empleado, que puede llevarse a cabo mediante procesos por contacto con un flujo de

vapor a alta temperatura o por vías químicas con el uso de ácidos (De Gisi, *et al.*, 2016). Las propiedades del CA, así como la forma en que se encuentran distribuidos los poros, la permeabilidad, área superficial, volumen del poro y la conductividad térmica, contribuyen en la capacidad de adsorción y energía cinética (Elsayed *et al.*, 2017).

El CA es un material no tóxico y de bajo costo con alta eficiencia debido a la estructura porosa y la gran superficie (Kamaraj, Srinivasan, Assefa, Adugna y Kebede, 2020). Según Manchisi, *et al.* (2020) actualmente, el CA es considerado el adsorbente más poderoso del mundo y es aplicable para la remoción de una variedad de contaminantes problemáticos como iones metálicos, fenoles, colorantes, pesticidas, fenoles policlorados, hidrocarburos clorados, detergentes, entre otros. Los CA comerciales están presentes en forma granulada, en polvo, de tela y fibrosa (Siong, YingSenthil, Mubashir, Majeed, Banat, Ho y Loke, 2021).

2.5. Nanotecnología

La nanotecnología y la nanociencia se refieren a la mejora, el avance o la aplicación de estructuras atómicas o moleculares con al menos una dimensión que está en el rango de la nanoescala de los 1 a los 100 nm con composición, morfología, tamaño y propiedades superficiales variables (Nasrollahzadeh, Sajjadi, Jamalipour, Iravani y Varma, 2020). El estudio de las nanopartículas no es nuevo. El concepto de “nanómetro” fue propuesto por primera vez por Richard Zsigmondy, el Premio Nobel de Química de 1925. Otorgo el término nanómetro explícitamente para caracterizar el

tamaño de las nanopartículas y fue el primero en medir el tamaño de partículas como los coloides de oro usando un microscopio (Hulla, Sahu y Hayes, 2015).

La nanotecnología abarca la nanofabricación, los nanomateriales y la aplicación de sistemas físicos, químicos y biológicos a escalas que van desde átomos o moléculas individuales hasta dimensiones nanométricas, así como la integración de las nanoestructuras resultades en sistemas más grandes (Bhushan, 2017). El tamaño pequeño, la adaptabilidad de la superficie, la solubilidad, la multifuncionalidad y las propiedades de los nanomateriales abren muchas vías de investigación nuevas en las diferentes ciencias (McNell, 2005). Las propiedades físicas, químicas, mecánicas y biológicas de los materiales a nivel molecular individual pueden diferir en comparación con sus propiedades generales a nanoescala (Zafar, Alnazzawi, Alrahabi, Fareed, Najeeb y Khurshid, 2019).

2.6. Nanomateriales

Los nanomateriales, principalmente como nanoadsorbentes y sus modificaciones, se han empleado para separar y purificar varios analitos. Los materiales se clasifican en la nanoescala por diferentes propiedades biológicas, físicas y químicas que el tamaño del material habitual o real. Por lo tanto, los materiales como los óxidos metálicos, las cerámicas, los polímeros y los derivados del carbono tienen un área superficial elevada y una relación superficie/volumen elevado a una nanoescala (Rashid, Shafiq, Akhter, Javid y Hussain, 2021).

Las propiedades físicas, químicas y biológicas de los materiales difieren fundamentalmente de las propiedades de los átomos individuales de la materia sólida a

granel y están controladas por los efectos de la mecánica cuántica, en lugar de la física clásica. Independientemente de las propiedades naturales y fisicoquímicas, como el tamaño, la estructura, la composición y la forma, los nanomateriales se caracterizan universalmente por una característica clave, la combinación de un tamaño pequeño y una superficie inmensa (Barkalina, Charalambous, Jones y Coward, 2014). Los nanomateriales pueden ser tanto artificiales como naturales. Lo que es diferente hoy es que los avances tecnológicos nos han permitido producir y detectar estos materiales y comenzar a comprender cómo su forma y tamaño pueden usarse con buenos resultados, y con esta capacidad, se puede comenzar a cambiarlos para que sean más explotables (Adlakha-Hutcheon, Khaydarov, Korenstein, Varma, Vaseashta, Stamm, Abdel-Mottaleb, 2009).

2.7. Síntesis de nanopartículas metálicas

Se pueden sintetizar distintas nanoestructuras empleando los diferentes procesos de síntesis que se muestran en la Figura 2; una nanopartícula se define como una nanoestructura con al menos una o varias dimensiones en un rango de los 1 a los 100 nm. Las nanopartículas se pueden sintetizar utilizando una variedad de técnicas. Mediante estas técnicas se sintetizan partículas en medios secos y en dispersiones acuosas. Además, se pueden sintetizar a partir de átomos o disminuyendo el tamaño de micropartículas a nanopartículas (Vasudeo, Kanny, Abitha y Thomas, 2018).

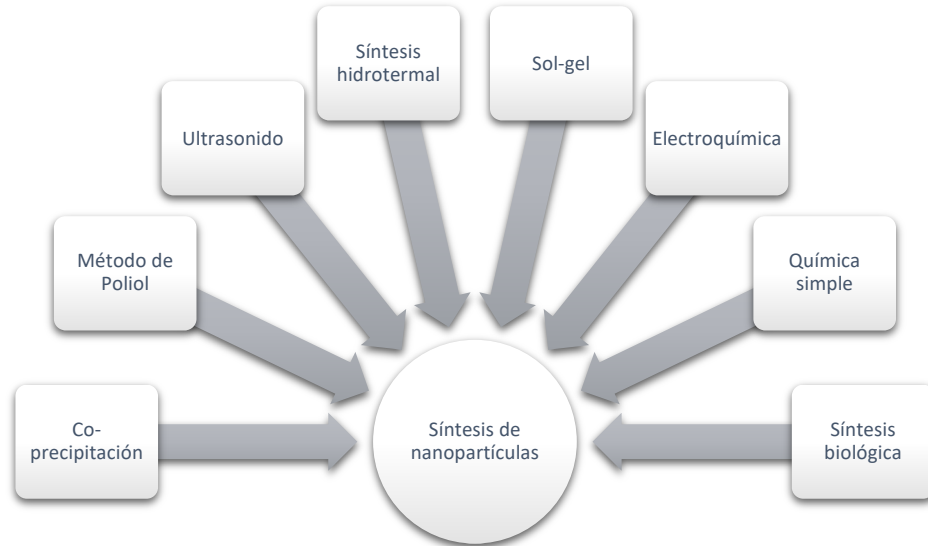


Figura 2. Técnicas de síntesis de nanopartículas modificado de Vasudeo, et al. 2018)

Una implicación importante en la síntesis de nanopartículas es la capacidad de controlar sus propiedades físicas, como el tamaño, la forma, el área superficial y la polidispersidad. En este contexto, el control de las propiedades físicas de las nanopartículas brinda la posibilidad de determinar las aplicaciones adecuadas para las partículas obtenidas. Sin embargo, un inconveniente importante con respecto a la síntesis de nanopartículas se centra en cuestiones de estabilización (Aguilar, Espinoza, Guerrero, Canseco, Velázquez, Aguilar y Navarro, 2019).

La síntesis de nanopartículas como ya se mencionó anteriormente se puede llevar a cabo empleando distintos métodos, los cuales se pueden clasificar en físicos y químicos. Por lo que, la síntesis depende en gran medida por la técnica utilizada. Por ejemplo, en las técnicas químicas el proceso se da mediante la reducción de los iones metálicos que se encuentran en soluciones acuosas y/o poliméricas, ya que las segundas funcionan como agentes estabilizadores, los cuales disminuyen el crecimiento descontrolado de las nanopartículas sintetizadas en la nucleación. En el

caso de los procesos físicos dependen de la aglomeración de los átomos para que se produzca la nucleación, el desarrollo del núcleo por la condensación de los iones, la coalescencia, etc (Zanella, 2012).

La síntesis de nanopartículas de hierro es un método complejo, debido a que no solo se debe proteger el tamaño y distribución de la nanopartícula, sino también el acoplamiento magnético ya que puede generar aglomeraciones en las partículas (Dumestre, 2004). Las primeras investigaciones tenían el objetivo de detectar y cuantificar los efectos del tamaño, asumiendo que hay una estrecha relación entre la óptica y el tamaño de las nanopartículas en las propiedades eléctricas, por lo que los métodos para la síntesis de partículas se concentraron en las técnicas coloidales las cuales han permitido controlar parámetros que pueden verse afectados por las propiedades del hierro (Machi, 2007).

2.8. Óxidos de Hierro

El hierro (Fe) es uno de los elementos más abundantes en la corteza terrestre, tiene una alta magnetización a temperatura ambiente y es un elemento ampliamente utilizado en la tierra, los organismos vivos y es esencial para varios procesos biológicos, como el transporte de oxígeno por la hemoglobina y la respiración celular. Las nanopartículas de hierro son uno de los pocos nanomateriales que pueden inyectarse en el cuerpo e incorporarse a las vías metabólicas naturales del ser humano. El Fe existe típicamente en el medio ambiente como óxidos de hierro(II) y hierro(III) (Iqbal, Iqbal, li, Gong y Qin, 2017). Las principales fases en las cuales podemos

encontrar este metal en la naturaleza son la magnetita (Fe_3O_4), hematita, limonita, siderita, pirita, etcétera (Forrellat *et al.*, 2000).

Las partículas de magnetita han sido ampliamente utilizadas en diferentes campos en los últimos años debido a sus características intrínsecas como el efecto magnético, baja toxicidad, área superficial elevada y son atribuibles a los estados de oxidación en la superficie de la nanopartícula. Las aplicaciones más importantes y recientes de estas especies son los medios de almacenamiento magnético, los materiales biosensores, las aplicaciones médicas, la cerámica y la catálisis, entre otras. Una aplicación muy importante en la síntesis de nanopartículas es la capacidad de controlar sus propiedades físicas, tales como el tamaño, forma, área de superficie y polidispersidad. El control de las propiedades físicas de las nanopartículas, da la posibilidad de determinar las aplicaciones adecuadas para las partículas sintetizadas. Sin embargo, un inconveniente importante con respecto a la síntesis de nanopartículas se centra en cuestiones de estabilización.

Existen principalmente dos mecanismos de estabilización de nanopartículas ampliamente utilizados: la estabilización electrostática y la estabilización estérica (Klekotka, *et al.*, 2018). En el primer caso, los sistemas se vuelven cinemáticamente estables, mientras que en el segundo los sistemas son estables desde el punto de vista termodinámico. La estabilización electrostática se basa en la repulsión de Coulomb entre partículas, promovida por una doble capa compuesta de iones absorbidos en la superficie de la partícula. La estabilización estérica, también conocida como estabilización con polímeros, es un método ampliamente utilizado en la estabilización de dispersiones coloidales (Cao y Wang, 2014).

Capítulo 3. METODOLOGÍA

3.1. Síntesis de nanopartículas de Fe

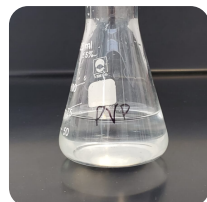
En la síntesis de nanopartículas se preparó una solución de $\text{FeCl}_3(\text{III})$ a una concentración de 0.001 M. La solución se colocó en una platina magnética, a la cual se le agregó poli-vinilpirrolidona a 0.0001 M durante una agitación de 15 minutos y posteriormente se agregó volumen de ácido gálico a una concentración de 0.01 M en una relación 2:1:1, respectivamente, se neutralizó y se llevó a pH básico con hidróxido de amonio, en agitación por una hora. Las soluciones preparadas se hicieron por triplicado y se les agregó el mismo volumen de solución férrica (Ruíz-Baltazar, Reyes-López y Pérez, 2017).

Tabla 6. Concentraciones de precursores a emplear.

Cloruro de hierro(III) (M)	Ácido Gálico (M)	Poli-vinilpirrolidona (M)
0.001	0.01	0.001



Preparación de soluciones de FeCl_3



Preparación de solución de PVP



Mezclar durante 10 min



Agregar Ác. Gálico e Hidróxido de Amonio



Mezclar durante 1 h



Caracterización

3.2. Dopaje de nanopartículas de Fe/Carbón activado

Al carbón activado comercial se le añadió la solución de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y en una relación 1:1, 1:3 y 1:6, respectivamente. Posteriormente, se expuso a 80°C por un tiempo aproximado de 1 h. Por último, se realizaron 5 lavados con agua ultradestilada y 5 con etanol, y se colocó en una estufa durante 12 horas a 80°C (Jain, *et al.*, 2018).



3.3. Técnicas de caracterización de Fe/Carbón activado

3.3.1. Microscopia electrónica de barrido (MEB)

La técnica MEB se utiliza para conocer el tamaño, forma, distribución de las fases y del material, así como las impurezas presentes que pueden o no modificar las propiedades de las nanopartículas. Para realizar el análisis se emplearon aumentos que oscilan entre los X100 y los X300 000. Las muestras analizadas se colocaron en un portaobjetos y se colocaron en el equipo (Ali, ALothman y Sanagi, 2015).



Figura 3. Representación de un Microscopio Electrónico de Barrido

3.3.2. Espectrometría UV-Visible

La Espectroscopia por UV-Visible se emplea para la determinación cuantitativa de compuestos orgánicos, inorgánicos y biológicos. UV-Visible se basa en el análisis de la absorbancia o transmitancia de una solución la cual se coloca en una celda de plástico o cuarzo. Aproximadamente 2 gotas de a suspensión de nanopartículas se colocó en una cubeta de cuarzo y se diluyó en 1.5 mL de agua desionizada, posteriormente la cubeta se colocó dentro del espectrómetro JENWAY (7315 Spectrofotometer) realizando un barrido de longitud de onda de 1 a 900 nm.

3.3.3. Espectroscopia Raman

Los espectros Raman se obtienen al irradiar la muestra con una fuente de rayos láser con una radiación monocromática visible o infrarroja. Durante el proceso se registra el espectro de la radiación dispersada a un cierto ángulo, regularmente de 90°. Raman es una técnica que permite ver los cambios vibracionales cuantizados, que hay entre los enlaces de los átomos, pudiendo determinar el compuesto que se encuentra

en la muestra irradiada. Para realizar la caracterización Raman se tomó aproximadamente una gota de la suspensión de nanopartículas y se colocó en un portaobjetos; se dejó secar y se colocó en el espectrómetro Raman (Cruz, *et al.* 2020).

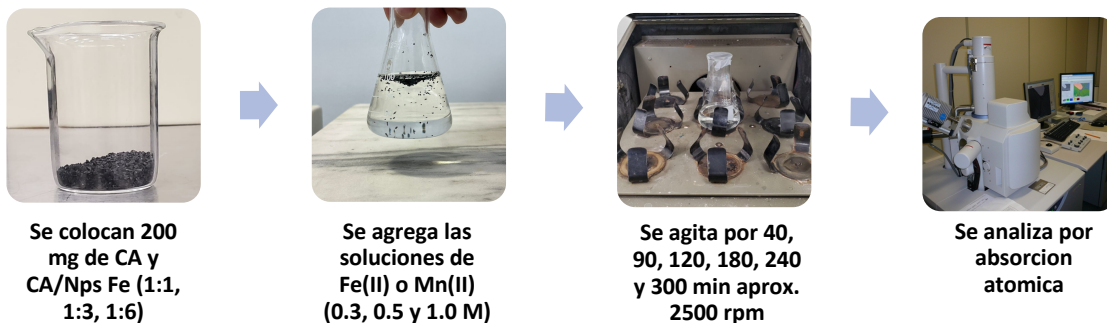
3.3.4. Difracción de Rayos X

La DRX utiliza radiación X la cual, al atravesar la muestra, interacciona con los electrones de los átomos de la materia produciendo una difusión. Cuando los rayos X se difunden sobre un cristal, existen interferencias constructivas como destructivas entre los rayos dispersados debido a que las distancias entre los centros de difusión son del mismo orden de magnitud que la longitud de onda de la radiación, dando como resultado la difracción de la radiación.

La caracterización por DRX se realizó colocando una pequeña muestra de suspensión sobre un portaobjetos, la cual se deja secar durante 24 horas aproximadamente para posteriormente colocarla en un difractor XPERT PRO (PANalytical). Posteriormente se realiza un barrido de 2θ de 0 a 80° (Cruz, *et al.* 2020).

3.3.5. Estimación de la cinética de sorción

Al carbón activado comercial se le agregó un volumen aproximado de 100 mL de solución de hierro a concentraciones de 0.3, 0.5, 1.0 mg/L, así mismo se hizo con el nanocompuesto de carbón activado con nanopartículas de hierro a 40, 90, 120, 180, 240 y 300 minutos. Los iones metálicos de Fe y Mn fueron analizados por absorción atómica. Este mismo proceso fue aplicado para el Mn (Rubí-Juárez, *et. al.* 2017).



3.3.6. Espectroscopia infrarroja con Transformada de Fourier (FT-IR)

La espectroscopia FT-IR es una técnica ampliamente utilizada para identificar los grupos funcionales en los materiales mediante el uso del haz de radiación infrarroja. La espectroscopia FT-IR mide la absorción de radiación infrarroja producida por cada enlace de los grupos funcionales. La radiación infrarroja va de los 4000 cm^{-1} a los 400 cm^{-1} (Ali, Bahadar, Ullah, Farooq, Akhtar y Asiri, 2018). Los espectros FT-IR de las muestras sintetizadas se obtuvieron utilizando una espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier, sistema Perkin Elmer Spectrum 100. Se pulverizó la muestra de CA comercial y el CA/Nps de óxidos de hierro en las diferentes relaciones (1:1, 1:3 y 1:6) y se analizaron. El espectro registrado fue de los $400\text{-}3000\text{ cm}^{-1}$ (Upasen, 2018).



Figura 4. Representación del espectrofotómetro FT-IR

Capítulo 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1 Resultados

El tema se eligió debido a la problemática que ocurre actualmente en Ciudad Juárez sobre la deficiente calidad del agua que se extrae de los mantos acuíferos de la región, debido a que se han encontrado niveles de iones metálicos de Fe(II) y Mn(II) en exceso. Otro aspecto se debe al trabajo preliminar en los estudios de pregrado de licenciatura con nanopartículas de hierro (Fe) pero en este caso se propuso adicionar otro material con el fin de crear un compuesto que apoyara en la remoción de estos iones metálicos y que fuera material nanocompuesto relativamente fácil de sintetizar, de bajo costo, y útil para enfrentar la problemática anteriormente mencionados.

El proyecto se delimitó con base en el objetivo general y los objetivos específicos, ya que ahí se describió lo que se espera hacer en el proyecto. De manera general, se analizó la capacidad de adsorción máxima de Fe-Fe_xO_y con carbón activado. Por otro lado, en los objetivos específicos se delimitaron de manera más concreta las etapas generales que se deben llevar a cabo para cumplir el objetivo general, como elaborar las soluciones precursoras para la síntesis de las nanopartículas de Fe-Fe_xO_y y dopar el carbón activado, caracterización química y microestructuralmente el compósito, el proceso de adsorción de los iones metálicos y determinación de la velocidad y parámetros de adsorción del compósito.

En cuanto a los sitios y buscadores, se utilizó fundamentalmente la Internet, tanto la domiciliaria como la del Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental (DICA), ya que no todos los artículos que hay en la red son gratuitos y la universidad tiene acuerdos de

intercambio de información, los cuales permiten obtener artículos de manera gratuita y, en caso de no encontrarlos descargables en ningún lado, se buscó en otras páginas de Internet que si cuenten con los documentos.

4.1.1. Caracterización de carbón activado

Se observó la morfología del carbón activado comercial por medio de MEB. La muestra de carbón activado se observó a X100, X1,000, X3,000, X25,000, X150,000 y X300,000. En la figura 5-a y 5-b se observa la microporosidad del carbón activado el cual tiene poros con tamaños aproximados de los 20 a 60 micrómetros. En la figura 4-c se observa un microporo el cual cuenta con un diámetro de aproximadamente 12 micrómetros. Por último, en la figura 5-d, 5-e y 5-f se observaron poros de menor tamaño que se encuentran dentro del microporo, estos poros tienen tamaños aproximados entre los 50 y 65 nm. Los poros con los que cuenta el carbón activado seleccionado se clasifican como macroporos, debido a que cuentan con tamaños superiores a los 50 nm. Según Li, *et al.* (2019), la Unión Internacional de Química Pura y Aplicada (IUPAC), los materiales porosos se pueden clasificar en tres tipos según el tamaño del poro, incluidos los materiales microporosos con un tamaño de poro de menos de 2 nm, los materiales mesoporosos con un tamaño de poro entre 2 y 50 nm, y materiales macroporosos con un tamaño de poro superior a 50 nm.

Por otro lado, los materiales que poseen una macroporosidad tienen un excelente rendimiento de transporte de masa, estructuras de poros múltiples, baja densidad, gran volumen de poros y áreas superficiales específicas (Sun, Huang, Chen, Li, Yang, Yuang y Su, 2016). Con base a las ventajas anteriormente mencionadas, el carbón

activado puede usarse ampliamente en adsorción, separación y otros usos. Sin embargo, los materiales macroporosos cuentan con áreas de superficie activas bajas debido al tamaño de sus poros (Zhao, Mao, Yan, Lu, Jiang y Yin, 2014).

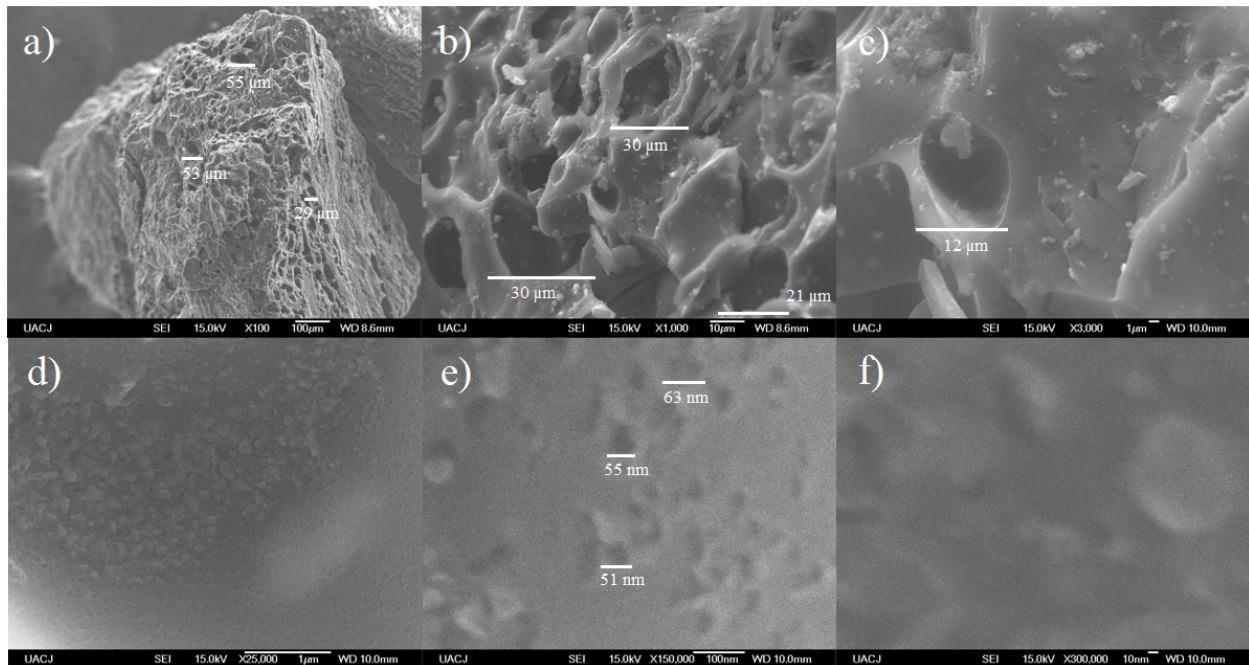


Figura 5. Micrografías MEB de carbón activado comercial, observadas a: a) X100; b) X1k; c) X3k; d) 25k; e) 150k; f) 300k

Por otra parte, en la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva se detectaron elementos como el Carbono (C), Oxígeno (O), Aluminio (Al), Silicio (Si) y Azufre (S). De los cuales en su mayoría era C, O y S correspondientes a la composición del carbón activado. El carbón activado se produce de una variedad de materiales ricos en carbono, tales pueden ser como la madera, lignina, cascara de cacahuate, entre otros materiales. Oxígeno, hidrógeno, azufre y nitrógeno están generalmente presentes en el CA en forma de grupos funcionales y/o átomos químicamente enlazados a la estructura. Así mismo en las estructuras del CA, los principales grupos funcionales que, generalmente se encuentran y se consideran responsables de la absorción de contaminantes incluyen los grupos carboxilo, carbonilo, fenoles, lactonas, quinonas, etc

(Bhatnagar, Hogland, Marques y Sillanpää, 2013). En la figura 6 se observa la dispersión de los elementos en el material de carbón activado.

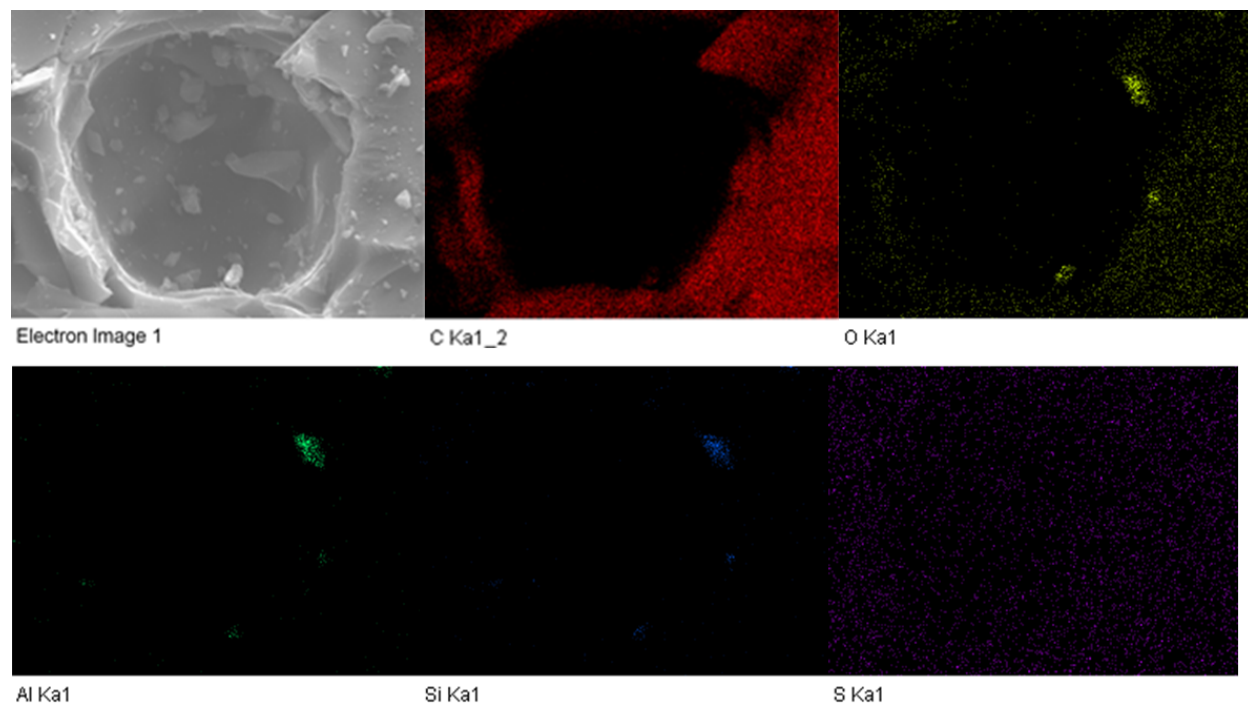


Figura 6. Análisis elemental mediante espectroscopia de rayos X de energía dispersiva del carbón activado comercial.

4.1.2. Caracterización de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y .

La síntesis de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y se realizó mediante la reducción de los iones de hierro que se encuentran en el medio acuoso formando coloides, los cuales si cuentan con un tamaño nanométrico presentarán el efecto Browniano. El efecto se presenta gracias al movimiento de las partículas en suspensión, el cual realiza coalescencias entre las moléculas bajo el efecto de la agitación térmica (Gomella y Guerree, 1977). Las partículas obtenidas en la concentración de 0.001 M de $FeCl_3$ presentaron dimensiones nanométricas por lo que se puede inferir que exhiben un

movimiento Browniano. Por lo contrario, si el tamaño no es controlado, el crecimiento tiende a ser mucho mayor; con el efecto del tiempo y la gravedad la partícula tiende a sedimentarse (Gabbasov *et al.*, 2019).

Los resultados del plasmón superficial de Fe y Fe_xO_y con la técnica de espectrofotometría UV-Visible son mostrados en la figura 7. La concentración de 0.001 M de FeCl_3 se sintetizo por quintuplicado. Las cinco suspensiones se analizaron, cada una de las cuales presentaron un pico de entre 294 y 296 nm.

Estos picos fueron comparados con las bandas de (Subramaniyam *et al.*, 2015) observados en la figura 8, donde reportan un pico máximo de 291 nm correspondiente a nanopartículas de hierro, con morfología esférica y un tamaño de 20-50 nm. Por otro lado, Lobotka *et al.*, (2013) reportaron un plasmon de 300 nm para nanopartículas de hierro a un tamaño de 6-30 nm. De acuerdo con Cruz *et al.*, (2012), la diferencia de 5 a 13 nm de longitud de onda se debe a que las nanopartículas sintetizadas se encuentran en ese rango de tamaño o pueden ser ligeramente más pequeñas. Cuando las nanopartículas tienen un mayor tamaño cuentan con un momento cuadrupolar presentándose efectos de distorsión en la amplitud y la fase de campo electromagnético, afirmando que existe una consecuencia directa entre la nanopartícula y la longitud de onda.

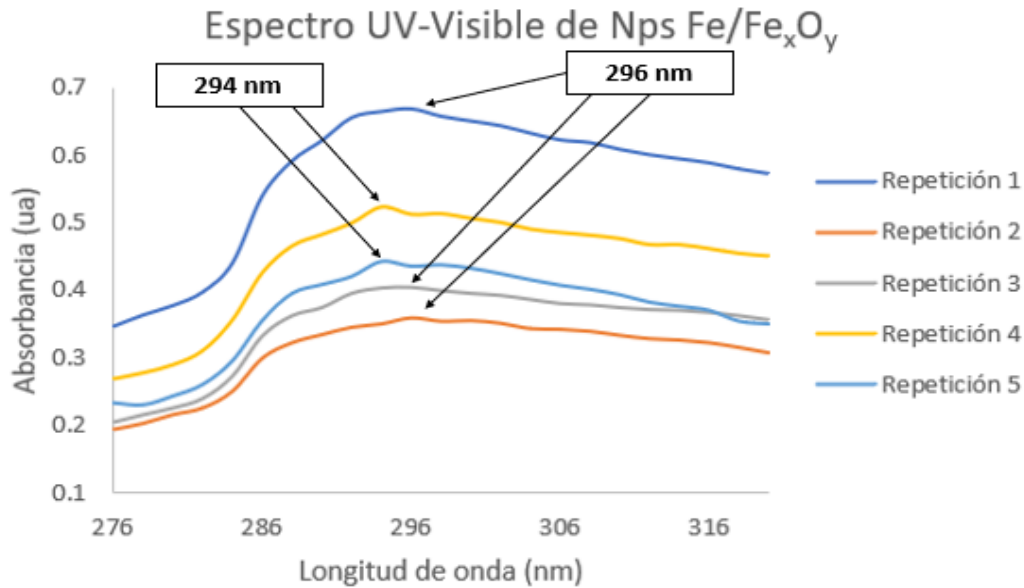


Figura 7. Plasmon superficial de Fe y Fe_xO_y a una concentración de 0.001 M FeCl₃

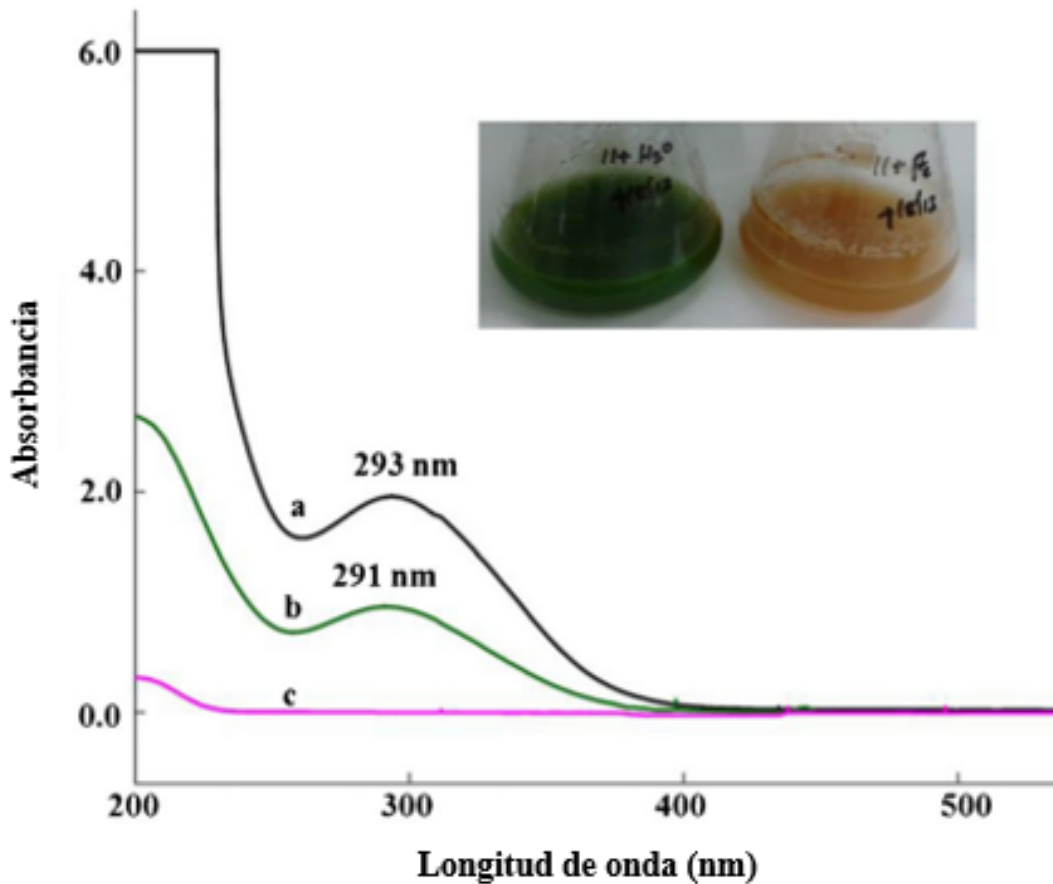


Figura 8. Espectros UV-vis de a hierro a granel, b nanohierro y c biomasa, que muestran una banda de plasmon de resonancia superficial de 293 nm para hierro a granel y 291 nm para el nanohierro. Imagen insertada que muestra la apariencia de un color amarillento obscuro después de la síntesis de nanohierro (Subramaniyam et al., 2015).

Por otra parte, se observó la morfología de las nanopartículas de Fe y Fe_xO_y a una concentración de 0.001 M por medio de MEB. La muestra de nanopartículas de Fe y Fe_xO_y se observó a X25k, X110k, X150k y X300k; la figura 9-a y 9-b muestra nanopartículas, las cuales se encuentran embebidas en el polímero por lo que se ven aglomeraciones de estas. Se debe tomar en cuenta que estas aglomeraciones se presentan porque las de menor tamaño rodean a las más grandes. En la figura 9-c las nanopartículas aglomeradas cuentan con un tamaño promedio que oscila entre los 44 a 88 nm.

Por último, en la figura 9-d a una mayor amplificación se apreciaron nanopartículas de menor tamaño con estructuras esféricas de un intervalo aproximado de 21 a 48 nm. Este fenómeno se debe a que el PVP mejora la movilidad de las nanopartículas al reducir el tamaño de estas. Además, el PVP previene aglomeraciones que se pueden dar en la síntesis, debido a que genera repulsión estérica entre las partículas por ser un polímero conductor de electrones (Kumar, Bae, Han, Chang y Lee, 2017).

Químicamente hablando la molécula de PVP contiene un grupo funcional fuertemente hidrofílico que corresponde a la pirrolidona y un lado hidrofóbico que corresponde al grupo alquilo como se observa en la figura 10. Por lo tanto, las cadenas hidrofóbicas de carbono son las que generan el impedimento estérico a través de las fuerzas repulsivas evitando segregaciones. En algunos casos, las distancias entre las partículas son tan dispersas que por eso el PVP se considera como un dispersante (Koczur, Mourdikoudis, Polavarapau y Skrabalak, 2015).

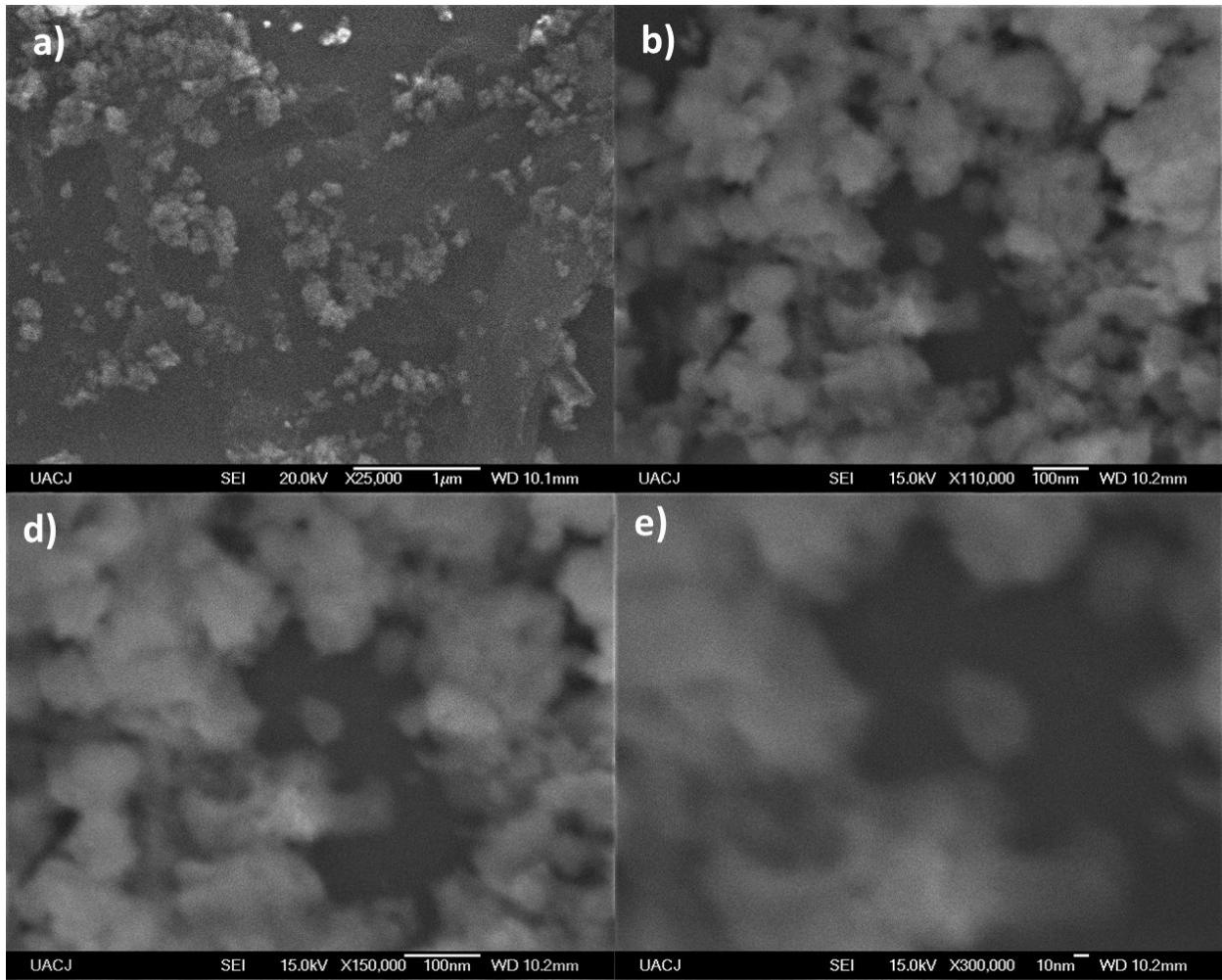


Figura 9. Micrografías MEB nanopartículas de Fe y Fe_xO_y , observadas a: a) X25k; b) X110k; X150k; f) X300k

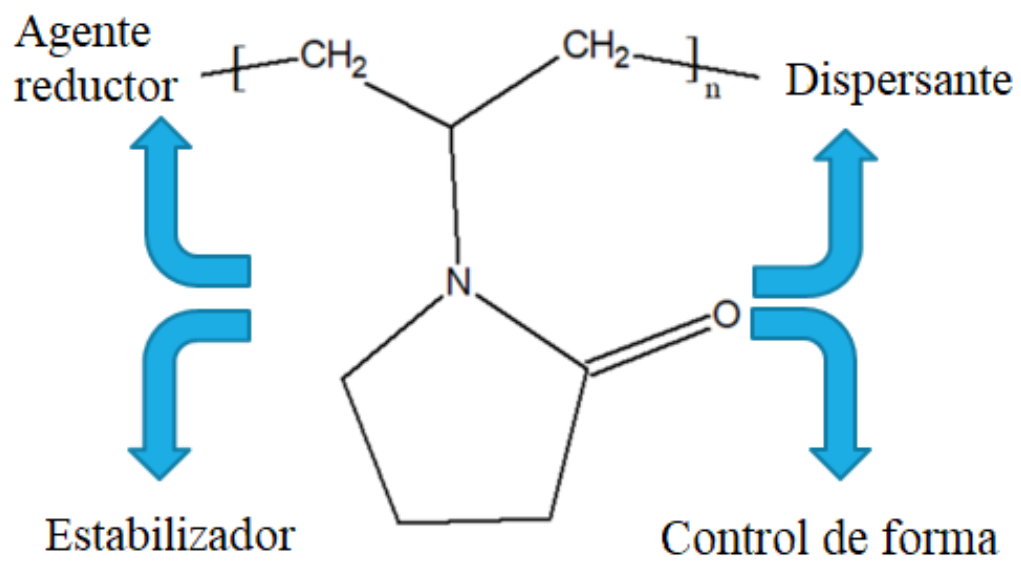


Figura 10. Molécula del PVP modificado de Koczur, *et al.* (2015).

Por otra parte, en la espectroscopia de rayos X de energía dispersiva se detectaron elementos como el carbono (C), nitrógeno (N) y Fe, de los cuales la mayor intensidad pertenece a C y N correspondientes a la composición del agente estabilizador utilizado para el control del tamaño de las nanopartículas, llamado PVP (figura 10). Según Mussig *et al.*, 2021 y Koczur, *et al.* (2015), el PVP es un polímero voluminoso, no tóxico, no iónico, con grupos funcionales C=O, C-N y CH₂ que se usa ampliamente en la síntesis de nanopartículas como agente estabilizador. Además, se observa que en el análisis composicional que se encuentra el Fe con baja intensidad, correspondiente a las nanopartículas sintetizadas embebidas dentro del polímero. En la figura 11 se observa la dispersión de los elementos en el material de carbón activado.

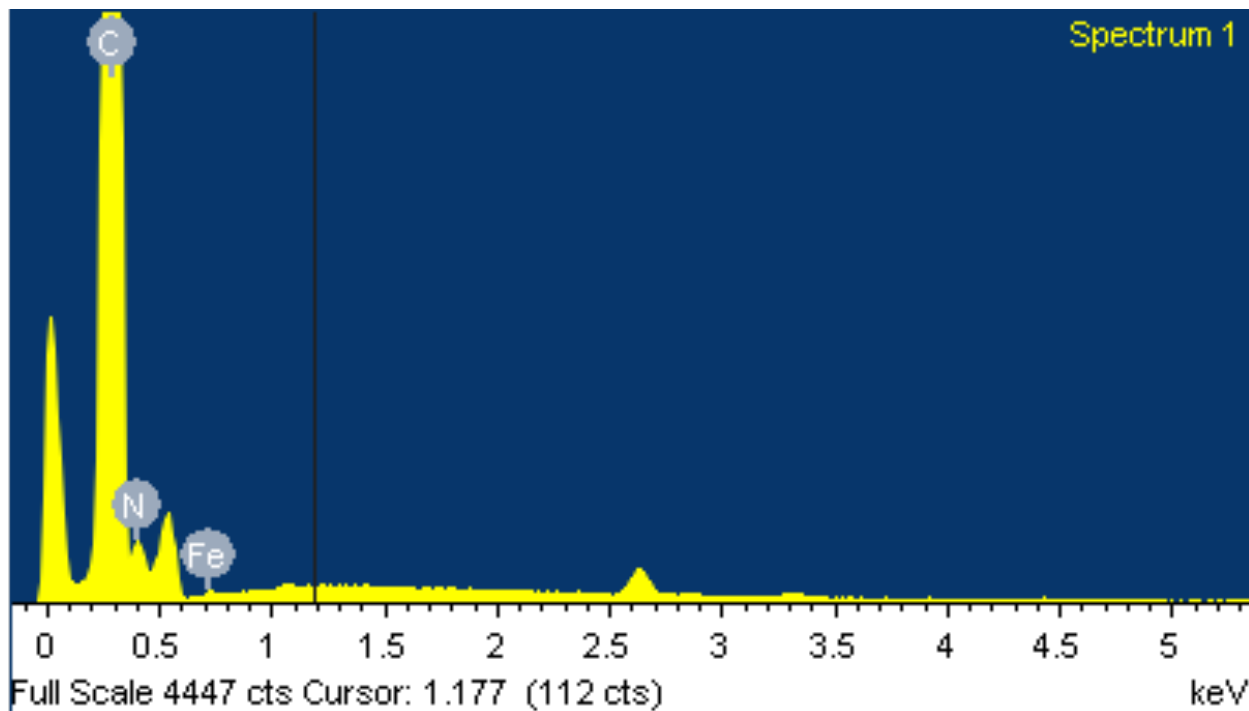


Figura 11. Análisis elemental mediante espectroscopia de rayos X de energía dispersiva de las nanopartículas de Fe y Fe_xO_y.

4.1.3. Caracterización del carbón activado con las nanopartículas de Fe y Fe_xO_y .

Por medio de la técnica de MEB, se observó tanto la morfología como la distribución en la que se encuentran las nanopartículas de hierro sobre la superficie del carbono. Por ejemplo, en la figura 12-a y 12-b se observan las nanopartículas dentro de los poros del CA a una relación de 1:1, respectivamente, las cuales presentan aglomeración entre ellas. En la figura 12-c, a un acercamiento de $\times 25\,000$, se observan más distribuidos los cúmulos de las nanopartículas con un tamaño promedio de 140 nm. Por último, en las figuras 12-d, 12-e y 12-f, las cuales se encuentran a $\times 100\,000$, $\times 150\,000$ y $\times 300\,000$, respectivamente, se observan mas de cerca las aglomeraciones, las cuales tienen tamaños que van desde los 88 hasta los 190 nm. En la figura 12-f se observa más a detalle nanopartículas de menor tamaño de aproximadamente 33 nm.

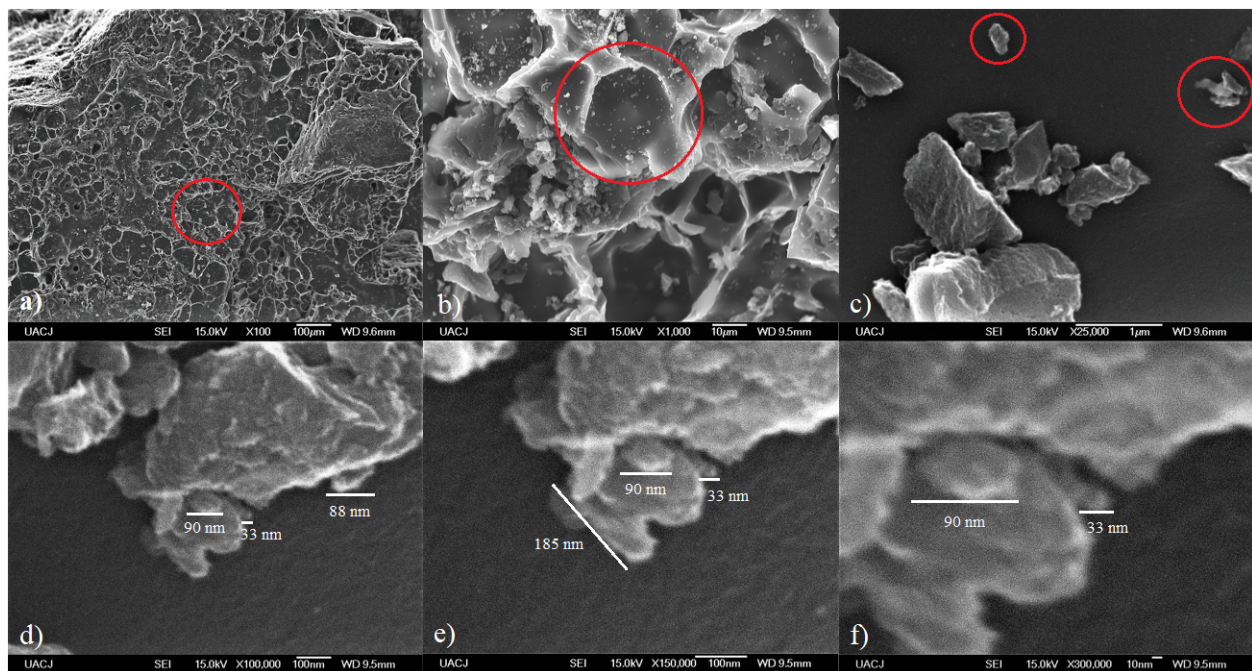


Figura 12. Micrografías del compuesto de CA/nps de Fe_xO_y en una relación de 1:1, respectivamente a $\times 100$; $\times 1\,000$; $\times 25\,000$; $\times 100\,000$; $\times 150\,000$; $\times 300\,000$

Por otra parte, se observa que existe una distribución heterogénea, por lo tanto, se puede decir que las nanopartículas no han saturado los poros del CA.

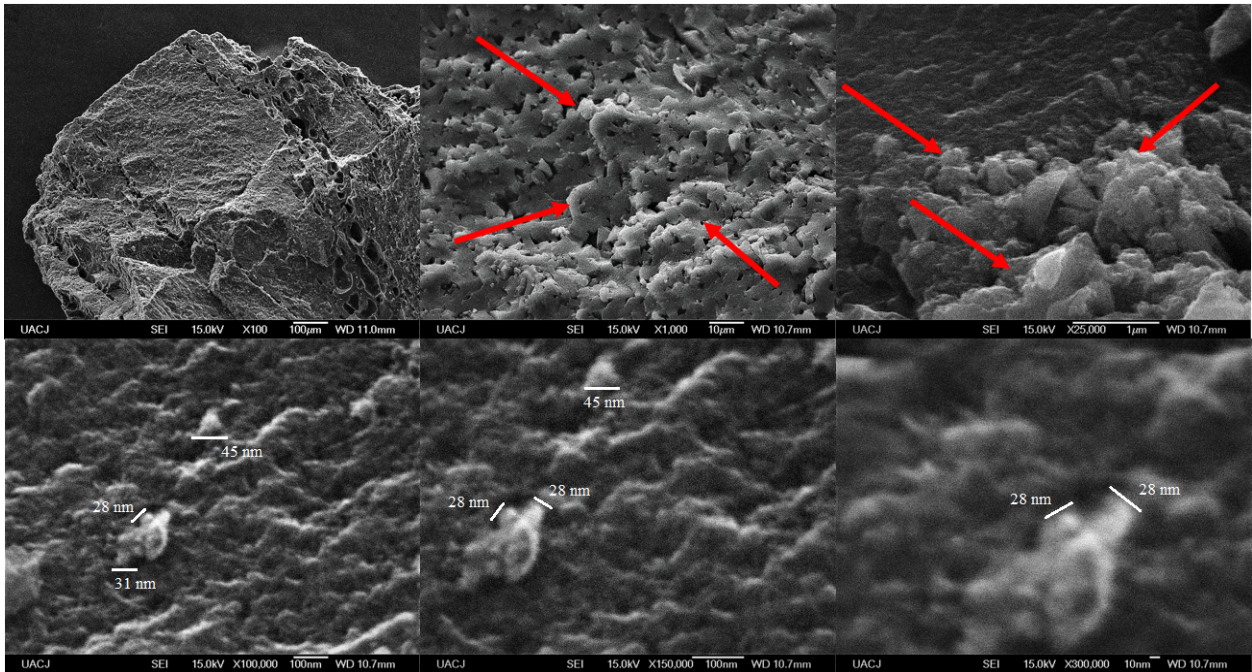


Figura 13. Micrografías del compuesto de CA/nps de Fe_xO_y en una relación de 1:3, respectivamente a x100; x1 000; x25 000; x100 000; x150 000; x300 000

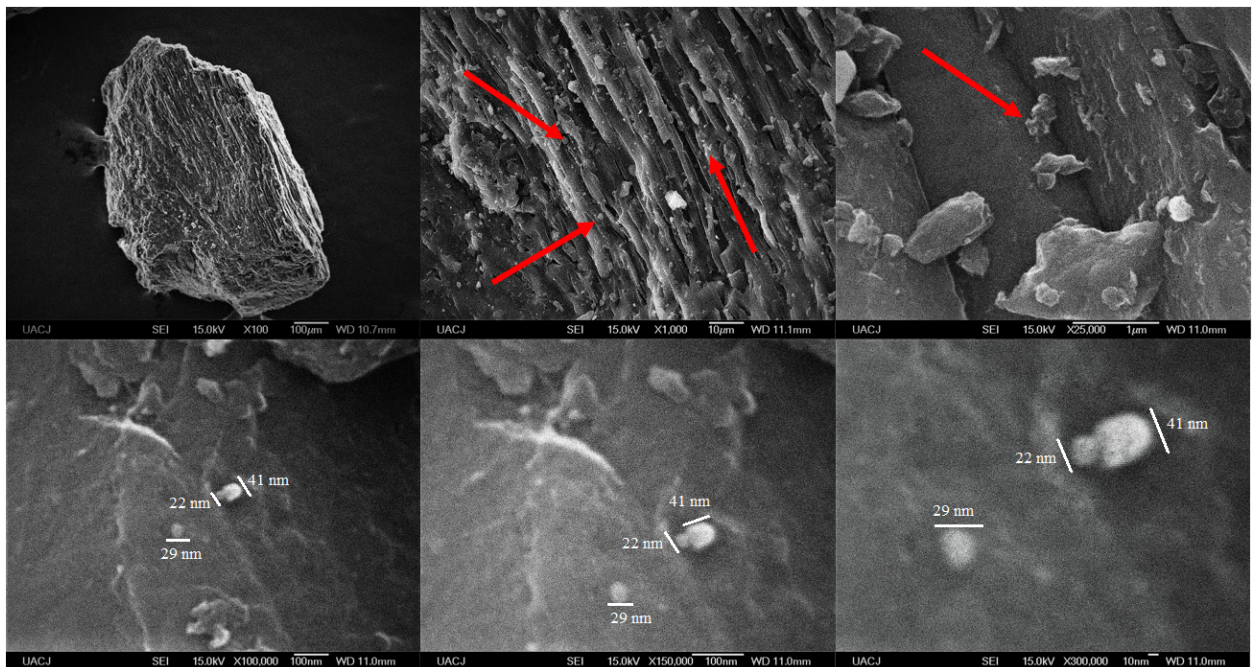


Figura 14. Micrografías del compuesto de CA/nps de Fe_xO_y en una relación de 1:6, respectivamente a x100; x1 000; x25 000; x100 000; x150 000; x300 000

4.1.4. Espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR)

Mediante la técnica FT-IR se observaron las bandas características de los materiales sintetizados; carbón activado comercial (CA) y carbón activado con nanopartículas de óxidos de hierro (CA/nps de Fe_xO_y) en las relaciones 1:1, 1:3 y 1:6, respectivamente. En las figuras 14-a, 14-b, 14-c y 14-d se observaron bandas características que corresponden a 1628 cm^{-1} (enlaces de C=O), 1524 cm^{-1} (dobles de N-H y enlaces de C-N), 1033 cm^{-1} (enlaces C-H) correspondientes al agente estabilizante (PVP) y al carbón activado (Mishra, Arora, Lahiri, Sitaram y Chandra, 2014); (Aguilar-Méndez, *et al.*, 2019). En las figuras 14-b, 14-c y 14-d se observaron bandas características que iban de los 474 cm^{-1} hasta los 602 cm^{-1} , las cuales corresponden a los enlaces del Fe-O de las nanopartículas de $600 - 475\text{ cm}^{-1}$ (Li, Church y Woodhead, 2012); (Yang, Zeng, Li, Liu, Chen, Zhou, Ye y Tang, 2015); (Khairunisa, Che, Rahman, Mohd y Shamsuddin, 2018).

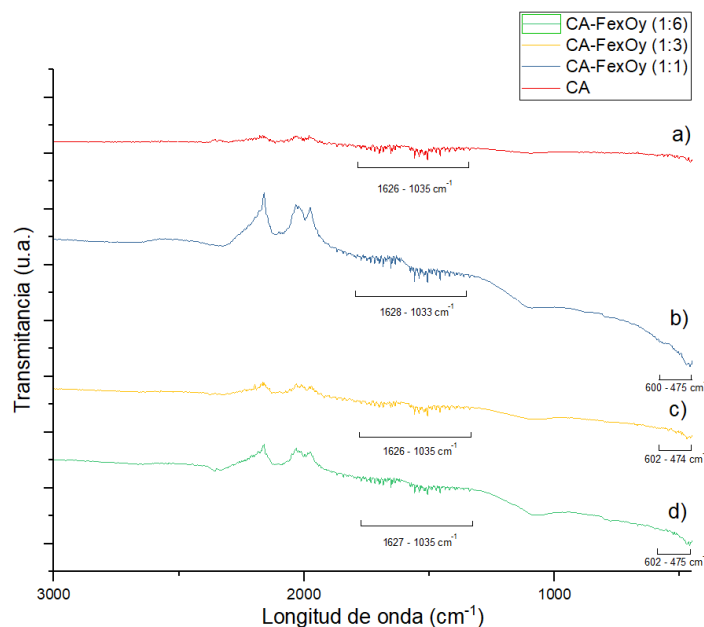


Figura 15. Relación de espectros FT-IR a) carbón activado; b) CA/nps de Fe_xO_y (1:1); c) CA/nps de Fe_xO_y (1:3) y d) CA/nps de Fe_xO_y (1:6)

4.1.5. Cinéticas de sorción

La remoción de los iones de hierro(II) y manganeso(II) se analizó mediante la espectroscopia de absorción atómica en el cual se emplearon las concentraciones de 0.3, 0.5 y 1.0 ppm para ambos analitos, de los cuales se compararon cuatro materiales distintos, tales son el carbón activado comercial contra el compuesto de carbón activado con nanopartículas de Fe y Fe_xO_y en relaciones 1:1, 1:3 y 1:6. Como se observa en la Figura 15, para la concentración de 0.3 ppm de Fe(II) la remoción del CA y el compuesto de CA/Nps Fe y Fe_xO_y (1:3) fue del 100% a partir de los 120 min. Para los compósitos de CA/Nps Fe y Fe_xO_y con una relación de 1:1 y 1:6 la remoción fue del 100% a partir de los 120 min. Siendo el CA y la relación de 1:3 las más eficientes en cuanto a tiempo para la remoción de Fe(II) a una concentración de 0.3 ppm.

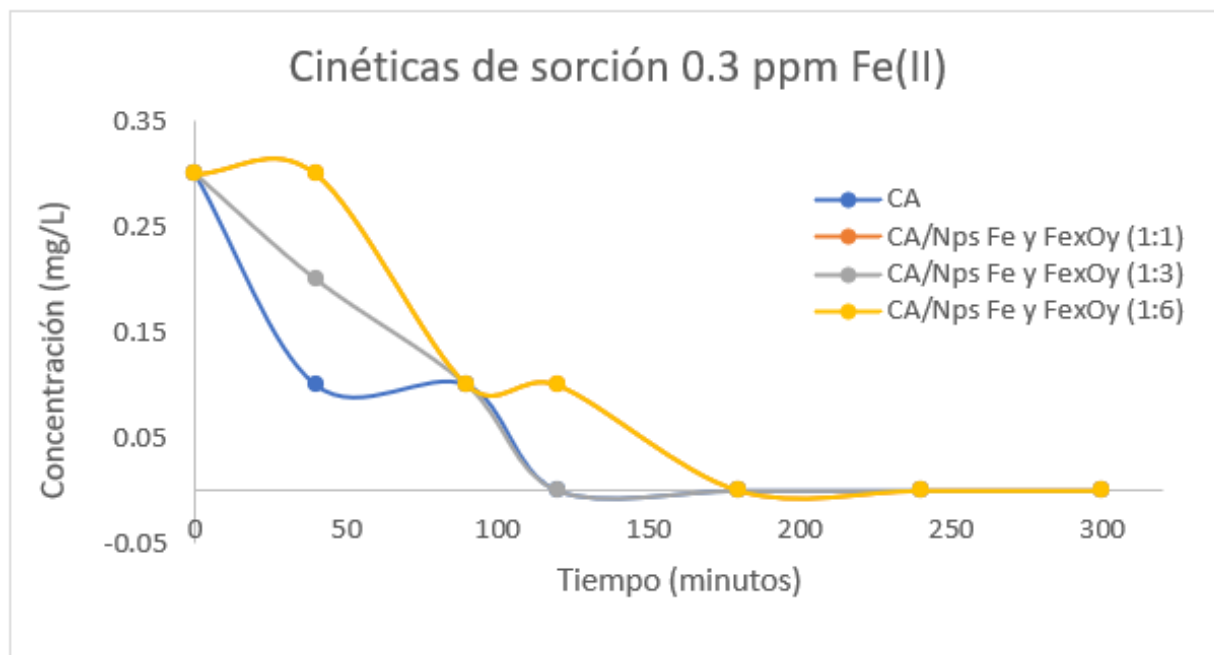


Figura 16. Cinética de sorción de Fe(II) a 0.3 ppm

Así mismo, en la Figura 16 se observa la relación entre el carbón activado y las diferentes concentración empleadas para el composito de CA/Nps Fe y FexOy para la remoción de los iones de Mn(II), en las cuales se apreció que no tuvieron sorción alguna para ninguno de los tiempos empleados.

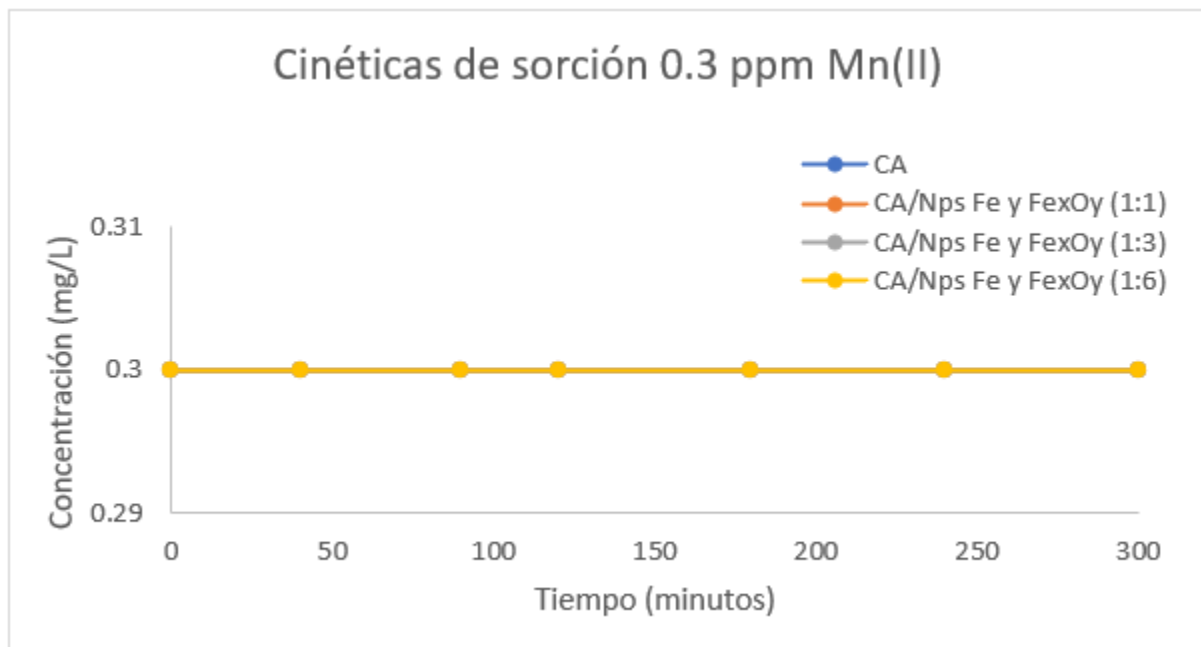


Figura 17. Cinética de sorción de Mn(II) a 0.3 ppm

En el caso de la concentración de 0.5 ppm de Fe(II), el CA comercial llegó a un tiempo de equilibrio a los 180 min, de los cuales tuvo una remoción del 80%, disminuyendo la concentración hasta 0.1 ppm. Los nanomateriales empleados con una relación de 1:1 y 1:6 el tiempo de equilibrio fue a los 300 minutos con un porcentaje de remoción del 60% dando una concentración de 0.2 ppm. Por último, para el carbón dopado con una relación de 1:3 el equilibrio llegó a los 240 min, con un porcentaje de remoción del 80%. Es importante mencionar que, así como en la concentración de 0.3 ppm el CA y el carbón dopado con nanopartículas de hierro a una relación de 1:3 fueron los más

eficientes en cuanto a la remoción del contaminante removiendo hasta 0.1 ppm. Los resultados descritos anteriormente se pueden observar en la Figura 17.

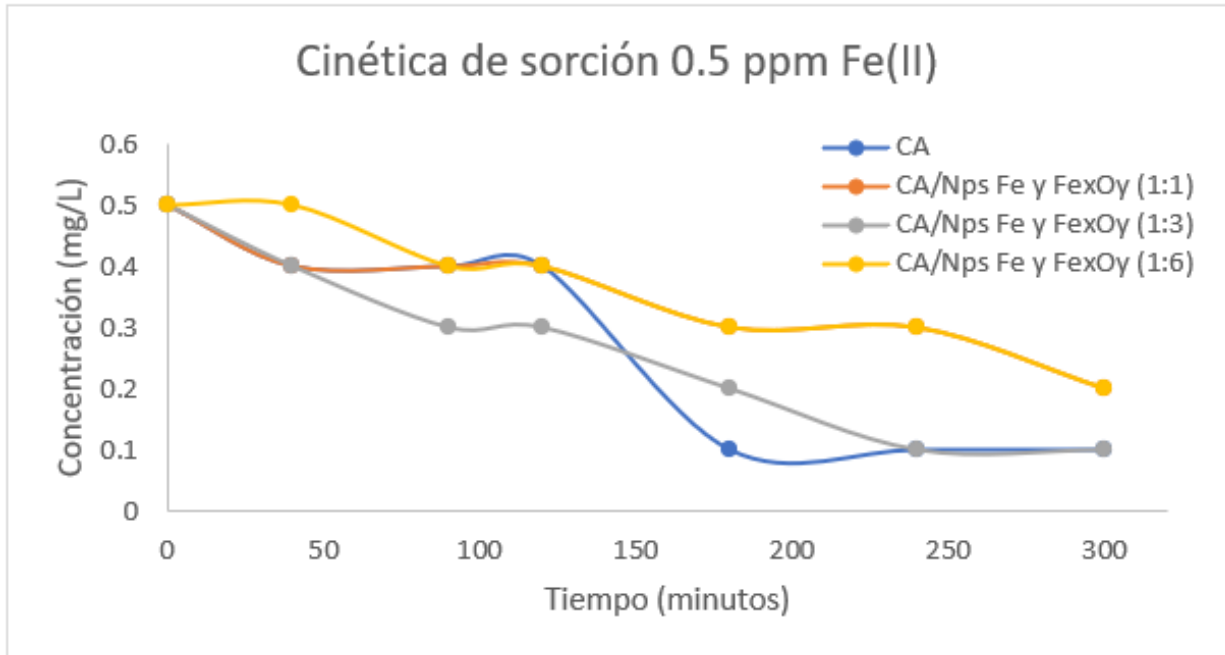


Figura 18. Cinética de sorción de Fe(II) a 0.3 ppm

Por otra parte, en la Figura 18 se observa la cinética empleada para la concentración de 0.5 ppm de Mn(II), en la cual hubo una remoción nula en los tiempos y materiales empleados.

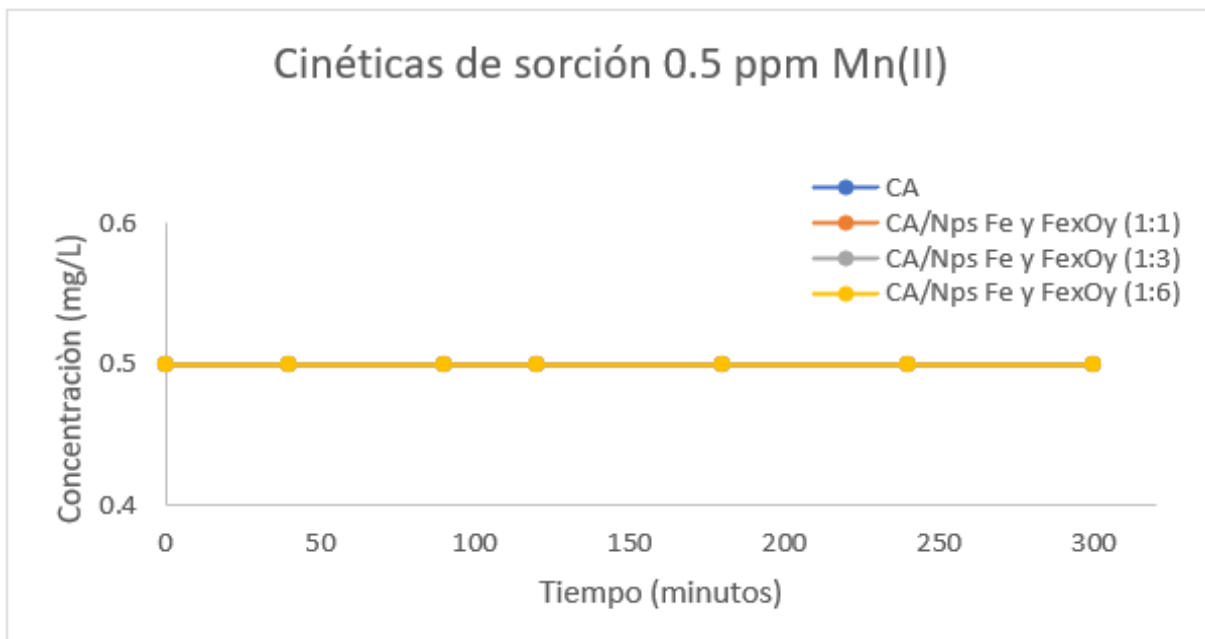


Figura 19. Cinética de sorción de Mn(II) a 0.5 ppm

Por último, en la concentración de 1.0 ppm de Fe(II), el CA comercial obtuvo un porcentaje de remoción nulo, ya que en ninguno de los tiempos a los que se expuso el contaminante hubo disminución. El nanomaterial de CA con nanopartículas de hierro en una relación de 1:1 tuvo un porcentaje de remoción del 10% a un tiempo de equilibrio a los 180 minutos en comparación con el material de relación 1:3 que llegó a un porcentaje de remoción del 40% obteniendo una concentración final de 0.6 ppm a un tiempo de equilibrio de 240 minutos. Por último, para el nanomaterial con relación de 1:6 solo se obtuvo un porcentaje de remoción del 20% llegando a una concentración final de 0.8 ppm en un tiempo de equilibrio de 120 minutos. Los resultados descritos se pueden observar en la Figura 19.

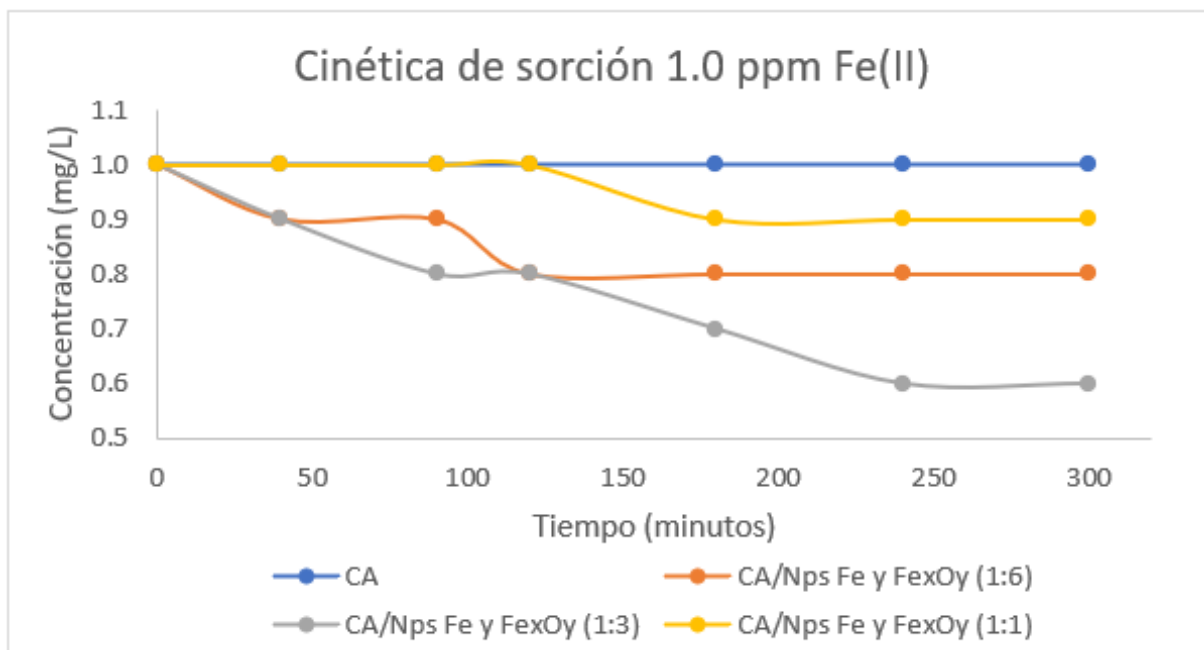


Figura 20. Cinética de sorción de Fe(II) a 1.0 ppm

El compuesto con la relación de 1:3 fue el nanomaterial que mejor removió los iones de Fe(II) en comparación con el CA sin modificar y los composites con relación de 1:1 y 1:6, esto se debe al aporte que otorgaron las nanopartículas de óxidos de hierro al CA por sus propiedades estructurales, donde ocurre un incremento en el área superficial y la energía libre del material con respecto al tamaño de las nanopartículas, debido a que se generan cambios en los espacimientos interatómicos. Los materiales cambian sus propiedades por el aumento de la energía superficial y con el cambio en los espacios interatómicos. Otro punto relevante, es en las propiedades químicas del material, debido a que el potencial de ionización generalmente aumenta en átomos pequeños. Además, las propiedades magnéticas de las nanopartículas dependen de gran medida de su estado superficial y si el metal tiene una alta reactividad con el oxígeno (Filipponi y Sutherland, 2013).

En el caso del compuesto con una relación de 1:6 se observó que el efecto de las nanopartículas sobre el carbón activado fue mínimo en las concentraciones de 0.3 y 0.5 ppm de Fe(II) en comparación con el puro carbón activado, pero en la concentración de 1.0 ppm se obtuvo una mayor adsorción que el carbón sin modificar, esto se debe a que las propiedades físicas y químicas de los nanomateriales dependen directamente de las propiedades superficiales, por ejemplo, cuando se tiene un material aglomerado disminuye la energía de activación debido a la gran repartición de átomos superficiales que se encuentran en una determinada área (Filipponi y Sutherland, 2013).

Capítulo 5. CONCLUSIONES

- El carbón activado presentó una mayor remoción a las concentraciones de 0.3 y 0.5 mg/L, con un 100% y 80%, respectivamente.
- El compósito de carbón activado y nanopartículas de hierro y óxidos de hierro removió un 100% a una concentración de 0.3 ppm, un 60% para una concentración de 0.5 ppm y finalmente un 20% a una concentración de 1.0 ppm de iones de Fe(II).
- El carbón activado no presentó remoción alguna a una concentración de 1.0 mg/L de Fe(II). Por otro lado, el carbón activado analizado no removió iones de Mn(II) en ninguna de las concentraciones utilizadas.
- El compuesto de nanopartículas de óxidos de hierro con carbón activado se caracterizó de manera exitosa por diferentes técnicas analíticas, demostrando así la interacción entre las nps de óxidos de hierro con carbón activado, así como el efecto removente del carbón activado modificado.

RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar otro tipo de caracterizaciones microestructurales a el carbón activado y al carbón activado modificado con el fin de obtener mayores resultados en cuanto a las propiedades y características del material modificado.

Las técnicas recomendadas son:

- La teoría de Brunauer-Emmett-Teller (BET)
 - Estudio de magnetización
 - Dispersión de luz dinámica (DLS)
 - Efecto del pH en el material
-
- Además, se recomienda aplicar modelos de sorción y en el caso de la remoción del manganeso, modificar los niveles de pH con el fin de analizar la remoción del carbón activado modificado con respecto a los iones de manganeso.

Capítulo 6. CRONOGRAMA

	Enero-Junio (2021)						Julio-Diciembre (2021)						Enero-Junio (2022)					
	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Septiembre	Octubre	Noviembre	Diciembre	Enero	Febrero	Marzo	Abril	Mayo	Junio
Entrega de:																		
Anteproyecto																		
Experimental																		
Justificación																		
Conclusiones																		
Exposiciones																		
Entrega de Proyecto Final																		

El recuadro rellenado con el color morado, hace referencia a las actividades que se realizaron en la columna A

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abel. (1996). *Water pollution Biology*, Second Edition. London, UK. Taylor and Francis.
- Adlakha-Hutcheon, G., Khaydarov, R., Korenstein, R., Varma, R., Vaseashta, A., Stamm, H., Abdel-Mottaleb, M. (2009). Nanomaterials, Nanotechnology. (Eds.). Nanomaterials: Risks and benefits. Springer Science. pp. 195-207.
- Aguilar-Méndez, M., Espinosa-Solares, T., Guerrero-Toledo, F., Canseco-González, D., Velázquez-Hernández, A., Aguilar-Moreno, G., Navarro-Cerón, E. (2019). Synthesis and characterisation of magnetitenanoparticles using gelatin and starch as capping agents. *IET Nanobiotechnology*. pp. 94-97.
- Ali I., ALOthman Z, Sanagi M. (2015). Green Synthesis of Iron Nano-Impregnated Adsorbent for Fast Removal of Fluoride from Water. *Molecular Liquids, Vol. (211)*, pp.457-465
- Ali, S., Bahadar, S., Ullah, L., Farooq, A., Akhtar, K., Asiri, M. (2018). Fourier transform infrared spectroscopy: Fundamentals and application in functional groups and nanomaterials characterization. (Eds). Handbook of materials and characterization. Springer. pp. 317-344.
- Almeida A. (2019). Synthesis of superparamagnetic activated carbon for paracetamol removal from aqueous solution. *Molecular liquids. Vol. (19)*. pp. 1-39.
- Ameta, S., Ameta, R. (2018). Advanced Oxidation Processes for Wastewater Treatment: Emerging Green Chemical Technology. ELSEVIER. <http://doi.org/10.1016/B978-0-12-810499-6.00001-2>.
- Anonimo. (2018). Juárez, cada vez más cerca del “Dia Cero”. *Netnoticias.mx*. Recuperado de: <https://netnoticias.mx/2018-03-27-44dd7d3f/juarez-cada-vez-mas-cerca-del-dia-cero/>
- Asghar, A., Raman, A., Daud, W. (2015). Advanced oxidation processes for in-situ production of hydrogen peroxide/hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review *J. Clean. Prod.*, 87, 826-838.
- Aysha H., Muhammad A., Salman A. (2018). Oxidoreductases for the remediation of organic pollutants in water – a critical review. *Biotechnology*. pp. 1-18.
- Barkalina, N., Charalambous, C., Jones, C., Coward, K. (2014). Nanotechnology in reproductive medicine: Emerging applications of nanomaterials. *Nanomedicine: Nanotechnology, Biology, and Medicine*. pp. 1-18.
- Bhatnagar, A., Hogland, W., Marques, M., Sillanpää, M. (2013). An overview of the modification methods of activated carbon for its water treatment applications. *Chemical Engineering Journal*. 219. pp. 499-511

Bhushan, B. (2017). Introduction of Nanotechnology. B. Bhushan (Ed.). Handbook of Nanotechnology. pp. 1-19. Springer.

Boer, S., Gonzalez-Rodriguez, J., Conde, J., Moreira, M. (2022). Benchmarking tertiary water treatments for the removal of micropollutants and pathogens based on operational and sustainability criteria. *Journal of Water Process Engineering*. 46. 102587. pp. 1-25.

Burakov, A., Galunin, E., Burakova, I., Kucheriva, A., Agarwal, S., Tkachev, A., Gupta, V. (2018). Adsorption of heavy metals on conventional and nanostructured materials for wastewater treatment purposes: A review. 148. pp. 702-712.

Cabildo, M., Claramunt, R., Cornago, M., Escolástico, C., Santos, S., Farrán, M., García, M., López, C., Pérez, J., Pérez, M., Santa María, M., Sanz, D. *Reciclado Y Tratamiento de Residuos*. Ed. EUNED. Madrid. 2008. 393 p.

Cao, G., Wang, Y. (2014). Nanostructures and nanomaterials. Synthesis, properties, and applications. *Worlds Scientific Series in Nanoscience and Nanotechnology: Vol. 2*.

Chowdhury, S. Mazumder, M.A. Al-Attas, O. Husain, T. (2016). Heavy metals in drinking water: Occurrences, implications, and future needs in developing countries. *Science of the Environment*. 569-570. pp. 476-488.

Colla, V., Annunziata, T., Rosito, F., Lucca, C., Padilla, B., Menéndez, V. (2015). Sustainable Reverse Osmosis application for wastewater treatment in the steel industry. *Cleaner Production*. pp. 1-13.

CONAGUA. (2015). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Valle de Juárez (0833)*. Estado de Chihuahua, México: Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/chihuahua/DR_0833.pdf.

CONAGUA. (2018). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Conejos-Médanos (0823)*, Estado de Chihuahua, México: Recuperado de https://sigagis.conagua.gob.mx/gas1/Edos_Acuiferos_18/chihuahua/DR_0823.pdf

Cornell, R., Shwertmann, U. (2003). The iron oxides; structure, properties, reactions. Segunda edición. Wiley-VCH Verlag GmbH y Co. Germany.

Cristóvão, R., Botelho, C., Martins, J., Loureiro, J., Boaventura, R. (2014). Primary treatment optimization of a fish canning wastewater from a Portuguese plant, In *Water Resources and Industry*, Volume 6, 51-63.

Cruz B. Madkour M. Amin M. Al-Hetlani E. (2020). Efficient and recoverable magnetic AC-Fe₃O₄ nanocomposite for rapid removal of promazine from wastewater. *Materials Chemistry and Physics*. Vol. (240), pp. 1-9.

Cruz D., Rodríguez M., López J., Herrera V., Orive A. y Creus A., (2012). Nanopartículas metálicas y plasmones de superficie: una relación profunda. *Avances en Ciencias e Ingeniería*. 3(2), 67-78.

Cuchimaque-Lugo, C. Vargas-Fiallo, L. y Ríos-Reyes, C. (2013). Remoción de Fe y Mn en aguas naturales por adsorción-oxidación sobre clinoptilolita. *Fac. Ing. Univ. Antioquia*. No 66. pp. 24-44.

Dai, J., Ren, F., Tao, C. (2012). Adsorption of Cr(VI) and speciation of Cr(VI) and Cr(III) in aqueous solutions using chemically modified chitosan. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 9, 1757-1770.

De Gante J. (2017). *Remoción de un colorante sintético con carbón activado dopado con nanopartículas de hierro*. (Tesis de Licenciatura).

De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*. 9. pp. 10-40.

Dumestre, F., Martinez, S., Zitoun, D., Fromen, M., Casanove, M., Lecante, B., Chaudret, B. (2004). Magnetic nanoparticles through organometallic synthesis: evolution of the magnetic properties from isolated nanoparticles to organised nanostructures. *Faraday discussions*. Vol. 125. pp. 265-278.

Elsayed, A., Askalany, A., Shea, A., Dakkama, H., Mahmoud, S., Al-Dadah, R., Kaialy, W., (2017). A state of the art of required techniques for employing activated carbon in renewable energy powered adsorption applications, In *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, Volume 79, 503-519.

Esparza E. (2018). *Síntesis de nanopartículas de hierro y óxidos de hierro*. (Tesis de Licenciatura).

Filiponi, L., Sutherland, D. (European Commission). (2013). *Nanotechnologies: Principles, Applications, Implications and hands on activities*. *European Union*. Luxembourg.

Forrellat, M., Gautier, H., Fernandez, N. (2000). Metabolismo del hierro. *Cubana Hemtol Inmunol Hemoter*. pp. 149-160.

Gabbasov, R., Yurenaya, A., Nikitin, A., Cherepanov, V., Polikarpov, M., Chuev, M., Majouga, A., Panchenko, V. (2019). *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*. Vol. 475. pp. 146-151.

Gamboa P. (2017). Afectan químicos calidad del agua. *Norte Digital*. Recuperado de: <https://nortedigital.mx/afectan-quimicos-calidad-del-agua/>.

George P., Mace R. Petrossian R. (2011). *Aquifers of Texas*. Texas, US. Texas Water Development Board.

Gheraout, D. (2019). Electrocoagulation and Electrooxidation for Disinfecting Water: New Breakthroughs and Implied Mechanisms. Science Publishing Group. 3(2): 125-133.

Gheraout, D., Elboughdiri, N., (2020). Advanced oxidation processes for wastewater treatment: Facts and future trends. Open Access Library Journal. Vol. 7. pp. 1-11.

Goel P. K. (2011). *Water Pollution: Causes, Effects and control*. New age international Publishers.

Gomella, C., Guerree. (1977). Tratamiento de aguas para para abastecimiento público. Editores técnicos asociados. España.

Goyal. M. (2005), *Activated Carbon Adsorption*. CRC Press, Boca Raton.

Harvey, P. Handley, H. Taylor, M. (2015). Identification of the sources of metal (lead) contamination in drinking waters in north-eastern Tasmania using lead isotopic compositions. Environ Sci Pollut Res. 22(16). pp. 12276-12288.

Hee, S., Tansel, B. (2015). Novel technologies for reverse osmosis concentrate treatment: a review. Environmental Management. 150. pp. 322-335.

Heywood C. Yager R. (2003). Simulated Ground-Water Flow in the Hueco Bolsón, an Alluvial-Basin Aquifer System near El Paso, Texas. U.S. Geological Survey. Recuperado de: <file:///C:/Users/Owner/Documents/Maestria%20de%20Estudios%20y%20Gestion/Simulated%20ground%20water%20flow%20in%20the%20hueco%20bolson.pdf>.

Huber, M. Welker, A. Helmreich, B. (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. Science of the Total Environment. 541. pp. 895-919.

Hulla, J., Sahu, S., Hayes, A. (2015). Nanotechnology: History and future. Human and Experimental Toxicology. Vol. 34(12). pp. 1318-1321.

IMIP. (2016). Atlas de Riesgos Naturales y Atlas de Riesgos Antropogénicos. Cd. Juárez, México. Recuperado de: <http://www.imip.org.mx/atlasderiesgos/docs/VOLUMEN1.pdf>

IMIP. (2016). Plan de Desarrollo Urbano. Juárez, México.

Iqbal, A., Iqbal, K., Li, B., Gong, D., Qin, W. (2017). Recent advances in iron nanoparticles: Preparation, properties, biological and environmental application. Nanoscience and Nanotechnology. Vol. 17. pp. 4386-4409.

JMAS. (2013). *Actualización de Plan Maestro para el Mejoramiento de los Servicios de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento en Juárez*. Chihuahua. Cd. Juárez, México. Recuperado de: <https://www.jmasjuarez.gob.mx/v2018/transparencia.php>.

Kamaraj, M., Srinivasan, N.R., Assefa, G., Adugna A., Kebede, M. (2020). Facile development of sunlit ZnO nanoparticles-activated carbon hybrid from pernicious weed as an operative nano-adsorbent for removal of methylene blue and chromium from aqueous solution: Extended application in tannery industrial wastewater. *Environmental Technology and Innovation*. 17. 100540. pp. 1-12.

Khairunisa W., Che S., Rahman A., Mohd M., Shamsuddin M. (2018), Synthesis and physicochemical properties of magnetite nanoparticles (Fe_3O_4) as potential solid support for homogeneous catalysts. *Malaysian Journal of Analytical Sciences*. Vol. 22 No 5. pp. 768-774.

Klekotka, U., Satula, D., Spassov, S., Kalska-Szostko, B. (2018). Surfactant dependence on physicochemical properties of magnetite nanoparticles. *Colloids and surfaces a: Physicochemical and engineering aspects*. Vol. 537. pp. 452-459.

Koczur, K., Mourdikoudis, S., Polavarapu, L., Skrabalak, S. (2015). Polyvinylpyrrolidone (PVP) in nanoparticle synthesis. *Dalton Transactions*. pp. 1-23.

Kumar, M., Bae, S., Han, S., Chang, Y., Lee, W. (2017). Reductive dechlorination of trichloroethylene by polyvinylpyrrolidone stabilized nanoscale zerovalent iron particles with Ni. *Journal of Hazardous Materials*. pp. 1-32.

Kumar, V., Ali, I., Saleh, A., Nayak, A., Agarwal, S. (2012). Chemical treatment technologies for waste-water recycling-an overview. *The Royal Society of Chemistry Advances*. 2. pp. 6380-6388.

Lazic, A., Baresel, C., de Kerchove, A., Dahlgren, L. (2017). Holistic Wastewater Reuse Solutions – Evaluation of Treatment Efficiency, Environmental Impacts and Costs. *Int J Water Wastewater Treat* 3(1)

Lee, Y., Gunten, U. (2016). Advances in Predicting Organic Contaminant Abatement during 2 Ozonation of Municipal Wastewater Effluent: Reaction Kinetics, 3 Transformation Products, and Changes of Biological Effects. *Environmental Science: Water Research and Technology*. 2 (3). pp. 49-89.

Li, Y., Church, J., Woodhead, A. (2012). Infrared and Raman spectroscopic studies on iron oxide magnetic nano-particles and their surface modifications. *Journal of magnetism and magnetic materials*. Vol. 324. pp. 1543-1550.

Li, Z., Xing, X., Chu, J., Wang, K., Yu, Chengcheng, Y., Wei, Z., Wen, Y., Sun, H., Wang, Z. (2019). MOF confined in macroporous-mesoporous- TiO_2 for light-boosting electrocatalytical oxygen production. *Materials Today Energy*. 13. pp. 125-133.

Liu, J., Cheng, X., Zhang, Y., Wang, X., Zou, Q., Fu, L., (2017). Zeolite modification for adsorptive removal of nitrite from aqueous solutions, In *Microporous and Mesoporous Materials*, Volume 252, 179-187.

Liu, Q., Zhou, Y., Lu, J., Zhou, Y. (2020). Novel cyclodextrin-based adsorbents for removing pollutants from wastewater: A critical review. *Chemosphere*. Vol. 241. 125043.

Lobotka P., Radnoczi G., Czigany Z., Vavra I., Drzik M., Micusik M., Dobrocka y Kunzo P., (2013). Preparation of nickel, nickel-iron, and silver copper nanoparticles in ionic liquids. *IEEE*. 16-20.

Lonborg, MJ., Engesgaard, P., Bjerg, PL., Rosbjerg, D., (2006). A steady state redox zone approach for modeling the transport and degradation of xenobiotic organic compounds from a landfill site. *J Contam Hydrol* 87: 191-210.

López-del Pino S. y Martín-Calderón S., (2014). Elaboración de inventarios de focos contaminantes. *ELEARNING*. España. pp. 165

Lu F., Astruc D. (2020). Nanocatalysts and other nanomaterials for water remediation from organic pollutants. *Chemistry Reviews*. Volume 408. pp. 1-31.

Luo, Y., Guo, W., Hao H., Nhiem, L., Hai, F., Zhang, J., Liang, S., Wang, X. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the Total Environment*. 473-474. pp. 619-641.

Machi, R. (2007). *Materiales dentales*. Cuarta edición. *Panamericana*. Argentina.

Manchisi, J., Matinde, E., Rowson, N., Simmons, M., Simate, G., Ndlovu, S., Mwewa, B. (2020). Ironmaking and Steelmaking Slags as Sustainable Adsorbents for Industrial Effluents and Wastewater Treatment: A Critical Review of Properties, Performance, Challenges and Opportunities. *Sustainability*. 12, 2118. pp. 1-47.

Martins, A., Nunes, N., (2015). Adsorption of a textile dye on commercial activated carbon: a simple experiment to explore the role of surface chemistry and ionic strength. *J. Chem. Educ.*, 92 (1), 143-147.

McNell, S. (2005). Nanotechnology for the biologist. *Journal of Leukocyte Biology*. Vol. 78. pp. 585-594.

Mishra, D. Arora, R. Lahiri, S. Sitaram, S. Chandra N. (2014). Synthesis and characterization of iron oxide nanoparticles by solvothermal method. *Protection of metals and physical chemistry of surfaces*. Vol. 50. No. 5. pp. 628-631.

Moffit, A. (2001). *Hierro y acero*. Industrias basadas en recursos naturales Gobierno de España. España.

Monika J. Mithilech Y. Tomas K. Manu L. Vinod K. Mika S. (2018). Development of iron oxide/activated carbon nanoparticle composite for the removal of Cr(VI), Cu(II) and Cd(II) ions from aqueous solution. *Water Resources and Industry*. Vol. 20. pp. 54-74.

Muddermann, T., Haupt, D., Sievers, M., Kunz, U. (2019). Electrochemical Reactors for Wastewater Treatment. *ChemBioEng.* 6. No 5. pp. 142-156.

Muhammad S. Ahmad K. (2020). Heavy metal contamination in water and fish of the Hunza River and its tributaries in Gilgit–Baltistan: Evaluation of potential risks and provenance. *Environmental Technology and innovation.* 20. pp. 1-10.

Muhammad S. Ullah R. Jadoon I. (2019). Heavy metals contamination in soil and food and their evaluation for risk assessment in the Zhob and Loralai valleys, Baluchistan province, Pakistan. *Microchemical.* Vol. 149. 103971.

Nasrollahzadeh, M., Sajjadi, M., Jamalipour, G., Irvani, S., Varma, R. (2020). Nanomaterials and Nanotechnology-Associated Innovations against Viral Infections with a Focus on Coronaviruses. *Nanomaterials.* 10, 1072. 1-30.

Nor, N., Chung, L., Teong, L., Mohamed, A., (2013). Synthesis of activated carbon from lignocellulosic biomass and its applications in air pollution control—a review. *J. Chem. Eng.,* 1, 658-666.

Norma oficial mexicana NOM-127-SSA1-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización".

Oladejo, S., Martinez-Huitle, C., Oturan, M. (2021). Electrochemical advanced oxidation processes for wastewater treatment: Advances in formation and detection of reactive species and mechanisms. *Current Opinion in Electrochemistry.* 27:100678. pp. 1-8.

Olsson G. Newell B. (1999). Wastewater treatment systems. IWA. Capítulo 2. pp. 12.

Prola, L. Machado, F., Bergmann, C., de Souza, F., Gally, C., Lima, E., de Bayo, M., Dias, S., Calvete, T., (2013). Adsorption of Direct Blue 53 dye from aqueous solutions by multi-walled carbon nanotubes and activated carbon, *J. Environ. Manage.* 130, 166–175.

Rascón-Mendoza L. (2016). Calidad del agua en el río Bravo. Recuperado de: <http://www.cila.gob.mx/foros/prpj171116.pdf>

Rodríguez S. (2018). Poca agua y de mala calidad. *El Diario mx.* Recuperado de: https://diario.mx/Local/2018-06-05_92689b5e/poca-agua-y-de-mala-calidad-/.

Sakai, N. Yamamoto, Y. Matsui, M. Khan, M. Latif, M. Mohd, M. (2017). Characterization and source profiling of volatile organic compounds in indoor air of private residences in Selangor State, Malaysia. *Sci. Total Environ.,* 586, 1279-1286

Salgot M. Folch M. (2018). Wastewater treatment and water reuse. Soil Science Unit. pp. 1-31.

Schweitzer, L. y Noblet, J. (2018). Water contamination and pollution. *Green Chemistry*. pp. 261-290.

SEMARNAT. (2017). Estadísticas del agua en México. México, México. Recuperado de: http://sina.conagua.gob.mx/publicaciones/EAM_2017.pdf.

SGM. (2010). Actividades Hidrogeológicas del Acuífero Conejos-Médanos Estado de Chihuahua, 1 Etapa. México. Recuperado de: <http://www.cila.gob.mx/as/ahacmE1.pdf>.

Shevade, S. Ford, G. (2004). Use of synthetic zeolites for arsenate removal from pollutant wáter. *Water Res.*, 38, 3197-3204

Singh M. Kumari M. Nandan M. Kumar R. y Agrawal P. (2016). Heavy Metals Contamination in Water and their Hazardous Effect on Human Health-A Review. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*. Vol. 5(10). pp. 759-766.

Singh, N., Gupta, S. K. (2016). Adsorption of Heavy Metals: A Review. *Int. Jou. Inn. Res. in Sci. Eng. and Tec.* Vol. 5. pp. 2267-2281.

Siong, W., Ying, J., Senthil, P., Mubashir, M. Majeed, Z., Banat, F., Ho, S., Loke, P. (2021). A review on conventional and novel materials towards heavy metal adsorption in wastewater treatment application. *Cleaner Production*. 296. 126589. pp. 1-16.

Sivagami, K., Indumathi K., Nambi, M., (2017). Advanced oxidation processes for the treatment of tannery wastewater, In *Journal of Environmental Chemical Engineering*.

Soltermann, F., Abegglen, C., Tschui, M., Stahel, S., von Gunten, U. (2017). Options and limitations for bromate control during ozonation of wastewater, In *Water Research*, Volume 116, 76-85.

Sonune, A., Ghate, R. (2004). Developments in wastewater treatment methods. *Desalination*. 167. pp. 55-63.

Spessato L. Cazetta A. Melo S. Pezoti O. Tami J. Ronix A. Fonseca J. Martins F. Silva T. Sreenivasareddy A. (2017). *Determination of Iron Content in Water* (Tesis de Maestria). University Park, IL.

Srivastav, A. Ranjan, M. (2020). Inorganic water pollutants. Chitkara University School of Engineering and Technology and Indian Institute of Technology. *Inorganic pollutants in water* (pp. 1-15). Elsevier.

Steenberg, B., (1944). Adsorption and Exchange of Ions on Activated Charcoal. *Almquist & Wiksells, Uppsala*

Subramaniyam V., Subashchandrabose S., Thavamani P., Megharaj M., Chen Z. y Naidu R., (2015). *Chlorococcum* sp. MM11- a novel phyco-nanofactory for the synthesis of iron nanoparticles. *J Appl Phycol*. 27. 1861-1869.

Sun, M., Huang, S., Chen, L., Li, Y., Yang., Yuan, Z., Su, B. (2016). Applications of hierarchically structured porous materials from energy storage and conversion, catalysis, photocatalysis, adsorption, separation, and sensing to biomedicine. Royal Society of Chemistry. pp. 1-85.

Sun, Y., Chen, C., Shao, D., Li, J., Tan, X., Zhao, G. (2012). Enhanced adsorption of ionizable aromatic compounds on humic acid-coated carbonaceous adsorbents RSC Adv., 2, 10359-10364.

Tosik, R. (2005). Dyes color removal by ozone and hydrogen peroxide: some aspects and problems Ozone Sci. Eng., 27, 265-271.

Turhan, K., Durukan, I., Ozturkcan, S., Turgut, Z. (2012). Decolorization of textile basic dye in aqueous solution by ozone. Dyes Pigment., 92, 897-901.

Upasen, S. (2018). Activated carbon-doped with iron oxide nanoparticles (α -Fe₂O₃ NPs) preparation: particle size, shape, and impurity. Int. Jou. ChemTech Res. Vol. 11. pp. 33-40.

Valenzuela A. (2020). Mega fuga de agua potable en la colonia Juárez. *El Heraldo*. Recuperado: <https://www.elheraldodejuarez.com.mx/local/mega-fuga-de-agua-potable-en-la-colonia-juarez-noticias-de-ciudad-juarez-5075926.html>

Vasudeo, A., Kanny K., Abitha, V.K, Thomas, S. (2018). Methods for Synthesis of Nanoparticles and Fabrication of Nanocomposites. (Eds.) Synthesis of Inorganic Nanomaterials. (pp. 129-139). Elsevier.

Wei, C., Zhang, F., Hu, Y., Feng, C., Wu, H. (2016). Ozonation in water treatment: the generation, basic properties of ozone and its practical application. Chemical Engineering. 33. pp. 49-89.

Wenten, I.G., Khoiruddin. (2015). Reverse osmosis applications: Prospect and challenges. Desalination. pp. 1-14.

Wu, C., (2007). Adsorption of reactive dye onto carbon nanotubes: equilibrium, kinetics and thermodynamics, J. Hazard. Mater. 144, 93–100.

Xu Z. Sun Z. Zhou Y. Chen W. Zhang T. Huang Y. (2019). Insights into the pyrolysis behavior and adsorption properties of activated carbon from waste cotton textiles by FeCl₃-activation. *Colloids and Surfaces A*. Vol. (582). pp. 1-10.

Xue X. Cheng R. Shi L. Ma Z. Zheng X. (2016). Nanomaterials for water pollution monitoring and remediation. *Environmental Chemistry Letters*. Vol. (15). pp. 23-27.

Yang S., Zeng T., Li Y., Liu J., Chen Q., Zhou J., Ye Y., Tang B. (2015). Preparation of graphene oxide decorated $\text{Fe}_3\text{O}_4\text{-SiO}_2$ nanocomposites with superior adsorption capacity and SERS detection for organic dyes. *Nanomaterials*. Vol. 2015. pp. 1-8.

Yu, J., Zhao, X., Yang, H., Chen, X., Yang, Q., L. Yu, L., Jiang, J., (2014). Aqueous adsorption and removal of organic contaminants by carbon nanotubes. *Sci. Total, Environ.*, 482, 241-251.

Zafar, M., Alnazzawi, A., Alrahabi, M., Fareed, M., Najeeb, S., Khurshid, Z. (2019). Nanotechnology and nanomaterials in dentistry. (Eds.). *Advanced Dental Biomaterials*. pp. 477-505.

Zanella, R. (2012). Metodologías para la síntesis de nanopartículas: controlando forma y tamaño. *Mundo nano*. Vol. 5. No. 1. pp. 65-81.

Zhao, Q., Mao, Y., Yan, L., Lu, L., Jiang, T., Yin, H. (2014). Stability of Y/MCM-48 composite molecular sieve with mesoporous and microporous structures. *Journal of Asian Ceramic Societies*. 2. pp. 347-356.