



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ



FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

**Posgrado en Ciencias en Ingeniería
Química**

Adsorción de Cr (VI) sobre Carbonizado de Hueso Modificado

Tesis que para obtener el grado de:

Maestría en Ciencias en Ingeniería Química

Presenta:

Gallegos Cruz Francisco Gabriel

Director de Tesis: **Dr. Roberto Leyva Ramos**
Codirector de Tesis: **Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez**

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

FECHA: Julio 2025



UASLP-Sistema de Bibliotecas
Repositorio Institucional Tesis digitales Restricciones de uso
DERECHOS RESERVADOS
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en este Trabajo Terminal está protegido por la Ley Federal de Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos.

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde se obtuvo, mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto o con fines de lucro, reproducción, edición o modificación será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



Adsorción de Cr (VI) sobre carbonizado de hueso modificado © 2025 por Gallegos Cruz Francisco Gabriel se distribuye bajo una licencia Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivatives 4.0 International

Este proyecto se realizó en el *Laboratorio de Ingeniería Química Ambiental* adscrito a la *Universidad Autónoma de San Luis Potosí*, en el periodo comprendido entre *Agosto 2021 y Junio 2025*, bajo la dirección del *Dr. Roberto Leyva Ramos y la Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez* y fue apoyado por el *Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología*.

El programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí pertenece al Sistema Nacional de Posgrados de Calidad (SNP) del CONAHCYT, registro 00896 Número de la beca otorgada por CONAHCYT: 1143568 Número de CVU: 1143568

Los datos del trabajo titulado *Adsorción de Cr (VI) sobre Carbonizado de Hueso Modificado* se encuentran bajo el resguardo de la *Facultad de Ciencias Químicas* y pertenecen a la Universidad Autónoma de SanLuis Potosí.

Solicitud de Registro de Tesis Maestría

San Luis Potosí SLP a Julio/ 07/ 2025

Comité Académico

En atención a: **Coordinador/a del Posgrado**

Por este conducto solicito a Usted se lleve a cabo el registro de tema de tesis de Maestría, el cual quedo definido de la siguiente manera: *Adsorción de Cromo (VI) sobre Carbonizado de Hueso Modificado* que desarrollará el estudiante: *Gallegos Cruz Francisco Gabriel* bajo la dirección del Dr. Roberto Leyva Ramos y co-dirección de la Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez.

Asimismo, le comunico que el proyecto en el cual trabajará el alumno involucrará el manejo de animales de experimentación, estudios con seres humanos o muestras derivadas de los mismos, el manejo y/o generación de organismos genéticamente modificados y requiere de aval de Comité de Ética e investigación de la FCQ.

() Sí debido a que: _____

() No

(X) No Aplica

Sin otro particular, quedo de Usted.

A T E N T A M E N T E

Gallegos Cruz Francisco Gabriel

Dr. Roberto Leyva Ramos

Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ



FACULTAD DE CIENCIAS QUÍMICAS

Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química

Adsorción de Cr (VI) sobre Carbonizado de Hueso Modificado

Tesis que para obtener el grado de:

Maestría en Ciencias en Ingeniería Química

Presenta:

Gallegos Cruz Francisco Gabriel

SINODALES:

Presidente:	Dr. Nahúm Andrés Medellín Castillo	_____
Secretario:	Dr. Roberto Leyva Ramos	_____
Vocal:	Dr. Diana Elizabeth Villela Martínez	_____
Vocal:	Dr. Damarys Haideé Carrales Alvarado	_____

SAN LUIS POTOSÍ, S. L. P.

Junio 2025

INTEGRANTES DEL COMITÉ TUTORIAL ACADÉMICO

Dr. Roberto Leyva Ramos: Director de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.

Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez: Codirector de tesis. Adscrita al Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.

Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado: Sinodal de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias en Ingeniería Química de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.

Dr. Nahúm Andrés Medellín Castillo: Sinodal de tesis. Adscrito al Posgrado en Ciencias y Tecnología del Agua de la Autónoma de San Luis Potosí, San Luis Potosí, S.L.P.



Carta Cesión de Derechos

San Luis Potosí SLP a Julio/ 07 / 2025

En la ciudad de *San Luis Potosí* el día *07* del mes de Julio del año *2025*. El que suscribe *Francisco Gabriel Gallegos Cruz*, alumno del programa de posgrado de *Ciencias en Ingeniería Química* adscrito a la *Universidad Autónoma de San Luis Potosí* manifiesta que es autor(a) intelectual del presente trabajo terminal, realizado bajo la dirección del Dr. Roberto Leyva Ramos y la Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez y cede los derechos del trabajo titulado *Adsorción de Cr (VI) sobre Carbonizado de Hueso* a la **Universidad Autónoma de San Luis Potosí**, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir de forma total o parcial texto, gráficas, imágenes o cualquier contenido del trabajo si el permiso expreso del o los autores. Éste, puede ser obtenido directamente con el autor o autores escribiendo a la siguiente dirección *correo electrónico del o los autores*. Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

Francisco Gabriel Gallegos Cruz

Dedicatoria

Este trabajo de tesis está dedicado a las siguientes personas:

A mi hermana María Fernanda, que aunque no se encuentra entre nosotros, ha sido el motor de mi vida, la vela que ilumina mi camino y la motivación para seguir en los días difíciles.

A mi madre Rosa Alejandra, cuya paciencia y enseñanzas me ha ayudado a ser una mejor persona en el mundo, cuyo afecto maternal no conoce los límites y siempre me brinda los mejores consejos sin juzgar.

A mi padre Estanislao, que siempre ha demostrado el compromiso que tiene como un excelente padre, que siempre procuro que nunca me faltara nada en la vida.

Y finalmente a mi abuelita Alicia, que fungió como una segunda madre para mí y me ha demostrado que siempre tenemos una luz aún en los momentos más oscuros.

AGRADECIMIENTOS

- Al Dr. Roberto Leyva, por permitirme ser parte de un excelente grupo de investigación, demostrar ser la persona más humana que he conocido y abrirnos la puerta de su hogar.
- A la Dra. Diana Elizabeth por su enorme paciencia, por transmitirme parte de sus conocimientos y estar al pendiente de mí.
- A la Dra. Damarys Carrales por su enorme dedicación hacia nosotros, su sinceridad y su compromiso con el trabajo.
- A Jesús Alberto, cuya estancia en el laboratorio no solo me dio un compañero, también un buen amigo.
- A mis compañeros de laboratorio: Carolina, Génesis, Lupita, Uziel, Vianney y Brenda, que fueron parte crucial de mi aprendizaje, por sus enseñanzas y compartimos felices momentos.
- A mis compañeros de Maestría: Maximiliano, Fidel y Marisol con los que compartimos buenas experiencias.
- A mis amados padres, que siempre me han apoyado en todos mis nuevos proyectos, y que, sin ellos, este trabajo no tendría sentido.
- A la M.C Johana Aguilar, con la que compartí los mejores momentos de mi Maestría y me exhortó a ser un mejor estudiante.
- A ISASA, por darme el último empujón que requería para terminar este trabajo.

AGRADECIMIENTOS TÉCNICOS

- A la Dra. Diana Elizabeth Villela Martínez y Dra. Damarys Haidee Carrales Alvarado por su excelente capacitación en la metodología experimental de éste trabajo.
- A la Q. Laura Fuentes Rubio y la Q. Korina Loredo Martínez por su apoyo en los análisis por espectroscopia de absorción atómica, así como su tiempo a resolver mis dudas y su aporte al tratamiento de residuos.
- Al Dr. Antonio Aragón Piña por su realización de los análisis de DRX así como microscopía electrónica de barrido y sus interpretaciones.
- A la Dra. Alma Gabriela Palestino Escobedo por su apoyo en los análisis de infrarrojo y potencial Zeta.

- Al Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ciencias Químicas de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí por aceptarme como su alumno.

- Al CONAHCYT por el apoyo de beca.

RESUMEN

En este trabajo se estudió la adsorción del Cr(VI) en solución sobre carbonizado de hueso modificado con Hierro (CHCF). Las condiciones de preparación del CHCF se optimizaron variando la concentración de FeCl₃, siendo la modificación designada como CHCF 2M la óptima. El CHCF 2M se caracterizó por métodos químicos y texturales encontrando que es un material mesoporoso y de carácter básico. La caracterización por SEM notó la formación de aglomerados, atribuidos a los óxidos de hierro depositados, lo que se corroboró con el análisis de Hierro. El DRX demostró que la hidroxiapatita y calcita son los componentes principales.

Se incrementó más de 13 veces la capacidad del CHCF 2M para adsorber Cr(VI) con respecto a la del CH. La capacidad del CHCF 2M disminuyó más de 4 veces aumentando el pH de 3 a 11. El efecto de la fuerza iónica indicó que al incrementar la fuerza iónica la capacidad de adsorción se disminuyó, indicando atracciones electrostáticas. La adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M presentó un comportamiento anómalo incrementando la temperatura de 25 °C a 35 °C, se atribuyó a que los sitios activos disminuyen incrementando la temperatura. Se encontró que el Cr(VI) se desorbe del CHCF 2M, pero la adsorción no es reversible, y el pH juega un papel muy importante en la desorción. La adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M ocurre principalmente por intercambio iónico y quimisorción. Se concluyó que la adsorción sobre CHCF 2M es una excelente opción para la eliminación de Cr(VI) en solución acuosa.

PALABRAS CLAVE:

Adsorción, Cromo (VI), Carbonizado de Hueso, Modificación, Cloruro Férrico.

ABSTRACT

In this work, the adsorption of Cr(VI) from water solution on iron-modified bone char (CHCF) was studied. The synthesis conditions of CHCF were optimized by varying the FeCl₃ concentration, with the modification designated as CHCF 2M being the optimal. CHCF 2M was characterized by chemical and textural methods, finding it to be a basic and mesoporous material. SEM characterization noted the formation of agglomerates attributed to the deposited iron oxides, which was corroborated by the iron analysis. XRD analysis showed that hydroxyapatite and calcite are the primary components.

The capacity of CHCF 2M for adsorbing Cr(VI) was enhanced more than 13 times over that of CH. The capacity of CHCF 2M decreased more than 4-fold when the pH was increased from 3 to 11. The effect of ionic strength indicated that the adsorption capacity decreased as ionic strength increased, confirming the importance of electrostatic attractions. The adsorption of Cr(VI) on 2M CHCF exhibited anomalous behavior with increasing temperature from 25 °C to 35 °C, which was attributed to the decrease in active sites caused by increasing temperature. Cr(VI) was found to desorb from 2M CHCF, but the adsorption was not reversible, and pH plays a crucial role in desorption. Adsorption of Cr(VI) on 2M CHCF occurs mainly by ion exchange and chemisorption. It was concluded that adsorption on 2M CHCF is an excellent option for removing Cr(VI) from water.

KEY WORDS:

Adsorption, Chromium (VI), Bone Carbonate, Modification, Ferric Chloride.

ÍNDICE

	Página
RESUMEN	xi
ABSTRACT	xii
ÍNDICE DE TABLAS	xvii
ÍNDICE DE FIGURAS	xxi
CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES	3
2.1 Disponibilidad del Agua	3
2.2 Calidad del Agua	4
2.3 Contaminación del Agua	6
2.4 Contaminación por Metales Pesados	7
2.5 Química del Cromo	7
2.6 Usos y Aplicaciones del Cromo	9
2.7 Fuentes de Contaminación de Cromo	10
2.8 Toxicología	10
2.9 Legislación Ambiental	11
2.10 Contaminación por Cromo en México	11
2.11 Tecnologías y Métodos de Remoción de Cromo en Solución Acuosa	12
2.11.1 Filtración por Membrana	13
2.11.2 Intercambio Iónico	14
2.11.3 Precipitación Química	14
2.11.4 Coagulación y Flocculación	15
2.11.5 Fotocatálisis	16
2.11.6 Adsorción	16
2.11.6.1 Naturaleza del Adsorbato	17
2.11.6.2 Condiciones de la Solución	18
2.11.6.3 Naturaleza del Adsorbente	18
2.12 Materiales Adsorbentes	19
2.12.1 Materiales Adsorbentes de Origen Biológico	20

2.12.1.1 Bagazo de café	20
2.12.1.2 Residuos de cáscara de Mandarina	20
2.12.1.3 Carbonizado de Hueso (CH)	21
2.13 Modificación de Materiales	21
2.13.1 Modificaciones con Hierro	22
2.14 Modelos de Isotermas de Adsorción	24
2.14.1 Modelo de Langmuir	24
2.14.2. Modelo de Freundlich	25
2.14.3 Modelo de Prausnitz-Radke	25
CAPITULO 3. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA	26
3.1 Justificación	26
3.2 Hipótesis	27
3.3 Objetivos	27
3.3.1 Objetivo General	27
3.3.2 Objetivos Específicos	27
CAPÍTULO 4. APARATOS Y REACTIVOS	28
4.1 Carbonizado de Hueso	28
4.2 Reactivos	28
4.3 Soluciones y Soluciones Patrón	29
4.4 Instrumentos y Equipo Analítico	30
4.5 Adsorbedor Experimental de Lote	31
CAPÍTULO 5. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	
5.1. Procedimiento para Modificación de Carbonizado de Hueso	33
5.2 Procedimiento para preparación de solución patrón de Cr(VI)	35
5.3 Procedimiento para preparación de soluciones experimentales de Cr(VI)	35
5.4 Caracterización de CH Natural y Modificado	35
5.4.1 Propiedades de Textura	35
5.4.2 Determinación de Concentración de Sitios Activos	37
5.4.3 Determinación de la Distribución de la Carga Superficial y Punto de Carga Cero (pHPCC)	38

5.4.4 Determinación del Potencial Zeta	39
5.4.5 Análisis Termogravimétrico (TGA)	40
5.4.6 Microscopía Electrónica de Barrido (MEB) acoplado a microanálisis	40
5.4.7 Difracción de Rayos X	41
5.4.8 Análisis Espectroscópico Infrarrojo por Transformada de Fourier	41
5.5 Método de Análisis de Cr(VI) en Solución Acuosa.	42
5.6 Método de Análisis de Cr Total (Cr(T)) en solución acuosa	43
5.7 Método de Obtención de Datos Experimentales del Equilibrio de Adsorción	44
5.8 Método de Obtención de Datos Experimentales del Equilibrio de Desorción	45
CAPÍTULO 6. DATOS EXPERIMENTALES, CÁLCULOS Y REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE RESULTADOS	
6.1 Cálculo de las Soluciones para la Modificación de CH	47
6.2 Cálculo de la Solución Patrón de Cr(VI)	48
6.3 Cálculo de las Soluciones Experimentales de Cr(VI)	48
6.4 Cálculo de las Concentraciones de Sitios Activos	49
6.5 Cálculo de las Distribución de la Carga Superficial y Punto de Carga Cero	52
6.6 Determinación del Potencial Zeta	55
6.7 Cálculo de la Concentraciones de Cr(T) y Cr(VI)	56
6.8 Datos Experimentales de las Isotermas de Adsorción de Cr(VI) sobre Diversas Modificaciones de CH	58
6.9 Cálculo de la Masa de Cr(VI) Adsorbido sobre CHM	59
6.10 Datos Experimentales de las Isotermas de Adsorción de Cr(VI) sobre los Diversos Materiales a Diversas Condiciones	59
6.11 Cálculo de la Masa de Cr(VI) que Permanece Adsorbido sobre el CHM en Experimentos de Desorción	68
6.12 Datos Experimentales de las Isotermas de Desorción de Cr(VI) en Solución Acuosa sobre CHM.	68
6.13 Interpretación de los Datos Experimentales de las Isotermas de Adsorción	69
CAPÍTULO 7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS	70
7.1 Caracterización del Material	72

7.1.1 Propiedades de Textura	72
7.1.2 Concentración de Sitios Activos.	76
7.1.3 Distribución de Carga Superficial y Punto de Carga Cero.	76
7.1.4 Potencial Zeta	78
7.1.5 Análisis Termogravimétrico (TGA)	79
7.1.6 Microscopia Electrónica de Barrido (MEB) Acoplado a Microanálisis	81
7.1.7 Difracción de Rayos X.	84
7.1.8 Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Furier (FT-IR)	86
7.1.9 Composición de Hierro.	87
7.2 Isotherma de Adsorción de Cr(VI) sobre CH y Modificaciones.	88
7.3 Efecto del pH en la Capacidad de CHCF 2M para Adsorber Cr(VI)	89
7.4 Efecto de la Temperatura en la Capacidad de CHCF 2M para Adsorber Cr(VI)	90
7.5 Efecto de la Fuerza Iónica en la Capacidad de CHCF 2M para Adsorber Cr(VI)	91
7.5 Reversibilidad del Equilibrio de Adsorción del CHCF 2M para Adsorber Cr(VI)	92
CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES	94
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	96
APENDICE A	107
APENDICE B	117
APENDICE C	135
APENDICE D	143

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.	Estimación de la distribución del agua en la hidrosfera.	4
Tabla 2.2.	Estimación de la distribución del agua en la hidrosfera.	5
Tabla 2.3.	Minerales con Cromo.	8
Tabla 2.4.	Límites de Cromo permisible de diferentes agencias.	11
Tabla 2.5.	Afinidad de metales según el grupo funcional.	22
Tabla 2.6.	Capacidad máxima de adsorción de sulfatos en diversas fases de hierro.	23
Tabla 2.7.	Capacidad máxima de adsorción de fosfatos en diversas fases de hierro.	23
Tabla 4.1.	Propiedades del CH granular	28
Tabla 4.2.	Tamaño de partícula del CH.	28
Tabla 4.3.	Características de los reactivos.	29
Tabla 4.4.	Condiciones de preparación de soluciones utilizadas	29
Tabla 4.5.	Equipos analíticos e instrumentos empleados.	30
Tabla 5.1.	Modificaciones realizadas al CH para adsorción de Cr(VI).	33
Tabla 5.2.	Concentraciones propuestas para la modificación.	34
Tabla 5.3.	Condiciones de operación del equipo de absorción atómica para análisis de Cr(T).	44
Tabla 6.1.	Masa de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ usada en cada modificación. Volumen de solución 100 mL.	47
Tabla 6.2.	Soluciones experimentales de Cr(VI).	49
Tabla 6.3.	Datos experimentales para la determinación de sitios ácidos totales en CHCF 0.5M, CHCF 1M, CHCF 2M y CHCF 2M TT. Volumen inicial de la solución 40 mL. Volumen titulado 20 mL. Concentración de la solución de HNO_3 0.01 N.	50
Tabla 6.4.	Datos experimentales para la determinación de sitios básicos totales en CHCF 0.5M, CHCF 1M, CHCF 2M y CHCF 2M TT. Volumen inicial de la solución 40 mL. Volumen titulado 20 mL. Concentración de la solución de NaOH 0.01 N.	50

Tabla 6.5.	Datos experimentales para la distribución de la carga superficial del CHCF 0.5M a diferentes valores de pH.	52
Tabla 6.6.	Datos experimentales para la distribución de la carga superficial del CHCF 1M a diferentes valores de pH.	52
Tabla 6.7.	Datos experimentales para la distribución de la carga superficial del CHCF 2M a diferentes valores de pH.	52
Tabla 6.8.	Valores del pH_{PCC} del CH, CHCF 0.5M, CHCF 1M y CHCF 2M	53
Tabla 6.9.	Datos experimentales del potencial Zeta del CHCF 2M a diferentes valores de pH y concentraciones iniciales.	53
Tabla 6.10.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 0.5M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	60
Tabla 6.11.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 1M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	60
Tabla 6.12.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	61
Tabla 6.13.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 3M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	61
Tabla 6.14.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre HCH 0.5M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	62
Tabla 6.15.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre HCH 1M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N.	62
Tabla 6.16.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre HCH 2M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	63
Tabla 6.17.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHF, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	63
Tabla 6.18.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHRC, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	64
Tabla 6.19.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHSF, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	64
Tabla 6.20.	Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 15 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	65

Tabla 6.21. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 35 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	65
Tabla 6.22. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 3 y F.I. = 0.01 N	66
Tabla 6.23. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 5 y F.I. = 0.01 N	66
Tabla 6.24. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 9 y F.I. = 0.01 N	66
Tabla 6.25. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 11 y F.I. = 0.01 N	67
Tabla 6.26. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.1 N	67
Tabla 6.27. Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF2M TT, T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.1 N	67
Tabla 6.28. Datos experimentales de la reversibilidad del equilibrio de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M a T = 25 °C. Adsorción pH = 3 y desorción pH = 9.	68
Tabla 6.29. Valores de los parámetros de las isotermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre CH con diversas modificaciones. T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N	69
Tabla 6.30. Valores de los parámetros de las isotermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF con diversas concentraciones del precursor. T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N.	70
Tabla 6.31. Valores de los parámetros de las isotermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre HCH con diversas concentraciones del precursor. T = 25 °C, pH = 7 y F.I. = 0.01 N.	70
Tabla 6.32. Valores de los parámetros de las isotermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M a diversos valores de pH. T = 25 °C y F.I. = 0.01 N.	70

Tabla 6.33. Valores de los parámetros de las isothermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M a diversos valores de temperatura, pH = 7 y F.I. = 0.01 N.	71
Tabla 6.34. Valores de los parámetros de las isothermas de Freundlich, Langmuir y Radke-Prausnitz de adsorción de Cr(VI) sobre CHCF 2M a diversos valores de F.I., pH = 7 y T = 25 °C.	72
Tabla 7.1. Propiedades de textura de CH y CH modificados	72
Tabla 7.2. Sitios activos de CH, CHCF 0.5M, CHCF 1M, CHCF 2M y CHCF 2MTT.	76
Tabla 7.3. Porcentaje en peso de hierro en CH y modificaciones	87

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1.	Crecimiento de la cantidad mundial de agua usada (Evaporación de los lagos artificiales) (FAO, 2024)	3
Figura 2.2.	Tipos de contaminantes.	6
Figura 2.3.	Diagrama de especiación el Cr(VI).	9
Figura 2.4.	Tamaño molecular de CrO_4 y Cr_2O_7	18
Figura 4.1.	Representación esquemática del adsorbedor de lote.	32
Figura 5.1.	Reacción de reducción – complejación de Cr(VI) con 1,5-Difenilcarbazida.	42
Figura 6.1.	Curva de titulación de Sitios Básicos del CHCF 0.5M.	50
Figura 6.2.	Volumen promedio en función del cambio de volumen respecto al pH.	51
Figura 6.3.	Curvas de titulación potenciométricas para la determinación del pH_{PCC} del CHCF 2M.	53
Figura 6.4.	Curva de calibración A.1 para determinación de Cr(T) en solución acuosa. Concentraciones de 0 a 800 mg/L de Cr(T).	57
Figura 6.5.	Curva de calibración A.18 para determinación de Cr(VI) en solución acuosa. Concentraciones de 0 a 1 mg/L de Cr(VI).	58
Figura 7.1.	Isoterma de Adsorción-Desorción de N_2 en a) CH, b) CHCF 0.5M, c) CHCF 1M y d) CHCF 2M	73
Figura 7.2.	Distribución del volumen de poro: a) CH, b) CHCF 0.5M, c) CHCF 1M y d) CHCF 2M.	74
Figura 7.3.	Distribución del tamaño de poro de: a) CH, b) CHCF 0.5M, c) CHCF 1M y d) CHCF 2M.	75
Figura 7.4.	Distribución de carga superficial del CH, CHCF 0.5M, CHCF 1M y CHCF 2M	77
Figura 7.5.	a) Distribución del potencial zeta de CHCF 2M con y sin Cr(VI) adsorbido y b) gradiente de potencial zeta en función de la masa de Cr(VI) adsorbida a $\text{pH} = 7$ y $T = 25^\circ\text{C}$	78
Figura 7.6.	Análisis termogravimétrico de CH.	79

Figura 7.7.	Análisis termogravimétrico de CHCF 2M con y sin Cr(VI) adsorbido.	80
Figura 7.8.	Fotomicrografía MEB de partículas de a) CHCF 0.5M, b) CHCF 1M y c) CHCF 2M a diferentes magnificaciones: 1) 1000× y 2) 5000×	82
Figura 7.9.	Fotomicrografía MEB de partículas de CHCF 0.5M a una magnificación de 5000×..	83
Figura 7.10.	Fotomicrografía MEB de partículas de CHCF 2M a una magnificación de 2500×.	83
Figura 7.11.	Espectro de microanálisis por fluorescencia de rayos X correspondiente al análisis puntual de la zona Z ₁ de CHCF 2M	84
Figura 7.12.	DRX de CH, CHCF 0.5M, CHCF 1M y CHCF 2M	85
Figura 7.13.	Espectro en el infrarrojo del CH y CHCF 2M.	86
Figura 7.14.	Influencia de la concentración de hierro sobre sitios básicos de los CHCF.	87
Figura 7.15.	Isotermas de adsorción de Cr(VI) sobre CH, CHCF 0.5M, CHCF 1M, CHCF 2M	89
Figura 7.16.	Efecto del pH en la capacidad del CHCF 2M para adsorber Cr(VI) en solución acuosa a T = 25°C	90
Figura 7.17.	Efecto de la Temperatura en la capacidad del CHCF 2M para adsorber Cr(VI) en solución acuosa a pH = 7.	91
Figura 7.18.	Efecto de la Fuerza Iónica en la capacidad del CHCF 2M para adsorber Cr(VI) en solución acuosa a pH = 7 y T = 25°C.	92
Figura 7.19.	Reversibilidad en la capacidad del CHCF 2M para adsorber Cr(VI) en solución acuosa. Adsorción pH = 3 y T = 25°C y Desorción pH = 9	93

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

En la actualidad, la contaminación del agua ha despertado un gran interés, debido a que el agua es un recurso fundamental para el desarrollo y el progreso de la vida. Cabe destacar que, del 100% del agua existente en el planeta, solo un 2.5% está disponible como agua dulce, es decir, si se encuentra en condiciones adecuadas podría ser una fuente de agua potable para el ser humano. Del agua disponible como dulce, el 68.9% se encuentra en forma de icebergs, el 30.8% se encuentra en aguas subterráneas, mientras que el 0.3% se encuentra en aguas superficiales. Aunado a eso, la contaminación del agua es un fenómeno que se ha agravado con el desarrollo industrial, esto se debe a las descargas de efluentes sobre las fuentes de agua superficial (ríos, lagos y mares), las cuales pueden contener diversos tipos de contaminantes tanto orgánicos como inorgánicos.

Los países desarrollados, en vías de desarrollo y subdesarrollados enfrentan una variedad de problemas relacionados a contaminación de aguas. Cuando un recurso hídrico está fuera de los parámetros de calidad habituales y este parámetro perjudica la densidad biológica o es ajeno a la naturaleza del cuerpo del agua se dice que el agua está contaminada.

La contaminación del agua ha sido un problema que se ha buscado resolver. Aproximadamente 14 000 personas mueren diariamente asociada a contaminación de agua. La contaminación del agua de manera natural ocurre cuando el agua de los ríos o lluvia disuelve contaminantes presentes en yacimientos o zonas con altos contenidos de sustancias tóxicas. La contaminación de tipo antropogénica es generada por las actividades realizadas por el hombre. Aunque esta problemática ambiental es reconocida a nivel mundial y nacional, aun se continúa consumiendo agua contaminada ocasionando daños a la salud humana.

La mayoría de los contaminantes de origen orgánico son denominados emergentes, ya que aún no se ha profundizado en el estudio de las consecuencias de su presencia en cuerpos hídricos. Además, de que no existe una regulación respecto a la mayoría de sus límites máximos permisibles.

Los contaminantes inorgánicos ya han sido estudiados ampliamente y se ha demostrado que la alteración en la concentración de estas especies en cuerpos hídricos afecta directamente a los ciclos biogeoquímicos. Entre éstos contaminantes, destacan los metales pesados, que tienen la particularidad de ser altamente tóxicos cuando su concentración excede cierto rango en cualquier ser vivo, además de que son bioacumulables.

Uno de los metales pesados con mayor toxicidad es el Cromo (VI) dado que su presencia en cuerpos hídricos propicia mutaciones genéticas en los seres vivos, inhibe ciertos ciclos metabólicos de las plantas y el consumo y/o exposición en seres humanos aumenta el riesgo de padecer alergias, daño al hígado, riñón, sistemas endocrinos y en casos de exposición aguda grave, cáncer y muerte.

Actualmente, existe una diversa gama de tecnologías para el tratamiento de cuerpos hídricos, entre los que se encuentran y destacan la precipitación química, procesos avanzados de oxidación, procesos electroquímicos, intercambios iónicos, procesos biológicos y la adsorción. Este último, es considerado un proceso de remoción de contaminantes altamente eficiente para la eliminación de contaminantes trazas, el cual presenta un bajo costo de operación y es de fácil operación.

Entre las principales características que debe cumplir un material, para que pueda ser denominado un buen adsorbente es que sea de bajo costo de fabricación, cumpla con los aspectos de la economía circular, presente una capacidad de adsorción elevada, una cinética de adsorción relativamente rápida, así como una alta selectividad al contaminante que se desea remover.

El objetivo de este trabajo es desarrollar nuevos materiales, para aumentar la capacidad de adsorción hacia los aniones de Cr(VI) sobre carbonizado de hueso (CH) y carbonizado de hueso modificado (CHM). Además, se evaluará la capacidad de adsorción de éstos materiales mediante la interpretación con isotermas de adsorción, así como el efecto de variables de operación tales como pH, temperatura y fuerza iónica.

CAPÍTULO 2. ANTECEDENTES

2.1 Disponibilidad del Agua

Los recursos hídricos son esenciales para el desarrollo de la vida humana, su socioeconomía y los ecosistemas. Como se puede observar en la Figura 2.1, el uso global de agua ha tenido un considerable aumento en los últimos cien años, y sigue creciendo a un ritmo constante de aproximadamente 1% al año debido al crecimiento demográfico, desarrollo económico (UNESCO,2020).

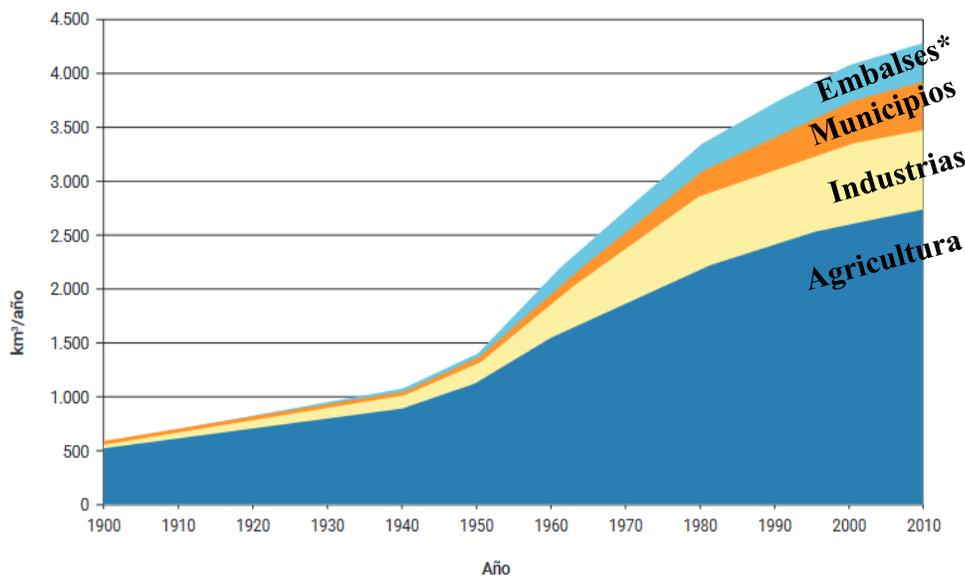


Figura 2.1 Crecimiento de la cantidad mundial de agua usada (*Evaporación de los lagos artificiales) (FAO, 2024).

Alrededor de 4 000 millones de personas viven en condiciones de escasez de agua de al menos un mes al año y alrededor de 1 600 millones de personas en una cantidad mayor; es decir, un cuarto de la población mundial, sufren restricciones de infraestructura para el abastecimiento del vital líquido (Mekonnen y Hoekstra, 2016; ONU-Water, 2015).

Dentro de esta escasez se han identificado dos tipos (Huang y cols., 2021):

- Escasez de agua verde: la cual consiste en zonas dónde la cantidad de agua es insuficiente para sostener la vida de seres vegetales.
- Escasez de agua azul: refiriéndose a aguas superficiales y cuerpos hídricos subterráneos donde su capacidad no satisface la necesidad del ser humano.

Para poder comprender el fenómeno de escasez de agua, se requiere conocer la distribución del agua en nuestro planeta (Tabla 2.1). La mayor cantidad de agua disponible para el ser humano no es accesible (glaciares y polos), por lo que la cantidad del agua dulce a la que puede acceder el ser humano es menor al 0.001% del agua total del planeta. Sin embargo, no solo la disponibilidad del agua es una variable importante en los estudios hídricos, también su calidad (UNESCO, 2020).

Tabla 2.1 Estimación de la distribución del agua en la hidrosfera.

Distribución	% del agua total del planeta	% respecto del total	Tiempo medio de residencia
Océanos y mares	97.5	-	2 500 años
Glaciares y polos	1.74	68.7	9 700 años
Aguas subterráneas dulces	0.76	30.1	10 000 - 80 000 años
Lagos de agua dulce	0.007	0.26	17 años
Lagos de agua salada	0.006	-	150 años
Ríos	0.0002	0.006	15 - 20 días
Atmósfera	0.001	0.04	8 - 10 días

2.2 Calidad del Agua

El concepto de calidad de agua hace alusión a los parámetros físicos, químicos, organolépticos y biológicos que son aceptables para el consumo en seres humanos. Cabe destacar que, según el uso del agua existe una diferencia entre los parámetros de la calidad de la misma, encontrando agua de tratamiento, residual, para riego, de consumo humano y agua potable, aumentando la exigencia de la calidad del agua en cada uno de los tipos (Schwarzenbach y cols., 2010).

Existen diversos criterios para la determinación de la calidad del agua, por lo que se crearon los Índices de Calidad del Agua (ICA). El ICA es un conjunto de parámetros que pueden ser interpretados en un rango de valores numéricos, los cuales son directamente proporcionales con la calidad del agua (Tabla 2.2). Estos parámetros están directamente asociados con factores como precipitación, clima, tipo de suelo, vegetación, geología y actividades humanas (Chaudhry y Malik, 2017).

Tabla 2.2 Estimación de la distribución del agua en la hidrosfera.

Nombre	Parámetros	Referencia
ICA-Fundación Nacional de Sanidad	<ol style="list-style-type: none"> 1. pH 2. Temperatura 3. Turbiedad 4. Oxígeno disuelto 5. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) 6. Fosfatos 7. Nitratos 8. Sólidos totales 9. Coliformes fecales 	(Ott, 1978; Brown y cols., 1970)
ICA-Objetivo	<ol style="list-style-type: none"> 1. pH 2. Conductividad 3. SDT 4. N-NH₄ 5. Demanda química de oxígeno (DQO) 6. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO) 7. Oxígeno disuelto (OD) 8. Cloruros 9. Turbiedad 10. Coliformes totales 11. Temperatura 	(Pesce y Wunderlin, 2000)
	<ol style="list-style-type: none"> 1. Oxígeno disuelto (OD) 2. Demanda química de oxígeno 3. Demanda bioquímica de oxígeno 4. pH 5. Sólidos Suspendidos 6. Coliformes totales 7. Coliformes fecales 8. Nitratos 9. Amonio 10. Fosfatos 11. Fenoles 12. Diferencia de Temperatura 13. Alcalinidad como CaCO₃ 14. Dureza como CaCO₃ 15. Cloruros 	(Dinius, 1987)

2.3 Contaminación del Agua

Un contaminante es una sustancia o ser vivo que al ser introducida al medio ambiente provoca efectos indeseables que provocan daño a corto y/o largo plazo hacia los seres vivos o hacia el medio ambiente. (Chaudhry y Malik, 2017).

Aproximadamente, 14 000 personas mueren diariamente por problemas relacionados con contaminación del agua (Letchinger, 2000). Una de las principales clasificaciones de contaminantes está basada debido a su cantidad en el agua:

- Macrocontaminantes: aquellos que están en concentraciones de miligramos por litro (mg/L)
- Microcontaminantes: aquellos que están en concentraciones de nanogramos por litro (ng/L)

Los principales contaminantes generalmente se asocian a tres principales categorías:

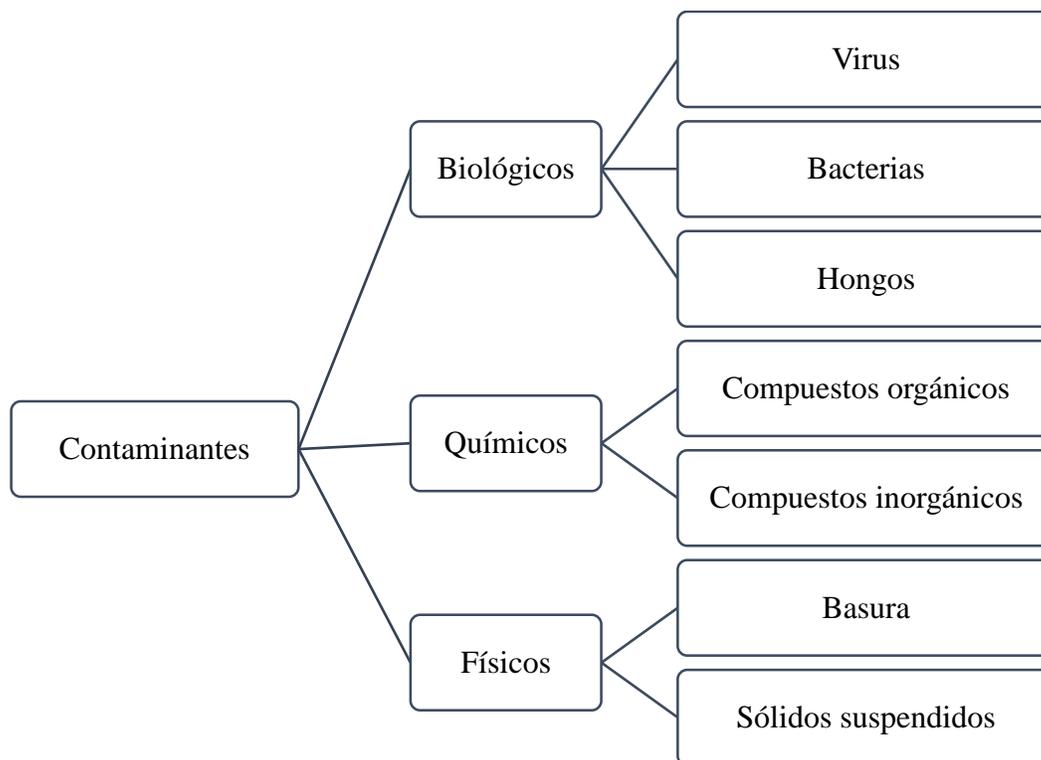


Figura 2.2 Tipos de contaminantes en el agua.

Para evaluar adecuadamente un contaminante hay que basarse en cinco principios (Schwarzenbach y cols., 2010):

1. Conocer el tipo y origen del contaminante.
2. Tener en cuenta la disponibilidad de los métodos analíticos para su cuantificación.

3. Conocer los procesos fisicoquímicos que afecten al contaminante.
4. Implementar modelos matemáticos que nos ayuden a identificar dispersión del contaminante.
5. Métodos de cuantificación de efectos adversos.

2.4 Contaminación por Metales Pesados

Dentro de los contaminantes de naturaleza química se encuentran los compuestos orgánicos y los inorgánicos (Figura 2.2), dentro de los cuales destacan por su toxicidad los metales pesados. Éstos últimos, se caracterizan por ser elementos de alta densidad (mayor a 4 g/cm³), masa y peso atómico superior a 20 y ser tóxicos a bajas concentraciones (Pabón y cols., 2020). Entre los más tóxicos podemos encontrar el Cadmio (Cd⁺²), Mercurio (Hg⁺²), Plomo (Pb⁺²), Cromo (Cr⁺³, Cr⁺⁶), (Bolisetty y cols., 2019).

Se ha demostrado que uno de los metales pesados que se ha encontrado en medios acuosos en México ha sido el Cromo en estados como Guanajuato (Robles-Camacho y Armienta, 2000), Ciudad de México (Gutierrez-Ruiz y cols., 1990), Baja California Norte (Wakida y cols., 2008) y Yucatán (Arcega-Cabrera y cols., 2018). Sin embargo, aún faltan estudios para confirmar o negar la presencia de este contaminante en los demás estados. No obstante, se ha demostrado que la presencia de industrias de la galvanoplastia, acero inoxidable, curtiduría y pinturas generan desechos con compuestos de Cromo (Owlad y cols., 2009).

2.5 Química del Cromo

El Cromo (Cr) es un elemento perteneciente al grupo VI de la tabla periódica, de número atómico 24 y masa atómica de 52 g/mol. Es un metal de transición que presenta alta dureza, es frágil, de color blanco agrisado y brillante, posee alta resistencia a la corrosión y un alto punto de fusión (Coreño-Alonso y cols., 2010).

El Cromo ocupa el 21° lugar en abundancia en la corteza terrestre, presenta una distribución promedio de 0.1 - 0.3 mg/kg de corteza terrestre (Economou-Eliopoulos y cols.; 2013). El Cromo presenta estados de oxidación desde -2 hasta +6, siendo predominantes en medios acuosos los estados +3 y +6, dependiendo las condiciones redox en las que se encuentre el sistema (Cedillo-Alvarez y cols., 2021). Se ha demostrado que el Cr⁺⁶ (Cr(VI)) es

aproximadamente 100 veces más tóxico y peligroso que el Cr^{+3} (Cr(III)). Además, el Cr(VI) presenta movilidad en todo el intervalo de pH, ya que posee la capacidad de bioacumularse y sólo el Cr(III) puede formar precipitados (Molina-Montoya y cols., 2010).

De manera natural, el Cromo se puede encontrar en diversos minerales (Ver Tabla 2.3) siendo la Cromita el principal mineral de donde se obtiene.

Tabla 2.3 Minerales con Cromo.

Mineral	Fórmula
Cincocromita	ZnCr_2O_4
Bentorita	$\text{Ca}_6\text{Cr}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 26\text{H}_2\text{O}$
Crocoíta	PbCrO_4
Cromita	FeCr_2O_4
Eskolaíta	Cr_2O_3
Fenicocroíta	$\text{Pb}_2\text{O}(\text{CrO}_4)$
Grimaldiíta	$\text{CrO}(\text{OH})$
Magnesiocromita	MgCr_2O_4
Manganocromita	MnCr_2O_4
Stichtita	$\text{Mg}_6\text{Cr}_2\text{CO}_3(\text{OH})_{164} \cdot \text{H}_2\text{O}$
Uvarovita	$\text{Ca}_3\text{Cr}_2(\text{SiO}_4)_3$
Tarapacaita	K_2CrO_4

Las especies de Cr(VI) presentes en el agua dependen del pH de la solución, ya que pueden sufrir hidrólisis, por lo que pueden existir más de una especie al mismo tiempo en solución acuosa.



En la Figura 2.3 se ilustra el diagrama de especiación del Cr(VI), donde se puede apreciar que sólo a $\text{pH} < 2$ existe el ácido crómico (H_2CrO_4), en un intervalo de pH de 2 a 7, predomina el ion dicromato (Cr_2O_7), coexistiendo con el hidrógeno cromato (HCrO_4) y finalmente la formación del ion cromato (CrO_4^{2-}) comienza aproximadamente a pH 6 y predomina a $\text{pH} > 7$.

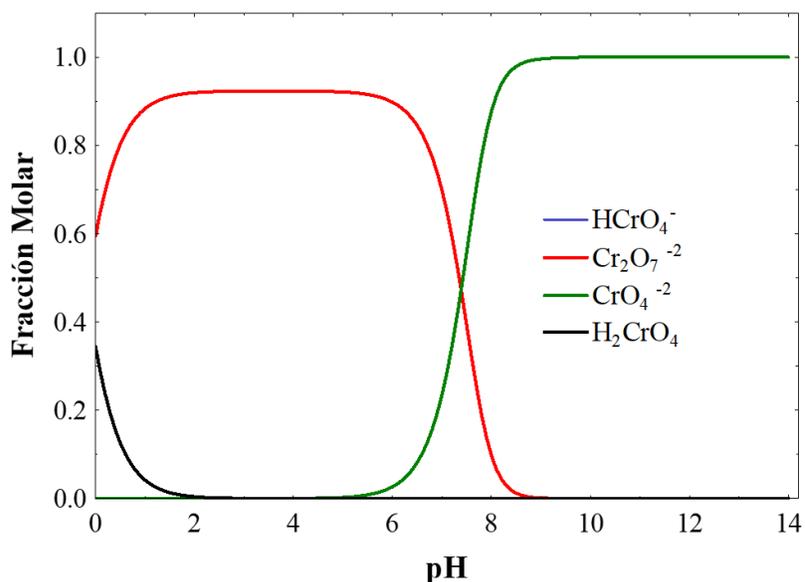


Figura 2.3 Diagrama de especiación del Cr(VI) a T = 25 °C.

2.6 Usos y Aplicaciones del Cromo

El Cromo tiene una diversa variedad de aplicaciones, entre las más importantes destacan las relacionadas con procesos industriales. En 1932, el Cromo se empleaba en aleaciones de Cromo-Molibdeno para la fabricación de implantes, sin embargo, en la década de los 80's se dejó de emplear (Coreño-Alonso y cols., 2010).

Las sales de Cr(VI) son fuentes de iones cromato que, bajo ciertas condiciones redox y catalizadas por H₂SO₄ se emplean para el recubrimiento sobre piezas generalmente de origen metálico, a este proceso se le denomina cromado (Galvão y Corey, 1987).

El Cromo metálico se emplea para la fabricación de acero, dado que se requiere solo un 6% de Cromo para que el acero sea considerado inoxidable (Galvão y Corey, 1987).

Para proceso de curtido de cuero comúnmente utiliza Cromo proveniente de Cr₂(SO₄)₃, el cual interacciona con el colágeno en la piel de algún animal para evitar su descomposición (Alvites-Alfaro, 2020; Arauzo y cols., 2003).

El Cromo presenta diferentes coloraciones, dependiendo del compuesto de Cromo que se esté utilizando, este proceso es designado para la fabricación de pigmentos y colorantes (Owlad y cols., 2009).

2.7 Fuentes de Contaminación de Cromo

El Cromo presente en el ambiente, más concretamente en medios acuosos, proviene principalmente de descargas de aguas residuales, producto de las actividades antropogénicas, polvos industriales y sólidos que se pueden lixiviar (Galván-Cabrera y cols., 2014).

El aire no contaminado se encuentra en concentraciones entre 0.01 - 0.02 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; sin embargo, la contaminación del aire proviene principalmente de plantas industriales de cemento, de asbesto y gases de combustión de vehículos motorizados. (Galvão y Corey, 1987).

En el suelo se encuentran concentraciones que pueden rondar los 125 mg/kg; asimismo, el uso de fertilizantes puede elevar la concentración a 250 mg/kg y en plantas industriales que utilicen Cromo, puede llegar hasta 2 000 mg/kg (Galvão y Corey, 1987).

2.8 Toxicología

La absorción de Cromo se hace fundamentalmente por tres vías: oral, respiratoria y dérmica. Al entrar en el sistema circulatorio es distribuido a la médula ósea, pulmones, ganglios linfáticos, bazo, riñón e hígado. La vía de ingreso de Cromo más común al cuerpo es mediante las vías respiratorias, aproximadamente un 50% del Cromo inhalado se absorbe y llega al torrente sanguíneo. La vía menos eficaz es mediante ingestión al tracto digestivo, llegando aproximadamente un 6% al torrente sanguíneo (Cedillo-Alvarez y cols., 2021).

El Cromo presenta bioacumulación en seres vivos, principalmente en especies acuáticas. Cabe destacar que el Cr(III) es esencial, aproximadamente en cantidades de 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$, mientras que en altas concentraciones es tóxico. El Cr(VI) es tóxico en cualquier concentración en los seres vivos. La Agencia Internacional para la Investigación sobre Cáncer (IARC) ha catalogado al Cromo en el grupo 1, es decir, que hay pruebas suficientes que confirmar que la presencia de esta sustancia produce cáncer.

Las manifestaciones de intoxicación por Cromo se pueden clasificar en agudas y crónicas, con carácter local o sistémico. La contaminación de la población por Cromo es de carácter crónico, a excepción de accidentes o contaminaciones masivas. Según la vía de absorción se pueden presentar diferentes padecimientos (Cedillo-Alvarez y cols., 2021):

- **Ingestión:** Erosión de los dientes, irritación gastrointestinal, úlceras gastroduodenales, hepatitis y nefritis.

- **Mucosas y piel:** Irritación crónica, en el caso del ojo, conjuntivitis con lagrimeo y dolor, dermatitis con úlceras características, edemas, enrojecimiento y ulceración en mucosas, alteración de olfato, rinitis, faringitis y perforación del tabique nasal.
- **Inhalación:** Produce todas las manifestaciones ya descritas por contacto vía mucosa y piel; además se puede generar laringitis, bronquitis crónica, fibrosis pulmonar tipo Hamman-Rich y cáncer pulmonar primario.

En todas las vías, la absorción de Cr(VI) produce la alteración del material genético y en concentraciones altas con tiempos de exposición prolongados puede producir la muerte (Cedillo-Alvarez y cols., 2021).

2.9 Legislación Ambiental

Existe una gran variedad de normativas, dependiendo del país y/o la entidad reguladora. La Administración de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA, por sus siglas en inglés) ha decretado un límite máximo permisible de $5\mu\text{g}/\text{m}^3$ en procesos relacionados con Cr(VI) (ATSDR, 2012).

En la Tabla 2.4 se resumen las principales regulaciones mundiales de la presencia de Cromo. Las regulaciones que definen al Cromo total (Cr(T)) contemplan Cr(III) más Cr(VI) en solución acuosa.

Tabla 2.4 Límites de Cromo permisible de diferentes agencias

Organismo Regulador	Límite permisible de Cromo
Agencia de Protección Ambiental (EPA)	0.1 mg/L de Cr(T) en agua potable.
Administración de Alimentos y Medicamentos (FDA)	0.1 mg/L de Cr(T) en solución acuosa.
Ley de Seguridad y Salud Ocupacional (OSHA)	0.005 mg/m ³ para Cr(VI), 0.5 mg/m ³ para Cr(III) y 1.0 mg/m ³ para Cr(0).
NOM-127-SSA1-2017	0.05 mg/L de Cr(T) en agua de consumo y uso humano.

2.10 Contaminación por Cromo en México

A pesar de que son bien conocidos los riesgos de la presencia de Cromo en solución acuosa, en México no se han realizado suficientes estudios en cuerpos de agua, sistemas de

drenaje y aire para conocer la situación de contaminación en torno al Cromo. Sin embargo, existen los antecedentes de diversos desastres industriales que como consecuencia han originado la contaminación del suelo y agua, como es el caso de Cromatos de México S.A de C.V. en Tultitlán, Estado de México (Ruiz-Azuara y cols., 1986). En el estado de Tabasco, en la laguna Machona se han encontrado concentraciones de 1.11 mg/L de Cr(VI) (Miranda-García y cols., 2022), en el estado de Guadalajara, en río Grande de Santiago y Chapala, se han reportado concentraciones de 0.067 mg/L y 0.095 mg/L de Cr(T) respectivamente (CONAGUA, 2024).

2.11 Tecnologías y Métodos de Remoción de Cromo en Solución Acuosa

Existe una gran variedad de tecnologías y métodos de remoción de Cromo en solución acuosa. Una técnica de separación será factible cuando cumpla con los requisitos de seguridad, facilidad, alta eficiencia y bajo costo (Kim y cols., 2004). Por lo que la elección del método depende de varios factores tales como, concentración y especiación del contaminante, existencia de otras especies en la solución, volúmenes que se tratarán, economía del proceso, así como de su eficiencia. Generalmente, se busca un método de remoción con una elevada eficiencia y bajo costo, tanto de operación como de inversión. Asimismo, se debe considerar la manipulación y disposición de los residuos generados (Höll y Litter, 2010). Estos métodos de remoción se diseñan y se implementan posteriormente en plantas tratadoras de aguas residuales (PTAR), cuyo objetivo principal es eliminar y/o reducir los contaminantes del agua hasta los límites de calidad establecidos. Las PTAR tienen 3 etapas de tratamiento: primarias, secundarias y terciarias, cada etapa cumple un objetivo en específico (Bolisetty y cols., 2019):

1. **Etapla primaria:** se encarga de eliminar y/o reducir compuestos hidrofóbicos, sólidos suspendidos y arena mediante tratamientos mecánicos como sedimentación, filtración con arena, grava o cribado.
2. **Etapla secundaria:** está diseñada para la eliminación de materia orgánica como detergentes, residuos de alimentos, residuos biológicos, entre otros y en su mayoría son tratamientos bioquímicos como: lodos activados, camas de oxidación y reactores biológicos.
3. **Etapla terciaria:** tiene como propósito eliminar los contaminantes aun presentes en el medio acuoso. En la mayoría de las ocasiones es necesario más de un proceso terciario

debido a la naturaleza del agua contaminada. En esta etapa se eliminan la mayoría de los metales pesados.

Técnicas como filtración, lagunaje, humedales, adsorción, fotocátalisis, cristalización, precipitación electroquímica, membranas de intercambio iónico, osmosis inversa, electrocoagulación, electrofloculación, son utilizadas en la etapa terciaria. Sin embargo, no todas las técnicas están diseñadas para la remoción de metales pesados, diversos autores han demostrado que sólo ciertos métodos y tecnologías son eficientes para la eliminación de metales en medio acuoso (Lin y Juang, 2002; Singh y Pant, 2004; Mohan y cols., 2006; Lavado-Meza y cols., 2010 y Song y cols., 2018).

2.11.1 Filtración por Membrana

La separación por membranas involucra el transporte de masa de un soluto a través de una membrana permeable inducido por un gradiente de presión o concentración (Villega-Martínez, 2020). Dependiendo del tamaño del poro puede ser ultrafiltración (10 - 100 nm), nanofiltración (menos de 10 nm) (Pabón y cols., 2020). También se han empleado membranas permeables selectivas, donde se aplica un campo eléctrico que provoca la separación de cargas, facilitando la retención del metal en forma iónica (Pabón y cols., 2020).

La filtración se fundamenta en el tamaño relativo de las partículas o moléculas con respecto al tamaño de poros de las membranas. Las moléculas más pequeñas pasan a través de la membrana, mientras que las más grandes son retenidas; lo cual ofrece una ventaja como manejo de flujo continuo, mantenimiento simple y flexibilidad de diseño. (Bradl y cols., 2005).

La separación por membranas presenta alta eficiencia, ocupa poco espacio y es de fácil operación. Sin embargo, cuando no se da mantenimiento la membrana se puede romper. Además, el proceso genera alta cantidad de lodos y está limitado por los altos costos de operación (Bradl y cols., 2005; Pabón y cols., 2020).

Para la remoción de Cr(VI) se han empleado membranas de poliuretano con nanotubos de carbono oxidados (Galván-Cabrera y cols., 2014), así como una gran variedad de membranas poliméricas (Tapiero-Martínez, 2015) con remociones máximas de 76% y 88%, respectivamente.

2.11.2 Intercambio Iónico

El intercambio iónico consiste en el intercambio de iones unidos a sitios activos en la superficie de un sólido por iones de carga similar que se encuentran en solución hasta alcanzar equilibrio. Las reacciones de intercambio tienen lugar de acuerdo con los principios de equivalencia y electroneutralidad. (Brooks, 1991). Debido a que el proceso de intercambio iónico es superficial, se requiere una cantidad elevada de área específica en el material para una alta eficiencia. Una de las características que debe tener una matriz de intercambio iónico es que los iones intercambiables deben ser no tóxicos y la matriz debe tener mayor afinidad hacia el metal a remover (Pabón y cols., 2020). Las matrices más comunes para el intercambio iónico son las resinas, que pueden ser catiónicas y aniónicas, dependiendo de la carga que presenten y sus grupos funcionales. Una resina aniónica es aquella capaz de realizar intercambios con iones cargados negativamente, es decir, aniones; mientras que una resina catiónica es aquella capaz de realizar intercambios con iones positivos, es decir cationes.

Las ventajas que presentan las resinas de intercambio iónico es que se pueden regenerar, es decir, el proceso de intercambio iónico es reversible y es posible recuperar los contaminantes. Sin embargo, las resinas de intercambio iónico presentan las desventajas de que son altamente susceptibles al pH, temperatura, concentración del contaminante, así como del tiempo de contacto (Pabón y cols., 2020).

Se han realizado diversos estudios para la eliminación de Cr(VI) sobre resinas sintéticas como la Ambersep 900 presentando una capacidad de remoción de hasta 390 mg/g y la resina Ambersep 132 obteniendo capacidades de adsorción de hasta 80 mg/g (Lin y Kiang, 2003).

2.11.3 Precipitación Química

La precipitación química es el proceso de separación más comúnmente usado cuando el contaminante se encuentra a elevadas concentraciones, consiste en adicionar una sustancia química soluble cuyos iones reaccionan con los del contaminante que se desea remover formando un precipitado (Cánepa de Vargas, 2004). A nivel industrial, es la técnica más empleada para la recuperación de metales pesados debido a que es una técnica fácil de operar y con bajos costos de operación. Esta técnica consiste en ajustar el pH hasta medios básicos para lograr la precipitación mediante una disminución de solubilidad, en algunas ocasiones se puede

utilizar agentes quelantes o agentes químicos para catalizar el proceso o facilitar la precipitación (Bolisetty y cols., 2019). Estos agentes, usualmente son hidróxidos, carbonatos (Cal), sulfuros, fosfatos o sales férricas (Bradl y cols., 2005; Qiu y Zheng, 2007).

La precipitación química genera una gran cantidad de lodos con metales que no pueden ser desechados al medio ambiente por lo que implica tratamientos posteriores. En especial, el Cr(VI) no puede ser precipitado químicamente dado que es soluble en todos los intervalos de pH, por lo que esta técnica no puede ser aplicable. Una alternativa es la reducción de Cr(VI) mediante agentes reductores tales como bisulfito de sodio, dióxido de azufre o sulfato ferroso en medios ácidos ($\text{pH} < 3$). Una vez reducido el Cr(VI) a Cr(III) se procede a realizar un ajuste de pH, dado que el Cr(III) es insoluble a $\text{pH} > 6$ (Hintermeyer y Tavani, 2017).

2.11.4 Coagulación y Floculación

La coagulación es un proceso similar a la precipitación, que consiste en adicionar reactivos con propiedades coagulantes, los cuales transfieren sus iones a las moléculas del contaminante que se desea remover, lo que neutraliza la carga eléctrica de los coloides para favorecer la formación de flóculos de mayor tamaño y peso (Cánepa de Vargas, 2004). Este método consiste en eliminar la carga eléctrica de un coloide y posteriormente aglomerarlos mediante la adición de algún químico que realice la floculación. Las condiciones de operación que afectan a este proceso son: pH, temperatura, tiempo de contacto y el agente floculante y coagulante (Pabón y cols., 2020).

Estas técnicas presentan desventajas similares que la precipitación, ya que se requiere una gran cantidad de sustancias químicas, lo que produce la formación de lodos y en algunos casos no se puede aplicar ya que la solubilidad del compuesto está por encima de los límites permisibles establecidos en la normativa ambiental (Wasay y cols., 1996).

Se han realizado procesos de coagulación- floculación con FeSO_4 para la eliminación de Cr(VI) obteniendo una remoción del 100% con la desventaja de generar lodos que posteriormente son difícil de separar (Oropeza y cols., 2016).

2.11.5 Fotocatálisis

La fotocatálisis es una técnica que consiste en la reducción u oxidación de una especie química mediante la transferencia de electrones mediante la aplicación de una longitud de onda específica y el uso de un catalizador. El proceso está afectado por la concentración de la solución, la entrada de oxígeno al medio, el pH, la fuente de radiación (ultravioleta, UV-Vis o infrarrojo) y que generalmente es un material semiconductor como el TiO_2 . En metales pesados, no es posible hacer una fotodegradación, pero es posible realizar procesos redox para reducirlos u oxidarlos, lo que puede convertir una especie tóxica en una que no sea tóxica o menos tóxica y posteriormente aplicar otros procesos físico-químicos para su tratamiento (Bolisetty y cols., 2019).

Se ha estudiado la fotoreducción de Cr(VI) sobre catalizador de TiO_2 para obtener como producto Cr(III), que es menos tóxico que el Cr(VI), obteniendo una reducción de hasta un 80% (Romero y cols., 2013). En otro trabajo similar se redujo mediante la fijación del catalizador TiO_2 y utilizando como fuente de Cromo un conjunto Cr(VI) y EDTA (etilendiaminotetracético) obteniendo un rendimiento de 98% (Vera y cols., 2019).

2.11.6 Adsorción

Actualmente, la adsorción es una tecnología que ha despertado gran interés, debido a que es muy versátil, económica y eficiente para tratar agua potable (Fan y cols., 2003; Ayoob y cols., 2007; Qiu y Zheng, 2007). Es de fácil operación, no utiliza productos químicos auxiliares, tiene diseños de operación sencillos, flexibles, no genera contaminantes secundarios en el proceso y es posible la recuperación del contaminante, convirtiendo esta técnica en uno de los métodos más aceptables a nivel ambiental (Pabón y cols., 2020). Estos procesos se pueden aplicar a soluciones concentradas o diluidas.

La adsorción es una técnica que consiste en la acumulación preferencial de una sustancia (adsorbato) sobre un material, generalmente poroso (adsorbente) mediante interacciones que pueden ser físicas o químicas sobre sitios denominados sitios activos. Las fuerzas intermoleculares desequilibradas que existen en la superficie del sólido provocan la atracción o repulsión entre las moléculas que se encuentran en una solución y la superficie del sólido, por

lo que la eficiencia de esta técnica depende del adsorbente utilizado y las características fisicoquímicas del agua (Medellín-Castillo, 2009; Leyva-Ramos, 2010; Ovín-Ania, 2011).

Dependiendo del tipo de interacción entre el adsorbato en solución y la superficie del adsorbente, la adsorción se clasifica en física y química. La adsorción física es un proceso reversible y ocurre por fuerzas de interacción débiles tales como tipo de van der Waals y dispersión de London. En este tipo de adsorción, las moléculas no se adsorben sobre sitios específicos, y debido a que la interacción es débil las moléculas adsorbidas se mueven libremente sobre la superficie del adsorbente (Leyva-Ramos, 2007). La adsorción química se debe a una interacción entre los complejos superficiales específicos del adsorbente y las moléculas del adsorbato. Se caracteriza por involucrar comúnmente enlaces químicos y, por lo general, es irreversible; el calor de adsorción es elevado y muy similar al calor de una reacción química (Leyva-Ramos, 2010).

La capacidad de adsorción dependerá de todas aquellas variables que afecten estas interacciones, estas últimas relacionadas a las características o propiedades del adsorbente, soluto y solución. Los principales factores son naturaleza del adsorbato, naturaleza del adsorbente, principalmente.

2.11.6.1 Naturaleza del Adsorbato

La capacidad de adsorción de un adsorbente depende de la afinidad del soluto por el adsorbente. La solubilidad de un compuesto en solución acuosa indica la afinidad del soluto por el disolvente. Las condiciones en las que se encuentra el adsorbato en solución acuosa es una de las principales características a tomar en cuenta y pueden verse afectadas por el pH y la temperatura (Rodríguez-Medallo y Marín-Galvín, 1999).

Para el Cr(VI) en todo el intervalos de pH se encuentra en forma aniónica (Figura 2.3). En algunas ocasiones, la interacción del adsorbato con el solvente u otras sustancias en la solución y puede provocar reacciones óxido-reducción y cambiar el estado de oxidación del metal (Rodríguez-Medallo y Marín-Galvín, 1999).

El Cr(VI) se puede encontrar como dicromato y cromato. En la Figura 2.4 se ilustra su tamaño molecular.

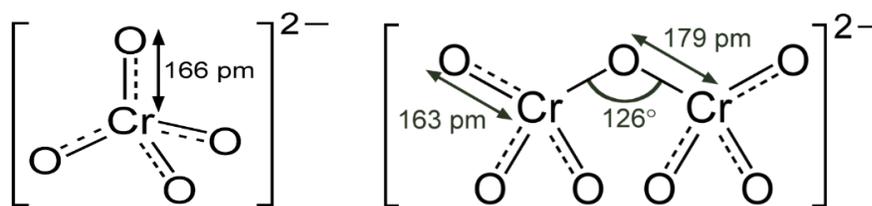


Figura 2.4 Tamaño molecular de CrO_4 y Cr_2O_7 .

2.11.6.2 Condiciones de la Solución

El proceso de adsorción ocurre en la superficie del adsorbente y esta interacción puede ser de tipo químico y/o físico. Por ello, existen diversos factores en las condiciones de la solución que pueden alterar la superficie del adsorbente (Ovín-Ania, 2011), como lo son:

- **pH:** La cantidad de iones H^+ en la solución ocasiona que los grupos funcionales superficiales en el adsorbato puedan adquirir cierta carga, ya sea positiva al aceptar un protón o negativa al ceder un protón. Además, puede afectar a la solubilidad de iones o grupos funcionales presentes en la misma.
- **Temperatura:** En el proceso de adsorción existe una liberación o absorción de calor, dependiendo de su naturaleza el proceso puede ser endotérmico o exotérmico.
- **Presencia de otras sustancias:** La presencia de otras sustancias en la solución afecta el proceso de adsorción, dado que pueden existir diversos tipos de efectos:
 1. **Antagónicos:** Cuando la presencia de una sustancia disminuye la capacidad del material para adsorber el contaminante principal.
 2. **Sinérgico:** Cuando la presencia de una sustancia propicia que aumente la capacidad del material para adsorber el contaminante principal.
 3. **No tener efecto** significativo en la capacidad de adsorción.

2.11.6.3 Naturaleza del Adsorbente

El proceso de adsorción es un proceso superficial, por lo que parámetros como la porosidad del adsorbente, y el tamaño molecular del adsorbato son factores importantes (Pabón y cols., 2020; Bolisetty y cols., 2019). La naturaleza del adsorbente determina las características a considerarse en un buen adsorbente. Se requiere que sea eficiente, de bajo costo, proceso de

fabricación amigable con el medio ambiente y económico (Pabón y cols., 2020). Entre las principales variables que se deben tomar en cuenta para escoger un buen adsorbente son (Ovín-Ania, 2011; Sotelo y cols., 1999):

- **Área específica:** es la superficie del adsorbente que está disponible para la adsorción y depende de la estructura porosa del material, se considera el área exterior y el área en los poros. Generalmente, un material tiene mayor capacidad de adsorción cuando tiene mayor área específica; así mismo, una cantidad de área específica da pauta a una mayor cantidad de sitios activos.
- **Sitios activos:** son aquellos sitios donde se adsorbe el contaminante. La química superficial juega un papel muy importante en la adsorción dependiendo del pH en la solución. Los materiales presentan ciertos grupos funcionales o elementos en su estructura. Generalmente, son sitios que pueden estar cargados positiva o negativamente (en función del pH) mediante la aceptación de un protón (sitios básicos) o su donación (sitios ácidos).
- **Carga superficial:** es la carga eléctrica del material, puede ser positiva o negativa. Esta carga depende principalmente del pH al cual se encuentre el material debido a la concentración de sitios ácidos y sitios básicos.

2.12 Materiales Adsorbentes

Existen una gran cantidad de adsorbentes para el tratamiento de aguas, siendo el carbón activado el material adsorbente más utilizado. Las características del material adsorbente dependen de factores como el origen, el procedimiento empleado para su preparación, así como las condiciones de operación. Las principales características de un material adsorbente son las siguientes:

- i) Alta capacidad de adsorción y selectividad por el compuesto que se desea remover en medio acuoso.
- ii) Elevada velocidad de adsorción.
- iii) Facilidad de manejo y bajo costo.

El Cr(VI) se encuentra como anión en todos los intervalos de pH, por lo que se requiere un material capaz de adsorber aniones (Ver Figura 2.3).

2.12.1 Materiales Adsorbentes de Origen Biológico

Los materiales de origen biológico presentan una gran cantidad de ventajas sobre los materiales de origen inorgánico como son: alta disponibilidad, bajo costo, la cantidad y la versatilidad de compuestos. Existe una amplia variedad de materiales de origen biológico entre los que destacan: biopolímeros, semillas de plantas, cáscaras de frutas, residuos de materiales agroindustriales, hojas de plantas, por mencionar algunos (Tejada-Tovar y cols., 2015).

Una de las desventajas que presentan algunos adsorbentes de origen biológico es que se descomponen a cierta temperatura, presentan pocos sitios activos para la adsorción y no son materiales con alta porosidad. Sin embargo, estos materiales se pueden modificar de tal manera que se mejoren sus capacidades de adsorción mediante procesos físicos, químicos y fisicoquímicos (Tejada-Tovar y cols., 2015).

Estos adsorbentes se han empleado en la remoción de contaminantes metálicos como Cromo, Cadmio y Pb, (Duany-Thimosthe y cols., 2022) así como colorantes (Cisneros y cols., 2020)

2.12.1.1 Bagazo de Café

El Bagazo de café es un material que resulta como residuo después de la utilización del grano de café, este material se ha modificado con ácido cítrico y ha sido empleado para la remoción de Cr (VI) obteniendo capacidades de adsorción de hasta 5.8 mg/g a condiciones de pH = 2. (Bennett-Valverde, 2024)

2.12.1.2 Residuos de cáscara de Mandarina

Se ha estudiado con anterioridad la adsorción de Cromo hexavalente sobre cáscara de Mandarina sin modificar, triturada y de residuos de producción de jugos, obteniendo una capacidad de adsorción óptima de 1.7 mg/g a condiciones de pH = 3. (Vanegas-Pila, 2022)

2.12.1.3 Carbonizado de Hueso (CH)

El carbonizado de hueso (CH) se produce a partir de la limpieza, molienda y carbonización de huesos de animales como peces, vacas, ovejas, entre otros. El material se carboniza a temperaturas dentro de un intervalo aproximado de 300-600 °C y una atmósfera controlada de oxígeno, su color va a depender de la temperatura, oxigenación y el tiempo y puede variar desde negro hasta blanco (Leyva-Ramos y cols., 2015).

Desde hace tiempo, el CH ha sido considerado como un potencial adsorbente para la eliminación de aniones, utilizándose para el tratamiento en purificadoras de agua (Chen y cols., 2008). Sin embargo, el carbonizado negro tiene impurezas de material orgánico que pueden contaminar el agua provocando una alteración en sus parámetros de calidad, debido a que presentó una pirólisis incompleta (Medellín-Castillo, 2009); mientras que el carbonizado blanco esta sobre carbonizado y se ha reportado que tiene una menor capacidad de adsorción de manera general (Medellín-Castillo y cols., 2016).

El CH se ha empleado para la adsorción una gran cantidad de contaminantes entre los que se encuentran compuestos orgánicos, aniones y metales pesados (Jia y cols., 2018; Flores-Cano y cols., 2016; Medellín-Castillo y cols., 2016; Leyva-Ramos, 2008a, Villela-Martínez, 2020). La capacidad de adsorber esta gran variedad de contaminantes se debe principalmente a la composición del carbonizado de hueso, el cual está constituido principalmente por hidroxiapatita en un 70-76%, el resto su composición se debe al carbón (9-11%) y carbonato de calcio (calcita) (7-9%) (Alkurdi y cols., 2019). Por lo cual, su capacidad de adsorción se atribuye a los iones calcio, ya que pueden ser sustituidos por cationes y los iones fosfato (PO_4^{-3}) y oxhidrilos (OH^-) presentes en el material por aniones (Alkurdi y cols., 2019).

Se estudió la adsorción de fluoruro sobre CH obteniendo valores de adsorción de hasta 8 mg/g a un pH de 5, y se corroboró que la hidroxiapatita es el principal componente involucrado en la adsorción sobre este material (Leyva-Ramos y cols., 2015). Asimismo, se ha estudiado la remoción de algunos otros contaminantes como azul de metileno en solución acuosa sobre CH mostrando porcentajes de remoción de hasta el 80% (Jia y cols., 2018) y metales pesados (Flores-Cano y cols., 2016; Hernandez-Hernandez y cols; 2017; Sellaoui y cols, 2018), demostrando la versatilidad del CH para adsorber aniones como en el

caso del Cr (VI) y cationes metálicos. Dicha versatilidad consiste en la naturaleza del CH de poseer de manera natural tanto sitios activos ácidos como básicos.

2.13 Modificación de Materiales

Dependiendo del origen del material, es posible realizar modificaciones físicas, químicas o fisicoquímicas que pueden tener diversos efectos, como cambios en el área específica, adición o destrucción de grupos funcionales presentes en la superficie, aumento o disminución en la carga eléctrica del material, entre otros (Tejada-Tovar y cols., 2015).

Se han reportado que la adición de grupos funcionales aumenta la capacidad de adsorción de los materiales base. Según el grupo funcional o ligando, hay cierta afinidad hacia algún elemento en particular (Tejada-Tovar y cols., 2015).

En la Tabla 2.5 se enlistan los principales ligandos, así como la afinidad hacia ciertos metales (Tejada-Tovar y cols., 2015).

Tabla 2.5. Afinidad de metales según el grupo funcional.

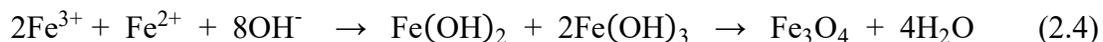
Categoría	Grupo Funcional o Ligando	Grupo de metales
I	F, O ₂ ⁻ , SO ₄ ⁻ , NO ₃ , HPO ₄ , PO ₄ ³⁻ , C=O, ROR	Li, Be, Na, Mg, K, Ca
II	Cl ⁻ , Br ⁻ , N ³⁻ , NO ₂ ⁻ , SO ₃ ⁻ , NH=N ⁻ ,	Ti, V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Cd, As
III	I ⁻ , R ⁻ , CN ⁻ , CO ⁻ , RS ⁻	Pd, Ag, Pt, Au, Hg

2.13.1 Modificaciones con Hierro

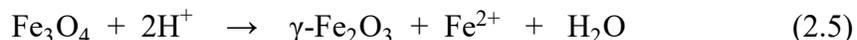
El hierro puede ser obtenido de diversas fuentes, como reactivos químicos, residuos mineros, residuos industriales, entre otros. Además, el hierro es un elemento económico, de fácil manejo y alta disponibilidad, (Carrillo-Pedroza y cols., 2014; Sánchez y cols., 2010).

Existe una variedad de métodos para la síntesis de partículas férricas, siendo los métodos de coprecipitación los más estudiados y conocidos. Además, son simples y eficientes (Laurent y cols., 2008). La síntesis de partículas férricas por coprecipitación se lleva en medio acuoso a

partir de una solución que contenga iones Fe(III) y Fe(II) disueltos, mediante la siguiente reacción (Ravelo-Acuña, 2016):



Es necesario un pH superior a 8 para que la reacción se lleve a cabo, usando generalmente NaOH. Sin embargo, la magnetita (Fe_3O_4) es inestable a condiciones ambientales, y ésta se oxida para formar maghemita ($\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$) mediante la siguiente reacción química:



Se ha estudiado la adsorción de Cr(VI) sobre wustita (FeO) y magnetita (Fe_3O_4) obteniendo porcentajes de adsorción de 45% en un tiempo de equilibrio de 5 minutos, con concentraciones iniciales de 700 mg/L (Carrillo-Pedroza y cols., 2014).

La adsorción de sulfatos y fosfatos en óxidos de hierro se ha descrito en la literatura científica encontrando que, según la fase en la que se encuentra el hierro, varía de manera decreciente su capacidad de adsorción en el siguiente orden para la adsorción de sulfatos y fosfatos (Ver Tabla 2.6 y Tabla 2.7) (Parfitt y cols., 1975).

Tabla 2.6 Capacidad máxima de adsorción de sulfatos en diversas fases de hierro.

Fase	Capacidad de adsorción ($\mu\text{mol/g}$)
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	1040
Akaganeita	820
Lepidocrocita	540
Goetita	200
Hematita	170

Tabla 2.7 Capacidad máxima de adsorción de fosfatos en diversas fases de hierro.

Fase	Capacidad de adsorción ($\mu\text{mol/g}$)
$\text{Fe}(\text{OH})_3$	600
Akaganeita	410
Lepidocrocita	330
Goetita	125
Hematita	85

Se llegó a la conclusión que la fase en la que se encuentran las partículas de hierro son un factor importante en el proceso de adsorción de aniones.

2.14 Modelos de Isotermas de Adsorción

Las isotermas de adsorción son representaciones matemáticas que relacionan la cantidad adsorbida, la concentración del adsorbato en la solución al equilibrio y la masa del adsorbente una vez que se alcanzó el equilibrio a temperatura constante. Se han propuesto y reportado una gran cantidad de isotermas de adsorción. Sin embargo, los más utilizados son los modelos de Langmuir, Freundlich y Radke-Prausnitz (Espinosa, 2007).

2.14.1 Modelo de Langmuir

La isoterma de Langmuir está fundamentada en la adsorción y la desorción, y ocurre bajo las siguientes características (Leyva-Ramos, 2010):

- a) La adsorción ocurre sólo en sitios específicos denominados sitios activos.
- b) Solo es posible la adsorción de una molécula en un sitio activo.
- c) No existe interacción entre moléculas adsorbidas adyacentes.
- d) El calor de adsorción es equitativo en cada sitio activo.
- e) Sólo existe una monocapa de adsorbato.

Existen diversas formas de representar la isoterma de Langmuir, entre las que se encuentra la forma convencional:

$$q = \frac{q_m K C_e}{1 + K C_e} \quad (2.6)$$

En un sistema líquido-sólido, q_m representa la capacidad máxima de adsorción cuando todos los sitios activos están ocupados, donde la masa del soluto adsorbido se hace asintótica a este valor. En el desarrollo original de la ecuación de Langmuir, este término representa la masa de soluto adsorbido que se requiere para formar una monocapa sobre el adsorbente. Normalmente, en sistema líquido-sólido, no se alcanza a formar una monocapa. q es la cantidad adsorbida, K es la constante de la isoterma de Langmuir y C_e la concentración al equilibrio.

2.14.2. Modelo de Freundlich

La isoterma de Freundlich es modelo empírico usado en sistemas líquido-sólidos y superficies energéticamente heterogéneas, esto significa que los sitios de la superficie tienen distintos calores de adsorción. Además, es posible la adsorción en multicapas sobre la superficie del adsorbato.

Este modelo ha sido cuestionado ya que la masa de soluto adsorbido sobre el adsorbente aumenta continuamente incrementando la concentración del soluto en el equilibrio y no es lineal a bajas concentraciones. Esta última característica indica que la isoterma de Freundlich es termodinámicamente consistente (Leyva-Ramos, 2010).

Matemáticamente, se representa la isoterma;

$$q = kC_e^{1/n} \quad (2.7)$$

Donde k representa la constante de la isoterma de Freundlich, n representa la intensidad de adsorción y q representa la cantidad adsorbida.

2.14.3 Modelo de Prausnitz-Radke

La isoterma de Prausnitz-Radke parte de las bases teóricas de la isoterma de Langmuir y Freundlich, considerando ahora que el proceso de adsorción-desorción ya no es de primer orden y se representa de la siguiente manera:

$$q = \frac{aC_e}{1 + bC_e^{1-\beta}} \quad (2.8)$$

Donde a y b representan constantes relacionadas con el equilibrio de adsorción y β con la intensidad de adsorción (Prieto-García y cols., 2020).

CAPÍTULO 3. DESCRIPCIÓN DEL PROBLEMA

3.1 Justificación

El agua se encuentra dentro de los recursos de vital importancia para el desarrollo de la vida. Sin embargo, existen diferentes fuentes que pueden contaminarla, ya sean naturales y/o antropogénicas, dentro de estas últimas la más importante es la contaminación debido a efluentes industriales y municipales. Aunado a eso, el crecimiento actual de la población ha ocasionado una mayor demanda de este vital recurso. Por ello, es indispensable la investigación de tecnologías y técnicas que permitan mantener una calidad de agua aceptable para consumo humano.

Dentro de los contaminantes inorgánicos peligrosos se encuentra el Cromo, que es producto de actividades como curtido de cuero, fabricación de aceros inoxidable y elaboración de pigmentos, entre otras. Además, la ingesta de cromo en seres vivos provoca trastornos que pueden ser agudos y crónicos, cáncer e incluso la muerte a elevadas dosis.

En diversos pozos de agua en los estados de México, Guadalajara, Oaxaca y Campeche, entre otros, se han reportado concentraciones de cromo total por encima de lo establecido por la NOM-127SSA1-2021 de máximo de 0.05 mg/L, por esta razón, se declaró que el agua de estos pozos no es apta para consumo humano.

Existen diversos métodos de tratamiento; sin embargo, su selección se basa principalmente en factores económicos, técnicos, operacionales y/o en las concentraciones iniciales del contaminante que se desea eliminar. Dentro de los principales métodos de tratamiento están la precipitación química, intercambio iónico, procesos foto-catalíticos, separación por membranas, osmosis inversa, filtración y coagulación, procesos biológicos, electrodiálisis y adsorción.

La adsorción es un método de remoción que es económico, de sencilla operación y no requiere sustancias auxiliares. Una gran variedad de materiales adsorbentes se puede aplicar y es deseable que el adsorbente tenga una gran afinidad por el contaminante, sea fácil de sintetizar, de almacenar y transportar. Además, el adsorbente debe presentar velocidades de adsorción rápidas y que pueda regenerarse para reutilizarse y de ser posible recuperar el contaminante.

Se ha demostrado que el carbonizado de hueso (CH) tiene potencial como adsorbente de aniones y cationes en solución acuosa. Además, se han reportado diversas modificaciones que

incrementan la capacidad de adsorción del CH para la eliminación de ciertos contaminantes. Sin embargo, no se ha estudiado el fenómeno de adsorción del Cromo sobre CH modificado con Hierro.

3.2 Hipótesis

La modificación de CH incrementará la capacidad para remover Cr(VI) en solución acuosa, mediante el proceso de adsorción a condiciones estándar de temperatura y pH = 7.

3.3 Objetivos

3.3.1 Objetivo General

El objetivo de esta investigación es estudiar el equilibrio de adsorción de Cr(VI) en solución acuosa sobre CH modificado.

3.3.2 Objetivos Específicos

1. Investigar diversas modificaciones químicas y físicas de CH.
2. Determinar las capacidades de adsorción de los CH modificados química y físicamente (CHMs) a condiciones estándar de temperatura y pH = 7.
3. Estudiar los parámetros de síntesis de la modificación del CH que presentó mayores capacidades para adsorber Cromo (VI) (Cr(VI)) a las condiciones de evaluación y encontrar la modificación óptima.
4. Evaluar el efecto de las condiciones de operación (pH, temperatura y fuerza iónica) en la adsorción de Cr(VI) sobre el CHM óptimo.
5. Caracterizar fisicoquímicamente el CHM óptimo determinando sitios activos, carga superficial, punto de carga cero, propiedades de textura, identificando estructuras cristalinas, grupos funcionales y morfología.
6. Analizar el proceso de desorción de Cr(VI) adsorbido en el CHM óptimo.
7. Elucidar el mecanismo de adsorción de Cr(VI) sobre CHM óptimo.
8. Comparar la capacidad de adsorción de Cr(VI) sobre CH y CHM óptimo con las capacidades de otros materiales.

CAPÍTULO 4. APARATOS Y REACTIVOS

4.1 Carbonizado de Hueso

En este trabajo se empleó carbonizado de hueso (CH) comercial proveniente de la calcinación de ganado vacuno, en forma granular. En la Tabla 4.1 se muestran las propiedades proporcionadas por la compañía mexicana APELSA (Abastecedores Pecuarios Lozano S.A de C.V) ubicada en Guadalajara, Jalisco, México, la cual es el proveedor.

Tabla 4.1 Propiedades del CH granular.

Propiedad	Valor
Numero de Iodo (mg I/g)	50
pH	8-9.5
Granulometría (U.S. Std. Sieve)	8-30
Dureza adimensional	95
Densidad aparente (g/cm ³)	0.75
Humedad al empacar (%)	4
Fosfato Tricálcico Hidroxiapatita (%)	80-85

El CH se molió y posteriormente se tamizo para unificar el tamaño en una malla Tyler - 65 +100. Los datos del tamaño de partícula de cada malla se encuentran en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2 Tamaño de partícula del CH.

Valor de malla Tyler	Valor
-65	250 µm
+100	150 µm

4.2 Reactivos

En la Tabla 4.3 se presentan los reactivos utilizados en la preparación de soluciones patrón, y las soluciones requeridas para las modificaciones del CH; la realización y análisis de los experimentos de adsorción y caracterizaciones fisicoquímicas del CHM óptimo.

Tabla 4.3 Características de los reactivos.

Sustancia	Grado	Fabricante
Agua desionizada	Purificado	Purificadora Atziri
Ácido Fosfórico	Analítico	Fermont
Ácido Nítrico		Fermont
Ácido Sulfúrico		Fermont
Alcohol Etilico		Fermont
Cloruro Férrico Hexahidratado		Fermont
Dicromato de Potasio		Fermont
1,5- Difenilcarbazida		Sigma-Aldrich
Hidróxido de Sodio		Fermont
Nitrato de Sodio		Fermont
Solución Valorada de Ácido Nítrico 0.01 N		Fermont
Solución Valorada de Hidróxido de Sodio 0.01 N		Fermont

4.3 Soluciones y Soluciones Patrón

Las soluciones patrón y los reactivos utilizados en la experimentación realizada en este trabajo se prepararon de acuerdo con las condiciones presentadas en la Tabla 4.4. Todas las soluciones se prepararon con agua desionizada para evitar la interferencia de otros iones.

Tabla 4.4 Condiciones de preparación de soluciones utilizadas.

Solución	Masa o Volumen añadido	Volumen del matraz volumétrico
Ácido Nítrico 0.01 N	0.64 mL de HNO ₃ concentrado	1000 mL
Ácido Nítrico 0.1 N	64 mL de HNO ₃ concentrado	1000 mL
Ácido Sulfúrico 50 %	50 mL de H ₂ SO ₄ concentrado	100 mL
Ácido Fosfórico 85%	7.5 mL de H ₃ PO ₄ concentrado	50 mL
Cloruro Férrico 0.5 M	13.515 g	100 mL
Cloruro Férrico 1 M	27.03 g	100 mL
Cloruro Férrico 2 M	54.06 g	100 mL
Cloruro Férrico 3 M	81.09 g	100 mL
Patrón de Dicromato de Potasio	2.829 g	1000 mL
A-Difenilcarbazida	0.2 g de 1,5-Difenilcarbazida	100 mL

Tabla 4.4 Continuación.

Solución	Masa o Volumen añadido	Volumen del matraz volumétrico
F-Difenilcarbazida	100 mL de A-Difenilcarbazida 40 mL de Ácido Sulfúrico concentrado 36 mL de Agua desionizada	Recipiente de vidrio color ámbar. (Refrigerar)
Hidróxido de Sodio 0.01 N	0.405 g	1000 mL
Hidróxido de Sodio 0.1 N	4.05 g	1000 mL
Hidróxido de Sodio 1 N	40.5 g	1000 mL

* La A-Difenilcarbazida utilizó Alcohol etílico.

4.4 Instrumentos y Equipo Analítico

Los instrumentos y equipos analíticos que se emplearon en la modificación y la caracterización del CH y CHMs se describen en la Tabla 4.5, donde se incluye la marca y el modelo de cada equipo.

Tabla 4.5 Equipos analíticos e instrumentos empleados.

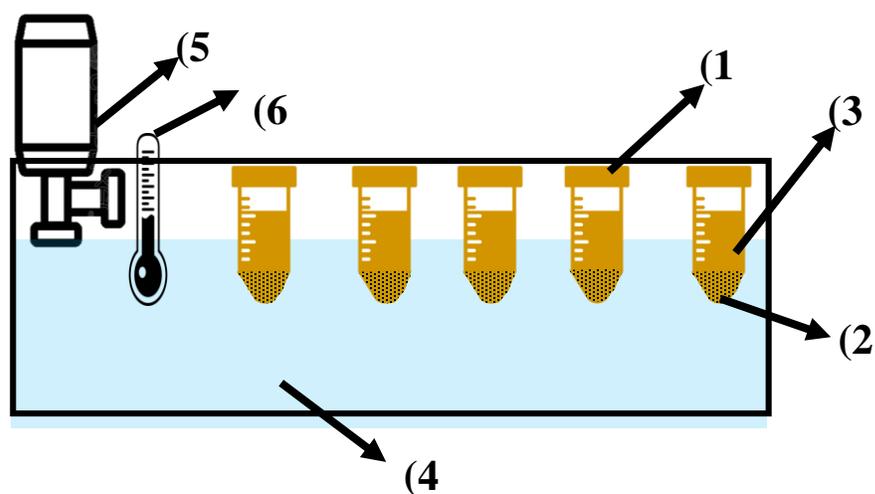
Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Analizador Termogravimétrico (TGA)	TA Instruments	Q500	Determinar la estabilidad térmica del CHM óptimo.
Agitador orbital	Yellow Line	OS 2 Basic	Agitar la solución de los experimentos de equilibrio de adsorción.
Balanza Analítica	Mettler	AE 200	Pesar reactivos sólidos y adsorbentes.
Centrifuga	Centurion	K3	Acelerar la separación de fase líquida-sólida por sedimentación.
Difractómetro de Rayos X (DRX)	Bruker	D8 Advance	Obtener el difractograma del CH y CHM óptimo.
Fisorción de Nitrógeno	Micromeritics	ASAP 2020	Determinar las propiedades de textura del CH y CHM óptimo mediante fisorción de nitrógeno (77K).
Espectrofotómetro de Absorción Atómica	Varían	SpectrAA-220	Cuantificar las concentraciones de cromo total en solución acuosa.

Tabla 4.5 Continuación

Equipo	Marca	Modelo	Aplicación
Espectrofotómetro de Infrarrojo con Transformada de Fourier (IR-FT)	Thermo Scientific	Nicolette iS10	Identificar las vibraciones y estiramientos presentes en los grupos funcionales del CH y CHM óptimo.
Microscopio electrónico de Barrido (MEB) con microanálisis.	JEOL	JSM-6610LV	Conocer y observar la morfología del CHM óptimo, además de conocer la composición química superficial.
Potenciómetro	HORIBA Scientific	LAQUA PH1300	Determinar el pH de las soluciones de en el adsorbedor de lote.
Placa de calentamiento con agitador magnético	Corning	PC-620D	Agitación de soluciones (síntesis), calentamiento controlado de soluciones.
Placa de calentamiento con agitador magnético	Biomega	H4000-HS	Agitación de soluciones (patrón y de síntesis), calentamiento no controlado de soluciones.
Sonicador	BRANSON	2510	Facilitar la disolución de la fase sólida en una solución.
Titulador Automático	Mettler	Toledo DL50	Efectuar las titulaciones ácido-base de manera automática.
Espectrofotómetro UV-Vis	Shimadzu	UV 2600	Obtener los espectros de absorción de soluciones de Cr(VI) además de obtener las concentraciones de Cr(VI).
Zetámetro	Malvern	Zetasizer Nano Series	Obtener la carga superficial del CHM óptimo.

4.5 Adsorbedor Experimental de Lote

Los datos de adsorción de Cr(VI) al equilibrio se obtuvieron mediante el adsorbedor de lote que se ilustra en la Figura 4.1. Este adsorbedor consiste de tubos de centrífuga de 50 mL (1), en los cuales se añaden una cierta masa de adsorbente (2) y 40 mL de una solución de Cr(VI) con una concentración inicial conocida (3). Los tubos de centrifuga se sumergen en un baño termostático de agua (4) con recirculador (5) para mantener la temperatura constante y un termómetro (6) para verificar la temperatura.



- | | |
|---|--|
| 1) Adsorbedor de lote. Tubo de centrifuga 50 mL | 5) Recirculador con resistencia de calentamiento |
| 2) Adsorbente | 6) Termómetro de Mercurio |
| 3) Adsorbato | |
| 4) Baño termostático | |

Figura 4.1 Representación esquemática del adsorbedor de lote.

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR) (2012) Disponible en Internet en: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs7.html, Fecha de consulta 25 de junio 2024.
- Alkurdi, S.S.A., Al-Juboori, R.A., Bundschuh, J., Hamawand, I. (2019) Bone char as a green sorbent for removing health threatening fluoride from drinking water. *Environ Int*, 127, 704-719. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.03.065>
- Alvites-Alfaro, A.Y. (2020) Métodos fisicoquímicos usados en la remoción de Cromo (VI) en aguas residuales de la industria de curtiembre: Revisión sistemática. Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Lima, Perú, pp. 5-17. <https://hdl.handle.net/20.500.12692/53156>
- Arauzo, M., Rivera, M., Valladolid, M., Noreña, C., Cedenilla, O. (2003) Contaminación por cromo en el agua intersticial, en el agua del cauce y en los sedimentos del río Jarama. *Centro de Ciencias Ambientales, Madrid, España, Limnetica*, 22(3-4), 85-98. <http://hdl.handle.net/10261/35521>
- Arcega-Cabrera, F., Fargher, L., Quesadas-Rojas, M., Moo-Puc, R., Ocegüera-Vargas, I., Noreña-Barroso, E., Yáñez-Estrada, L., Alvarado, J., González, L., Pérez-Herrera, N., Pérez-Medina, S. (2018) Environmental exposure of children to toxic trace elements (Hg, Cr, As) in an urban area of Yucatan, México: Water, blood, and urine levels, *Bull Environ Contam Toxicol*, 100(5), 620-626. DOI: 10.1007/s00128-018-2306-8
- Askeland, D.R. (1998) *Ciencia e ingeniería de los materiales*, International Thomson Editores S.A. de C.V., PWS Publishing Company, 3ra edición.
- Ayoob, S., Gupta, A.K., Bhakat, P.B. (2007) Performance evaluation of modified calcined bauxite in the sorptive removal of arsenic (III) from aqueous environment, *Colloid Surf A: Physicochem Eng Aspects*, 293 (1-3), 247-254. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2006.07.039>
- Babic, B.M., Milonjic, S.K., Polovina, M.J., Kaludierovic, B.V. (1999) Point of zero charge and intrinsic equilibrium constants of activated carbon cloth, *Carbon*, 37(3), 477-481. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(98\)00216-4](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(98)00216-4)
- Bagherifam, S., Komarneni, S., van Hullebusch, E.D., Stjepanović, M. (2022) Removal of antimonate (Sb(V)) from aqueous solutions and its immobilization in soils with a novel

- Fe (III)-modified montmorillonite sorbent. *Environ Sci Pollut Res*, 29(2), 2073-2083.
DOI: 10.1007/s11356-021-15765-7
- Bennett Valverde, C. J. (2024). Influencia del pH en la adsorción del cromo hexavalente en distintos materiales. Tesis para obtener el grado de Ingeniero Químico. Facultad de ciencias Químicas, Universidad de Cuenca, Ecuador.
- Boehm, H.P. (1994) Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons, *Carbon*, 32(5), 759-769. [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90031-0)
- Bolisetty, S., Peydayesh, M., Mezzenga, R. (2019) Sustainable technologies for water purification from heavy metals: review and analysis, *Chem Soc Rev*, 48(2), 463-487. <https://doi.org/10.1039/C8CS00493E>
- Bradl, H.B., Kim, C., Kramar, U., Stüben, D. (2005) Heavy Metals in the Environment: Origin, Interaction and Remediation, *Interf. Sci. Technol.*, San Diego, CA, USA, 2(4), pp. 93-96.
- Brooks, C.S. (1991) Metal Recovery from Industrial Waste, Lewis Publishers, Michigan, U.S.A. pp.27-111.
- Brown, R.M., McClelland, N.I., Deininger, R.A., Tozer, R.G. (1970). A water quality index-do we dare. *Water and sewage works*, 117(10), 339-343
- Cánepa de Vargas, L. (2004) Tratamiento de Agua para Consumo Humano, Plantas de Filtración Rápida, Procesos Unitarios y Plantas de Tratamiento, Organización Panamericana de la Salud, Lima, Cap. 3, pp. 107.
- Carrales-Alvarado, D.H., Jiménez-López, B.A., Leyva-Ramos, Medellín-Castillo, N.A. Mendoza-Mendoza, E., Vázquez-Mendoza, C., Villela-Martínez, D.E. (2023) Bone char modification by iron to improve its capacity for adsorbing fluoride from an aqueous solution. *Sustain. Environ. Res.*, 33, 5. <https://doi.org/10.1186/s42834-023-00164-z>
- Carrillo-Pedroza, F.R., Soria-Aguilar, M. de J., Martínez-Luévanos, A., Galindo-Ramos, A., Picazo-Rodríguez, N. (2014) Adsorción de Cromo y Arsénico en Óxidos de Hierro. *Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila*, 6(12).
- Caudillo-Landeros, K. A., Jimenez-Jacobo, A. T., Palafox-Rivas, L., Torres-Villanueva, I., Delgadillo-Castañón, X. Y., Corona-Arroyo, M., & Salazar-Hernández, M. (2023). Uso del potencial zeta en la caracterización de superficies de adsorbentes (MS-Nx-Fe). *JÓVENES EN LA CIENCIA*, 21, 1-6.

- Cedillo-Alvarez, C., Bravo-Gómez, M.E., Hernández-Zavala, A. (2021) Hexavalent chromium: Regulation and health effects, *J Trace Elem Med Bio*, 65, 126729. DOI: 10.1016/j.jtemb.2021.126729
- Chaudhry, F.N., Malik, M.F. (2017) Factors affecting water pollution: a review. *J. Ecosyst. Ecography*, 7(1), 225-231. DOI: 10.4172/2157-7625.1000225
- Chen, Y.N., Chai, L.Y., Shu, Y.D. (2008) Study of arsenic (V) adsorption on bone char from aqueous solution. *J Hazard Mater*, 160, 168-172. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.02.120>
- Cheung, C.W., Porter, J.F. y McKay, G. (2002) Removal of Cu(II) and Zn(II) ions by sorption onto bone char using batch agitation, *Langmuir*, 18, 650-656. <https://doi.org/10.1021/la010706m>
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) (2024) Diagnóstico de Calidad del Agua Subterránea, Visto en Internet <https://www.gob.mx/conagua/articulos/calidad-del-agua>, fecha de consulta 25 de junio 2024.
- Coreño-Alonso, A., Tomasini-Campocoso, A., Reyna-López, G.E. (2010) Cromo: Lo bueno y lo malo, los inicios de una historia, *Naturaleza y Tecnología*, 2(7), pp. 44-50
- De Carvalho-Coltre, D.S., Apoloni Cionek, C., Gimenes Meneguim, J., Hissao Maeda, C., Cerdeira Braga, M.U., Candido de Araújo, A., de Freitas Gauze, G., Simoes Dornellas de Barros, M.A., Augusto Arroyo, P.YTY. (2020) Study of dye desorption mechanism of bone char utilizing different regenerating agents. *SN Applied Sciences*, 2, 1-14. DOI: 10.1007/s42452-020-03911-8
- Diario Oficial de la Federación (DOF) (2004) Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental. Agua de uso y consumo humano, los límites permisibles de calidad y a los tratamientos que debe someterse al agua para su potabilización, Secretaria de Salubridad y Asistencia (SSA), México.
- Dinius, S. H. (1987) Design of an index of water quality 1, *J Am Water Resour Assoc*, 23(5), 833-843. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1987.tb02959.x>
- Economou-Eliopoulos, M., Megremi, I., Atsarou, C., Theodoratou, C., Vasilatos, C. (2013) Spatial evolution of the chromium contamination in soils from the Assopos to Thiva Basin

- and C. Evia (Greece) and potential source(s): anthropogenic versus natural processes, *Geosciences*, 3(2), 140-158. <https://doi.org/10.3390/geosciences3020140>
- Espinosa, G.A. (2007) Activación y caracterización de materiales nanoestructurados (CNx y CST): remoción de cadmio. Posgrado en Ciencias Ambientales. IPICYT, S.L.P.
- Fan, X., Parker, D.J., Smith, M.D. (2003) Adsorption kinetics of fluoride on low cost materials, *Water Res.*, 37, 4929-4937. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.08.014>
- Flores-Cano, J.V. (2013) Adsorción de Metales Pesados en Solución Acuosa sobre Materiales de Origen Biológico y Compuestos Sintéticos, Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias en Ingeniería Química, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, CIEP, Cap. 2, pp. 12.
- Flores-Cano, J.V., Leyva-Ramos, R., Carrasco-Marín, F., Aragón-Piña, A., Salazar-Rabago, J.J., Leyva-Ramos, S. (2016) Adsorption mechanism of Chromium(III) from water solution effect of operating conditions, *Adsorption*, 22(3), 297-308. DOI: 10.1007/s10450-016-9771-3
- Galván-Cabrera, F.J., Velasco-Santos, C., Martínez-Hernández, A.L., Gamiño-Arroyo, Z., Fuentes-Ramírez, R. (2014) Remoción de cromo hexavalente de soluciones acuosas sintéticas empleando membranas poliuretano-nanotubos de carbono oxidados, *Revista Naturaleza y Tecnología: Universidad de Guanajuato*, 5, 14-23. <http://repositorio.ugto.mx/handle/20.500.12059/6306>
- Galvão, L.A.C., Corey, G. (1987) Cromo. Organización Mundial de la Salud: Organización Panamericana de la Salud: Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud: Serie 5. pp. 1-22.
- Gutierrez-Ruiz, M.E., Villalobos-Peñalosa, M., Miranda, J.A. (1990) Chromium pollution evaluation in groundwaters of north Mexico City, *Rev Int Contam Ambient*, UNAM 6(1), 5-18. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=37060101>
- Hernández-Hernández, L.E., Bonilla-Petricolet, A., Mendoza-Castillo, D.I., Reynel-Ávila, H.E. (2017) Antagonistic binary adsorption of heavy metals using stratified bone char columns. *J Mol Liq*, 241, 334-346. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2017.05.148>

- Hintermeyer B.H., Tavani E.L. (2017). Chromium (III) recovery from tanning wastewater by adsorption on activated carbon and elution with sulfuric acid. *Environ Eng Res*, 22(2), 149-156. <http://dx.doi.org/10.4491/eer.2016.070>
- Höll, W. y Litter M. (2010) Ocurrencia y Química del Arsénico en Aguas. Sumario de Tecnologías de Remoción de Arsénico de Aguas. *IBEROARSEN*, Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas, CYTED, Argentina, Cap. 1, pp. 18-27.
- Huang, Z., Yuan, X., Liu, X. (2021). The key drivers for the changes in global water scarcity: Water withdrawal versus water availability. *J Hydrol*, 601, 126658. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126658>
- Isaacs-Páez, E.D., Medellín-Castillo, N., Manríquez-Guerrero, F., Cercado, B. (2020). Characterization of bone char and carbon xerogel as sustainable alternative bioelectrodes for bioelectrochemical systems. *Waste and Biomass Valorization*, 11, 4885-4894. DOI: 10.1007/s12649-019-00817-4
- Jia, P., Tan, H., Liu, K., Gao, W. (2018) Removal of methylene blue from aqueous solution by bone char. *Environ. Sust Sci Technol*, 8(10), 1903. DOI: 10.3390/app8101903
- Kim, Y., Kim, C., Choi, I., Rengaraj, S. y Yi, J. (2004) Arsenic Removal Using Mesoporous Alumina Prepared via a Templating Method. *Environ Sci Technol*, 38, 924-931. <https://doi.org/10.1021/es0346431>
- Laurent, S., Forge, D., Port, M., Roch, A., Robic, C., Vander Elst, L., Muller, R.N. (2008) Magnetic iron oxide nanoparticles: synthesis, stabilization, vectorization, physicochemical characterizations, and biological applications. *Chem Rev*, 108(6), 2064-2110. <https://doi.org/10.1021/cr068445e>
- Lavado-Meza, C., Sun-Kou, M.d.R., Bendezu, S. (2010) Adsorción de plomo de efluentes industriales usando carbones activados con H₃PO₄. *Rev Soc Quim Peru*, 76(2), 165-178.
- Letchinger, M. (2000) Pollution and water quality, neighbourhood water quality assessment. *Project oceanography*. Capítulo 1, 2 y 3.
- Leyva-Ramos, R. (2007) Importancia y Aplicaciones de la Adsorción en Fase Líquida: Sólidos Porosos, Preparación, Caracterización y Aplicaciones, Ediciones Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia.

- Leyva-Ramos, R. (2010) Fundamentos de Adsorción en Sistemas Líquido-Sólido, IBEROARSEN, Tecnologías Económicas para el Abatimiento de Arsénico en Aguas, CYTED, Argentina, Cap. 3, pp. 43-50.
- Leyva-Ramos, R. Flores-Cano, J.V., Díaz-Flores, P.E., Berber-Mendoza, M.S. (2008a). Adsorción de Cromo (VI) en solución acuosa sobre fibra de carbón activado. Información tecnológica, 19(5), 27-36. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642008000500005>
- Leyva-Ramos, R., Medellín-Castillo, N.A., Flores-Cano, J.V. (2015). Bone Char: Adsorbent Manufactured from Animal Bones Waste. Adsorption of Fluoride Aqueous Solution. Bol. Grupo Español de Carbón. 36, 2-5.
- Lin, S.H., Juang, R.S. (2002) Heavy metal removal from water by sorption using surfactant modified montmorillonite. J Hazard Mater, 92(3), 315 - 326. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00026-2](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00026-2)
- Lin, S.H., Kiang, C.D. (2003) Combined physical, chemical and biological treatments of wastewater containing organics from a semiconductor plant. J Hazard Mater. 97(1-3), 159-171. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00257-1](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00257-1)
- Medellín-Castillo, N.A. (2009) Equilibrio y Cinética de Adsorción de Fluoruro sobre Carbón de Hueso, Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias en Ingeniería Química, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, CIEP.
- Medellín-Castillo, N.A., Leyva-Ramos, R., Padilla-Ortega, E., Ocampo-Pérez, R., Flores-Cano, J.V. y Berber-Mendoza, M.S. (2014) Adsorption capacity of bone char for removing fluoride from water solution. Role of hydroxyapatite content, adsorption mechanism and competing anions, J. Ind. Eng. Chem., 20(6), 4014-4021. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2013.12.105>
- Medellín-Castillo, N.A., Padilla-Ortega, E., Tovar-García, L.D., Leyva-Ramos, R., Ocampo-Pérez, R., Carrasco-Marín, F., Berber-Mendoza, M.S. (2016) Removal of fluoride from aqueous solution using acid and thermally treated bone char. Adsorption, 22, 951-961. DOI: 10.1007/s10450-016-9802-0
- Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y. (2016) Four billion people facing severe water scarcity. Sci Adv, 2(2), e1500323. DOI: 10.1126/sciadv.1500323

- Mendoza-Castillo D.I., Bonilla-Petriciolet A y Jauregui-Rincón, (2016) Análisis estadístico y modelación de la sorción multicomponente de metales pesados en agua empleando carbonizado de hueso. *Rev. Mex. Ing.*, 15(2), 525-542
- Miranda-García, A.I., Brito-Manzano, N.P., Vargas-Falcón, P.M., Bernat-Rodríguez, J. (2022) Evaluación de la contaminación por metales pesados en la laguna Machona, Tabasco, México, *BJAER*, 5(1), 1062-1078. <https://doi.org/10.34188/bjaerv5n1-080>
- Mohan, D., Singh, K.P., Singh, V.K. (2006) Trivalent chromium removal from wastewater using low cost activated carbon derived from agricultural waste material and activated carbon fabric cloth. *J Hazard Mater*, 135(1-3), 280 - 295. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.11.075>
- Molina-Montoya, N.P.,-Aguilar-Casas P., Cordovez-Wandurraga, C. (2010) Plomo, Cromo III y Cromo VI y sus efectos sobre la salud humana. *Ciencia y Tecnología para la salud visual y ocular*, 8(1), pp. 77-88.
- Murillo Yesid, S., Giraldo, L., Moreno, J.C. (2011) Determinación de la cinética de adsorción de 2, 4-dinitrofenol en carbonizado de hueso bovino por espectrofotometría UV-VIS. *Revista colombiana de química*, 40(1), 91-103.
- ONU-Water (2015) *The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World*, Paris, Francia. Editorial UNESCO. Capítulo 1, 2 y 5.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2024) Núcleo de Base de Datos principal de AQUASTAT. Sitio accedido el 2024/06/19.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (2020) *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020*. Italia. ONU, pp.1-15.
- Oropeza, M., Cuevas-Rodríguez, G., Bernal-Martínez, A. (2016) Coagulación-Floculación para el tratamiento de lixiviados industriales con alto contenido de cromo hexavalente. XIII encuentro: Participación de la Mujer en la Ciencia. Universidad de Guanajuato
- Ott, W.R. (1978) *Environmental Indices: Theory and Practice*. Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor. United States.

- Ovín--Ania, M.C. (2011) Depuración de Efluentes Industriales con Carbón Activo. Adsorción de contaminantes y regeneración del adsorbente. Departamento de Química Física y Analítica. Universidad de Oviedo, España. <http://hdl.handle.net/10261/34359>
- Owlad, M., Aroua, M.K., Daud, W.A.W., Baroutian, S. (2009) Removal of hexavalent chromium-contaminated water and wastewater: a review, *Water Air Soil Pollut*, 200, 59-77. DOI: 10.1007/s11270-008-9893-7
- Pabón, S.E., Benítez, R., Sarria, R.A., Gallo, J.A. (2020) Water contamination by heavy metals, analysis methods and removal technologies. A review. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18. <https://doi.org/10.31908/19098367.0001>.
- Parfitt, R.L., Atkinson, R.J., Smart, R.S.C. (1975) The mechanism of phosphate fixation by iron oxides. *Soil Sci Soc Am J*, 39(5), 837-841. <https://doi.org/10.2136/sssaj1975.03615995003900050017x>
- Pesce, S.F., Wunderlin, D.A. (2000) Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquía River. *Water Res*, 34(11), 2915-2926 [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00036-1](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00036-1)
- Prieto-García, J.O., Curbelo-Sánchez, A.E., Martínez--Albelo, E., Ribalta--Quesada, J.A., Enríquez-García, M. (2020) Isotermas de adsorción de iones Cu(II) en silicatos de alto desorden reticular. *Centro Azúcar*, 47(3), 83-94.
- Qiu, W., Zheng, Y. (2007) Arsenate removal from water by an alumina-modified zeolite recovered from fly ash. *J Hazard Mater*, 148(3), 721–726. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.038>
- Ravelo-Acuña, D. (2016) Optimización de la síntesis de nanopartículas de magnetita por el método de coprecipitación. Escuela Superior de Física y Matemáticas. Instituto Politécnico Nacional. México.
- Robles-Camacho, J., Armienta, M.A. (2000) Natural chromium contamination of groundwater at Leon Valley, Mexico, *J Geochem Explo*, 68(3), 167-181. [https://doi.org/10.1016/S0375-6742\(99\)00083-7](https://doi.org/10.1016/S0375-6742(99)00083-7)
- Rodríguez-Mellado, J.M., Marín-Galvín, R. (1999) *Fisicoquímica de aguas*. Ediciones Díaz de Santos S.A., Capítulo 1.34, 3.3 y 3.4.

- Romero, E., Escobar, D., Gómez, N., Quiñones, C. (2013) Evaluación de la fotodegradación del Cromo (VI) sobre películas de dióxido de titanio utilizando un seguimiento electroquímico “in situ”, *Rev Invest*, 6(2), 45-55. <https://doi.org/10.29097/2011-639X.147>
- Rouquerol, F., Rouquerol, J. Sing, K.S:W., Maurin, G. y Llewellyn, P. (2014) Introduction. Adsorption by Powders and Porous Solids. Principles, Methodology and Applications. Second Edition. Elsevier, The Netherlands, pp. 1-14.
- Ruiz-Azuara, L., Garritz, A., Robledo, A., García-Colín, S.L., Gómez-Lara, J., García-Jiménez, F., Soriano, M., Contreras, R.G., Lehmann-Feitler, P., Aceves-Hernández, J.M. (1986), Diagnóstico y análisis de la química en México, *Ciencia y Desarrollo*, 11, 35-42.
- Sánchez, N., Vázquez, M., Torresi, R. (2010) Degradación y adsorción del colorante AZO RR239 en solución acuosa, por partículas de hierro " zero-valente" a nanoescala, inmovilizadas sobre aserrín. *Rev Fac Ing Univ Antioquia*, (55), 18-25.
- Schwarzenbach, R.P., Egli, T., Hofstetter, T.B., Von Gunten, U., Wehrli, B. (2010) Global water pollution and human health. *Annu Rev Environ Resour*, 35, 109-136. DOI: 10.1146/annurev-environ-100809-125342
- Sellaoui, L. Mendoza-Castillo, D.I., Reynel-Ávila, H.E., Bonilla-Petricolet, A., Ben Lamine, A., Erto, A. (2018) A new statistical physics model for the ternary adsorption of Cu^{2+} , Cd^{2+} and Zn^{2+} ions on bone char: Experimental investigation and simulations. *Chem Eng J*, 343, 544-553. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.03.033>
- Singh, T.S., Pant, K.K. (2004) Equilibrium, kinetics and thermodynamic studies for adsorption of As (III) on activated alumina. *Sep Purif Technol*, 36(2), 139–147. [https://doi.org/10.1016/S1383-5866\(03\)00209-0](https://doi.org/10.1016/S1383-5866(03)00209-0)
- Smith, B. C. (1999) *Infrared Spectral Interpretation, a Systematic Approach*, CRC, Boca Raton, Florida, Cap.7, pp. 173.
- Song, M., Wei, Y., Cai, S., Yu, L., Zhong, Z., Jin, B. (2018) Study on adsorption properties and mechanism of Pb^{2+} with different carbon based adsorbents, *Sci Total Environ*, 618, 1416-1422. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.268>

- Sotelo, J.L., Ovejero, G., Delgado, J.A., Martínez, I. (1999) Eliminación de compuestos organoclorados para potabilización de aguas mediante un proceso de adsorción-regeneración en carbón activado. Univ. Complutense de Madrid, España, pp. 253-258.
- Tapiero-Martínez, Y.A. (2015) Síntesis y caracterización de membranas con capacidad de intercambio iónico para la remoción de Cromo hexavalente y trivalente desde disoluciones acuosas. Facultad de Ciencias Químicas. Universidad de Concepción. Chile. <http://repositorio.udec.cl/jspui/handle/11594/1839>
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., Garcés-Jaraba, L. (2015) Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoL*, 18(34), 109-123. DOI: <https://doi.org/10.22430/22565337.209>
- Tovar-García L.D. (2014) Preparación y modificación de carbones de hueso para la remoción de fluoruros en solución acuosa. Programa Multidisciplinario de posgrado en Ciencias Ambientales. UASLP. San Luis Potosí, México, Capítulo 8.1
- Vanegas Pila, J. V. (2022). Determinación de los parámetros de adsorción de cromo (VI) sobre residuos de mandarina (*Citrus reticulata*). Tesis para obtener el Grado de Ingeniero Químico, Facultad de Ciencias, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo, Ecuador.
- Vera, M.L., Traid, H.D., Henrikson, E.R., Ares, A.E., Litter, M.I. (2018) Heterogeneous photocatalytic Cr(VI) reduction with short and long nanotubular TiO₂ coatings prepared by anodic oxidation. *Mater Res Bull*, 97, 150-157. <https://doi.org/10.1016/j.materresbull.2017.08.013>
- Villela-Martínez D.E., Leyva-Ramos, R. y Mendoza-Barron, J. (2016) Removal of As(V) from water by adsorption on iron nanoparticles supported on bone char, *Arsenic Research and Global Sustainability-Proceedings of the 6th International Congress on Arsenic in the Environment AS 2016*, Bhattacharya, Vahter, Jarsjö, Donselaar, Bundschuh, Naidu (Eds), Editorial CRC Press, pp. 507-509.
- Villela-Martínez, D.E. (2015) Eliminación de Arsénico (V) del Agua Potable por Medio de Adsorción sobre Nanopartículas de Hierro Soportadas en Carbonizado de Hueso. Tesis para Obtener el Grado de Maestro en Ciencias en Ingeniería Química, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Facultad de Ciencias Químicas, CIEP.

- Villela-Martínez, D.E. (2020) Eliminación de compuestos tóxicos en solución acuosa por medio de adsorción sobre carbonizado de hueso sin modificar y modificado y geles de carbón. Tesis para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias en Ingeniería Química, Facultad de Ciencias Químicas. Universidad Autónoma de San Luis Potosí. México, CIEP, pp.11-12.
- Wakida, F.T., Lara-Ruiz, D., Temores-Peña, J., Rodríguez-Ventura, J.G., Díaz, C., García-Flores, E. (2008) Heavy metals in sediments of the Tecate River, México. *Environ Geol*, 54, 637-642. DOI: 10.1007/s00254-007-0831-6
- Wasay, S.A., Haran, M.J., Tokunaga, S. (1996) Adsorption of fluoride, phosphate and arsenate ions on lanthanum-impregnated silica gel. *Water Environ Res*, 68(3), 295-300. <https://doi.org/10.2175/106143096X127730>