



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**“Cinética de adsorción de metales tóxicos presentes en
solución acuosa mediante hueso de nanche”**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Ing. Felipe Torres Castillo

Asesor:

Dr. Luis Armando Bernal Jácome



Universidad Autónoma de San Luis Potosí
Facultad de Ingeniería
Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**“Cinética de adsorción de metales tóxicos presentes en solución acuosa
mediante hueso de nanche”**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Ing. Felipe Torres Castillo

Asesor:

Dr. Luis Armando Bernal Jácome

Sinodales

Dr. Luis Armando Bernal Jácome

Director

Firma

Dr. Nahúm Andrés Medellín Castillo

Asesor

Firma

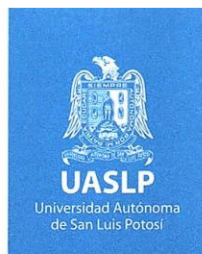
Dr. Cristóbal Aldama Aguilera

Asesor

Firma

San Luis Potosí, S.L.P.

Septiembre de 2024.



16 de junio de 2022

**ING. FELIPE TORRES CASTILLO
P R E S E N T E.**

En atención a su solicitud de Temario, presentada por el **Dr. Luis Armando Bernal Jácome**, *Asesor de la Tesis* que desarrollará Usted, con el objeto de obtener el Grado de **Maestro en Tecnología y Gestión del Agua**. Me es grato comunicarle que en la sesión del H. Consejo Técnico Consultivo celebrada el día 16 de junio del presente, fue aprobado el Temario propuesto:

TEMARIO:

"Cinética de adsorción de metales tóxicos presentes en solución acuosa mediante hueso de nanche"

Introducción.

1. Contaminación del agua debido a compuestos inorgánicos.
2. Adsorbentes naturales utilizados en la remoción de compuestos tóxicos presentes en soluciones acuosas.
3. Isotermas de adsorción de Plomo y Arsénico.
4. Cinética de adsorción de Plomo sobre semillas de nanche.
5. Velocidad de adsorción de Arsénico utilizando hueso de nanche.

Conclusiones.

Referencias.

"MODOS ET CUNCTARUM RERUM MENSURAS AUDEBO"

A T E N T A M E N T E



DR. EMILIO JORGE GONZÁLEZ GALVÁN
DIRECTOR.

DE SAN LUIS POTOSÍ
FACULTAD DE INGENIERÍA
DIRECCION



www.uaslp.mx

Copia. Archivo.
*etn.

Av. Manuel Nava 8
Zona Universitaria • CP 78290
San Luis Potosí, S.L.P.
tel. (444) 826 2330 al39
fax (444) 826 2336

"Rumbo al centenario de la autonomía universitaria"

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE SAN LUIS POTOSÍ
FACULTAD DE INGENIERÍA
Área de Investigación y Estudios de Posgrado

DECLARACIÓN

El presente trabajo que lleva por título:

“Cinética de adsorción de metales tóxicos presentes en solución acuosa mediante hueso de nanche”.

se realizó en el periodo agosto de 2020 a julio de 2024 bajo la dirección del Dr. Luis Armando Bernal Jácome.

Originalidad

Por este medio aseguro que he realizado el trabajo reportado, y la escritura de este documento de tesis para fines académicos sin ayuda indebida de terceros y sin utilizar otros medios más que los indicados.

Las referencias e información tomadas directa o indirectamente de otras fuentes se han definido en el texto como tales y se ha dado el debido crédito a las mismas.

El autor exime a la UASLP de las opiniones vertidas en este trabajo escrito y asume la responsabilidad total del mismo.

Este trabajo no ha sido sometido como tesis o trabajo terminal a ninguna otra institución nacional o internacional en forma parcial o total, exceptuando el caso cuando existe un convenio específico de doble titulación celebrado entre ambas instituciones.

Se autoriza a la UASLP para que divulgue este documento para fines académicos.

El autor del trabajo escrito, Felipe Torres Castillo.

Índice	Página
Índice	V
Índice de Figuras	VI
Índice de Tablas	VII
Agradecimientos	VIII
Resumen	1
Abstrac	2
Introducción	3
1 Contaminación del agua debido a compuestos inorgánicos.	5
1.1 Problemática del agua	5
1.2 Contaminación del agua	6
1.3 Metales pesados	7
1.4 Plomo	9
1.5 Arsénico	12
2 Adsorbentes naturales utilizados en la remoción de compuestos tóxicos presentes en soluciones acuosas.	15
2.1 Tecnologías para remover metales pesados en el agua	15
2.2 Adsorción	16
2.3 Materiales adsorbentes	117
2.4 <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth.	20
Justificación	23
Objetivo general	24
Objetivos específicos	24
3 Isotermas de adsorción de Plomo y Arsénico.	25
3.1 Análisis de espectrofotometría de absorción atómica	25
3.2 Isotermas de adsorción	25
3.3 Isoterma de adsorción de Pb^{2+}	26
3.3.1 Reactivos	26
3.3.2 Recolección y tratamiento de la semilla de nanche	26
3.3.3 Experimentos de adsorción de Pb^{2+}	27
3.4 Isoterma de adsorción de Arsénico As^{5+}	31
4 Cinética de adsorción de Plomo sobre semilla de nanche	36
4.1 Cinética de adsorción	36
4.2 Efecto del tiempo de contacto de Pb^{2+} sobre semilla de nanche	37
4.3 Cinética de adsorción Pb^{2+} sobre semilla de nanche	38
4.4 Modelos cinéticos de pseudo primer y pseudo segundo orden	39
4.5 Resultados y discusión	43
5 Velocidad de adsorción de Arsénico utilizando hueso de nanche.	45
5.2 Resultados y discusión.	45
Conclusiones	47
Referencias	49

Índice de Figuras	Página
Figura 1. Representación esquemática de la liberación de sustancias químicas tóxicas en diversas fuentes de agua.	7
Figura 2. Mecanismo de toxicidad de los metales pesados en el ser humano.	9
Figura 3. Presencia mundial de arsénico notificada en los principales países con una concentración de arsénico $\geq 10 \mu\text{g L}^{-1}$.	13
Figura 4. Tecnologías utilizadas para la remoción de metales pesados de las aguas residuales industriales.	16
Figura 5. a) <i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth. (Biblioteca Digital de la Medicina Tradicional Mexicana, 2023). b) Nanche amarillo, longitud (L) y el diámetro (D) promedio $\pm$ desviación estándar (cm) de diez frutos se indican con barras de tamaño, c) Estructura del nanche.	21
Figura 6. Ubicación del sitio de recolección de los frutos de nanche (<i>Byrsonima crassifolia</i>).	27
Figura 7. Isotermas de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a pH 4 y 25°C y 1 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich	29
Figura 8. Isotermas de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a pH 4 y 25°C y 2 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.	30
Figura 9. Isotermas de adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche a pH 7 y 25°C y 1 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.	33
Figura 10. Isotermas de adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche a pH 7 y 25°C y 2 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich	34
Figura 11. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 1 g de semilla	38
Figura 12. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 2 g de semilla	39
Figura 13. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 1 g de adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo primer orden	40
Figura 14. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 2 g de	41

adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo segundo orden

Figura 15. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L⁻¹, 25°C y 1 g de adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo primer orden 42

Figura 16. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L⁻¹, 25°C y 2 g de adsorbente; a) modelo de pseudo primer orden y b) modelo de pseudo segundo orden 43

Figura 17. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche a concentración de 50 mg L⁻¹, 25°C y 2 g de semilla. 45

Índice de Tablas	Página
Tabla 1. Principales fuentes de exposición al plomo de acuerdo con la OMS (2010).	10
Tabla 2. Límites permisibles para metales y cianuros (NOM 001 SEMARNAT 2021).	12
Tabla 3. Materiales adsorbentes empleados para la remoción de metales pesados presentes en agua.	18
Tabla 4. Parámetros de las isotermas de Freundlich y Langmuir para la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche.	29
Tabla 5. Parámetros de las isotermas de Freundlich y Langmuir para la adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche.	32
Tabla 6. Parámetros de la evaluación del modelo cinético de adsorción de pseudo primer orden pseudo segundo orden a pH 4, 25°C, 1 g de semilla de nanche.	40
Tabla 7. Parámetros de la evaluación del modelo cinético de adsorción de pseudo primer orden pseudo segundo orden a pH 4, 25°C, 2 g de semilla de nanche	42

Agradecimientos

Al Centro de Investigación y Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí,

A la Maestría en Tecnología y Gestión del Agua por el apoyo recibido durante la realización de mis estudios de posgrado.

A mi asesor, el Dr. Luis Armando Bernal Jácome, por haberme guiado en la realización de este proyecto.

A la química Izanami del Instituto de Metalurgia de la UASLP, por llevar a cabo el análisis de espectrofotometría de absorción atómica de las muestras experimentales de este proyecto.

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías (CONAHCYT) por la beca No. CVU: 1078550.

Resumen

En el presente trabajo, se informa sobre el uso de la semilla de nanche (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth) como una alternativa de material adsorbente, considerada un residuo agroindustrial capaz de remover plomo y arsénico presente en solución acuosa. La evaluación de la capacidad de adsorción de plomo y arsénico sobre la semilla de nanche se llevó a cabo mediante sistemas de adsorción por lotes a un pH de 4 y 7, respectivamente y una temperatura de 25°C. Los datos experimentales se evaluaron mediante los modelos de las isothermas de Langmuir y Freundlich. La máxima capacidad de adsorción obtenida de Pb^{2+} fue de 10.25 mg g^{-1} y se ajustó al modelo de la isoterma de Langmuir. Respecto al arsénico la máxima capacidad de adsorción obtenida fue de 1.34 mg g^{-1} y se ajustó al modelo de la isoterma de Langmuir.

Los experimentos cinéticos de adsorción se evaluaron mediante los modelos de pseudo primer orden y pseudo segundo orden. Los datos experimentales se ajustaron mejor al modelo de pseudo segundo orden, indicando así un proceso de quimisorción del plomo sobre la semilla de nanche. De acuerdo con los resultados obtenidos, la semilla de nanche demostró características potenciales para la eliminación de plomo presente en el agua.

Abstrac

In the present work, the use of nanche seed (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth.) as an alternative adsorbent material, considered as an agro-industrial waste capable of removing lead and arsenic present in aqueous solution, is reported. The evaluation of the adsorption capacity of lead and arsenic on the nanche seed was carried out using batch adsorption systems at pH 4 and 7, respectively, and a temperature of 25°C. The experimental data were evaluated using Langmuir and Freundlich isotherm models. The maximum adsorption capacity obtained for Pb^{2+} was 10.25 mg g⁻¹ and was fitted to the Langmuir isotherm model. Regarding As^{5+} , the maximum adsorption capacity obtained was 1.34 mg g⁻¹ and it was adjusted to the Langmuir isotherm model.

The adsorption kinetic experiments were evaluated using the pseudo first order and pseudo second order models. The experimental data were best fitted to the pseudo second order model, thus indicating a lead chemisorption process on the nanche seed. According to the results obtained, the nanche seed showed potential characteristics for the elimination of lead present in water.

Introducción

Las fuentes naturales de agua son esenciales para cualquier ecosistema, tanto en términos de calidad como de cantidad. Por lo tanto, cualquier reducción en la cantidad o calidad del agua tiene graves efectos negativos en el medio ambiente, ya que afecta la capacidad natural de purificación y autolimpieza. En la actualidad, el cambio climático y la presión sobre los recursos hídricos están limitando la disponibilidad de agua limpia en todo el mundo. Esto conduce a la pérdida de biodiversidad en las áreas afectadas, la disminución de los medios de subsistencia y el deterioro total o parcial de las fuentes naturales de alimentos, lo que genera costos de limpieza extremadamente elevados (UNESCO, 2019).

El aumento de la actividad industrial, impulsado por el desarrollo de la sociedad, ha resultado en una producción masiva de desechos que, en su conjunto, contaminan el medio ambiente, afectando tanto el suelo como el aire, y, sobre todo, el agua. Esta contaminación ambiental ha alcanzado proporciones significativas y ha tenido graves consecuencias (Gaur et al., 2020). Recientemente, se han empleado diversas tecnologías para eliminar metales pesados presentes en aguas residuales. Entre las tecnologías más utilizadas se incluyen la precipitación química, la filtración por membrana, la adsorción en carbón activado y el intercambio iónico. Sin embargo, el uso de adsorbentes derivados de residuos agrícolas se presenta como una alternativa sostenible, económica y de bajo o nulo costo (Trujillo-del Bosque et al., 2021).

Recientemente, algunos investigadores se han interesado en explorar nuevos adsorbentes alternativos más económicos y de origen vegetal, como es el

caso del hueso de oliva, un material lignocelulósico (Nouacer et al., 2016). Por otra parte, las aguas residuales pueden ser tratadas eficazmente con materiales lignocelulósicos debido a su alta cantidad de grupos funcionales que favorecen la bioadsorción de iones metálicos, incluyendo el cromo hexavalente (Cr^{6+}), níquel (Ni^{2+}), cobre (Cu^{2+}) y otros (Trujillo-del Bosque et al., 2021). En la literatura se ha documentado que la semilla de nanche (*Byrsonima crassifolia*) ha sido utilizada con éxito para la adsorción de metales pesados como el cromo, arsénico y plomo (Espinosa-Rodríguez et al., 2020).

En el contexto de la creciente preocupación por la contaminación del agua y la necesidad de encontrar soluciones sostenibles, este estudio se enfoca en evaluar la cinética de adsorción del hueso de nanche como un posible biosorbente para la eliminación de metales pesados presentes en agua. La semilla de nanche, es un subproducto del fruto de *Byrsonima crassifolia*, que ha demostrado ser prometedor en investigaciones anteriores en cuanto a la adsorción de contaminantes. Dado que generalmente se considera que la semilla del fruto es un residuo, su uso como bioadsorbente no solo aborda la problemática de la contaminación del agua, sino que también ofrece una solución para la gestión de residuos.

1 Contaminación del agua debido a compuestos inorgánicos.

1.1 Problemática del agua

El agua constituye un elemento indispensable para la vida de todos los seres vivos en nuestro planeta, y a la vez, es un derecho humano fundamental. Del total del agua presente en la Tierra, un 97.2% es de naturaleza salina, mientras que tan solo un 2.5% corresponde a agua dulce. Dentro de ese 2.5%, aproximadamente el 30% se encuentra bajo la superficie terrestre, el 68% está atrapado en glaciares y otras formaciones de nieve, y apenas un 1.2% se halla en fuentes superficiales como ríos y lagos (Gómez-Duarte, 2018). A nivel global, se ha estimado que cada persona dispone de 9,000 m³ de agua dulce al año, no obstante, se proyecta que para el año 2025, esta disponibilidad podría reducirse significativamente a 5,100 m³ por persona al año (Agudelo, 2005).

El crecimiento demográfico, el desarrollo económico y los cambios en la dieta, que incluyen un aumento en el consumo de productos animales, han generado un incremento en la demanda de agua y, en consecuencia, una mayor presión sobre los recursos hídricos. En muchas partes del mundo, se está experimentando escasez de agua, que se refiere en general a la situación en la que la demanda de agua, incluyendo los aspectos medioambientales, no puede satisfacerse completamente debido al impacto del uso del agua en el suministro o la calidad del recurso (Liu et al., 2017).

El aumento porcentual en el uso del agua a nivel global ha superado más del doble del crecimiento de la población. Esto ha llevado a que más regiones del

mundo, en mayor medida, se encuentren bajo presión hídrica, donde las tasas actuales de uso y consumo de agua, y mucho menos las tasas deseadas, resultan insostenibles. Las demandas y los suministros de agua están experimentando cambios significativos (Cosgrove y Loucks, 2015). En esencia, la escasez global de agua se origina en la falta de coincidencia geográfica y temporal entre la demanda de agua dulce y su disponibilidad. Esta discrepancia puede ser evaluada tanto en términos físicos como en términos de sus implicaciones sociales o económicas, las cuales dependen de la capacidad de adaptación (Mekonnen y Hoekstra, 2016).

1.2 Contaminación del agua

La contaminación del agua se puede definir como cualquier alteración en sus características naturales causada por la adición de contaminantes de origen humano en tal medida que ya no puede ser utilizada para el consumo humano ni para mantener las comunidades bióticas acuáticas (Agrawal et al., 2010). En algunos países, los lagos y ríos se han convertido en depósitos de una amplia variedad de desechos, aguas residuales domésticas, vertidos industriales tóxicos y sustancias químicas lixiviadas de actividades agrícolas hacia las aguas superficiales y subterráneas (Cusiche-Pérez y Miranda-Zambrano, 2019).

El origen de los contaminantes se puede atribuir a su presencia fundamental en la Tierra, al desarrollo de productos naturales a través de transformaciones y a su síntesis artificial (Figura 1). Algunos contaminantes pueden generarse durante su uso en entornos domésticos, agrícolas o industriales mediante la concentración y transformación de compuestos que existen de forma natural. Además, muchos de los productos químicos involucrados no tienen una existencia natural y la

contaminación que provocan es completamente de origen humano (Singh et al., 2020).

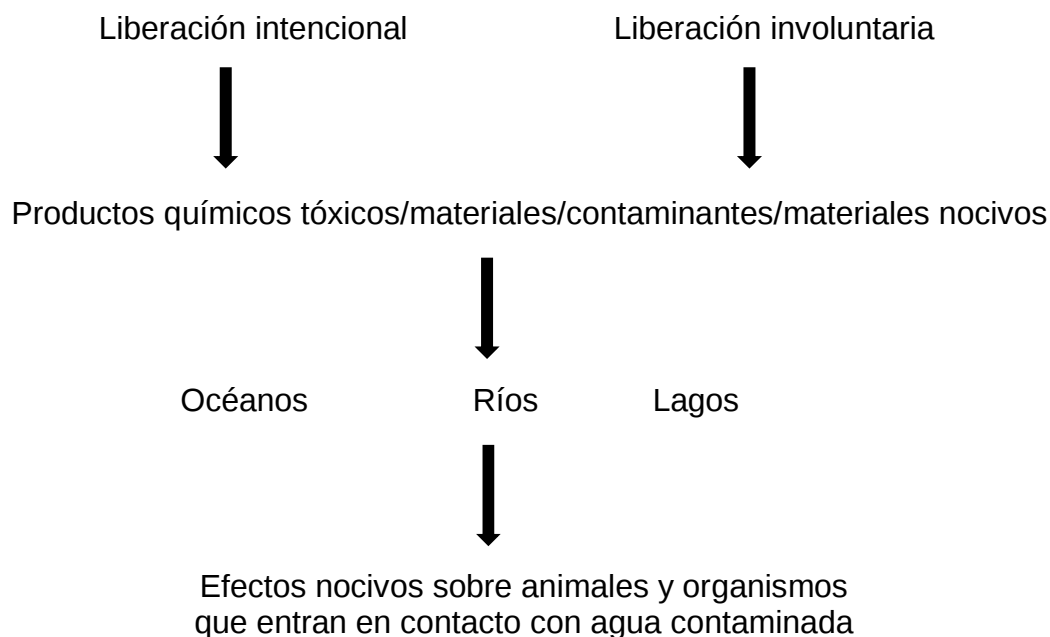


Figura 1. Representación esquemática de la liberación de sustancias químicas tóxicas en diversas fuentes de agua. (Singh et al., 2020).

Los contaminantes más comunes en los recursos hídricos que representan un peligro se pueden clasificar en las siguientes categorías: físicos (nanoplásticos y microplásticos), químicos (incluyendo metales pesados, moléculas aromáticas, sustancias orgánicas tóxicas alifáticas, colorantes, pesticidas, detergentes, tensoactivos, insecticidas, compuestos de nitrógeno y azufre, entre otros), biológicos (bacterias, virus y hongos) y contaminantes radiológicos (Hojjati-Najafabadi et al., 2022).

1.3 Metales pesados

En los últimos años, la contaminación por metales en el entorno acuático ha suscitado una atención global debido a su toxicidad ambiental, su abundancia y

persistencia (Islam et al., 2015). Los metales pesados se encuentran de manera natural en el entorno del suelo como resultado de procesos pedogenéticos que involucran la erosión de los materiales madre, a niveles generalmente considerados como trazas ($<1000 \text{ mg kg}^{-1}$) y raramente tóxicos. Además de esta fuente natural, existen otras fuentes de metales pesados en el medio ambiente, que incluyen fuentes geogénicas, industriales, agrícolas, farmacéuticas, vertidos domésticos y emisiones atmosféricas (Timothy y Tagui, 2019). Los metales pesados son elementos químicos que, según la tabla periódica, se caracterizan por tener una alta densidad (superior a 4 g cm^{-3}), así como una masa y peso atómico por encima de 20. Son tóxicos incluso en concentraciones bajas. Algunos de estos elementos incluyen especies iónicas como Sb^{3-} , As^{3-} , Be^{2+} , Cd^{2+} , Cr^{3+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} , Ag^{+} y Zn^{2+} , entre otros (Pabón et al., 2020).

Kordbacheh y Golnaz, (2023) señalan que, si bien algunos de estos iones metálicos, como el zinc, el cobre y el hierro, son esenciales para la salud humana, un aumento en su concentración puede dar lugar a la contaminación del agua y el desarrollo de enfermedades, como cáncer, hipertensión arterial, disfunción tiroidea, enfermedades cardíacas, retraso mental, entre otras (Figura 2). La inhalación, la exposición por contacto, la ingestión de alimentos y agua son las principales vías por las cuales los metales ingresan a los organismos, incluyendo a los seres humanos. Los efectos tóxicos varían según el tipo de metal, su concentración y, en algunos casos, la edad de la población expuesta (Reyes et al., 2016). Los riesgos para la salud asociados con los metales tóxicos dependen de las concentraciones de estos metales en ciertos medios y de la duración de la exposición. Incluso en

cantidades bajas de metales peligrosos, la exposición a largo plazo y crónica puede causar problemas de salud (Mitra et al., 2022).

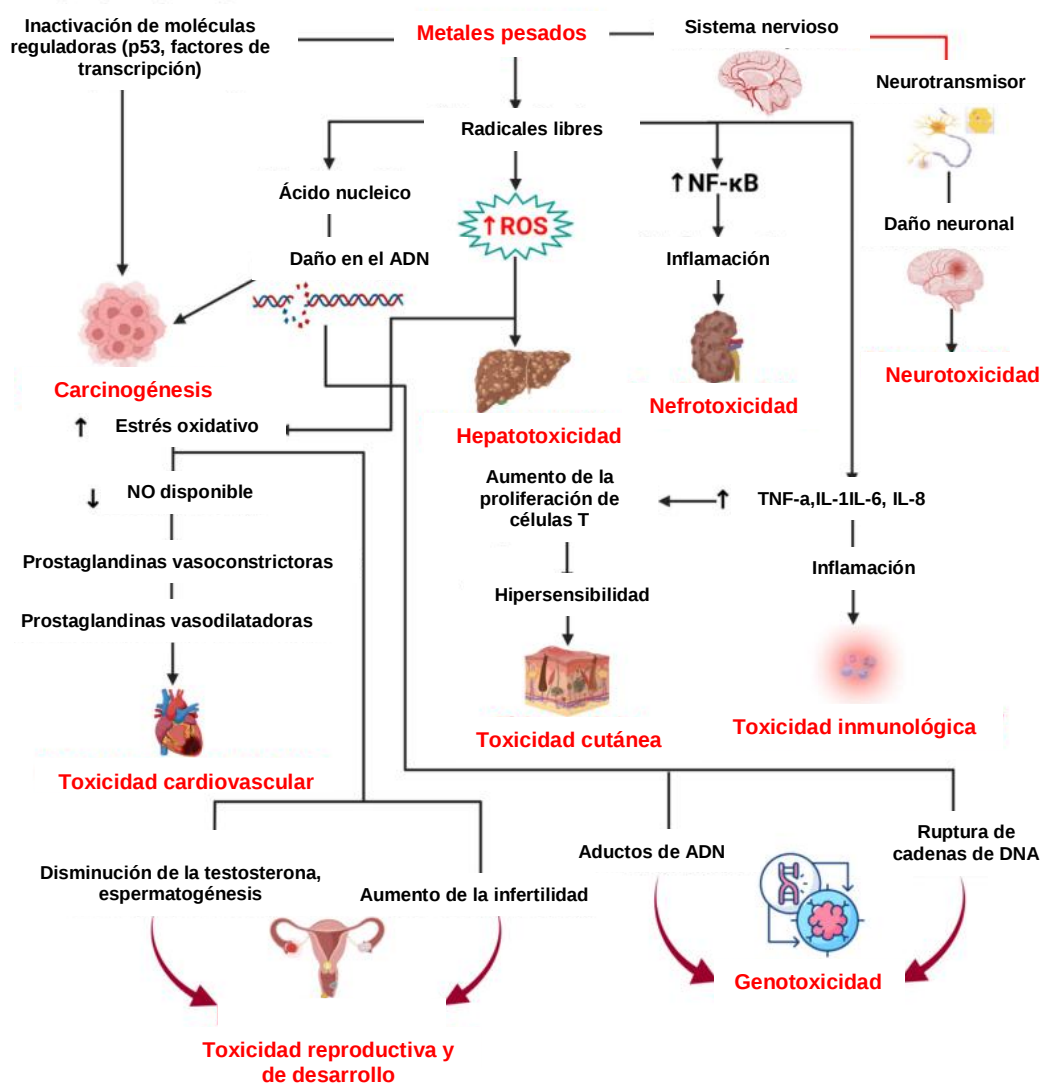


Figura 2. Mecanismo de toxicidad de los metales pesados en el ser humano (Mitra et al., 2022).

1.4 Plomo

El plomo (Pb^{2+}) es un metal gris, suave y maleable que se obtiene mediante la fundición o refinado de minerales, o secundariamente a través del reciclaje de materiales de desecho que contienen plomo, como las baterías de automóviles

(Valdivia Infantas, 2005). En la Tabla 1 se muestran las principales fuentes de exposición al plomo según la Organización Mundial de la Salud (OMS).

Tabla 1. Principales fuentes de exposición al plomo de acuerdo con la OMS (2010) (Azcona-Cruz et al., 2016).

Fuente			
Procesos industriales	Tabaquismo alimentación	Agua potable	Fuentes domésticas
Baterías plomo ácido, materiales de plomería, cables de revestimiento, pinturas, esmaltes y municiones, gasolina y sus aditivos, exposición ocupacional	Fumadores activos Alimentos contaminados con polvo, hortalizas en suelos contaminados (como minas o fundiciones)	Sistemas de plomería que contienen tuberías de plomo, soldaduras, accesorios o agua que ha estado en contacto con el plomo durante un período prolongado	Juguetes, medicinas tradicionales, cosméticos, pintura de las paredes de casas antiguas y polvo

El plomo es un elemento químico que pertenece al grupo 14 de la tabla periódica. Es maleable, tiene un bajo punto de fusión de 327.5 °C y un punto de ebullición de 1740 °C. Sus estados de oxidación química son ⁺² y ⁺⁴. El plomo es relativamente resistente al ataque del ácido sulfúrico y el ácido clorhídrico, disolviéndose lentamente en ácido nítrico. Además, el plomo es anfótero y puede encontrarse en forma de sales, óxidos, compuestos organometálicos o disuelto en solución acuosa (Hussain et al., 2019).

El plomo se encuentra entre los metales pesados más tóxicos y es extremadamente perjudicial para la salud humana, incluso a bajas concentraciones. El plomo tiene la capacidad de bioacumularse, lo que significa que su concentración

en plantas y animales aumenta a lo largo de la cadena alimentaria. El uso y la contaminación ambiental por plomo han experimentado un aumento significativo en las últimas cinco décadas, como se ha evidenciado en las capas secuenciales de hielo de Groenlandia (Liu et al., 2022).

La presencia de plomo en cantidades superiores a $0.5-0.8 \mu\text{g mL}^{-1}$ en la sangre provoca diversas anomalías, como retraso mental, hepatitis y reducción en la producción de hemoglobina. Interfiere con el metabolismo del cuerpo, causa una disminución en el coeficiente intelectual en los niños y ha sido clasificado como carcinógeno. La OMS ha recomendado que los niveles de plomo en el agua estén dentro de los límites de concentración permitidos. De acuerdo con las normas de calidad del agua, la cantidad de plomo en el agua debe situarse entre 0.05 y 0.1 mg L^{-1} (Kaushal, 2017). En México, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, "Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua", establece un límite máximo permisible de 0.01 mg L^{-1} .

Por otro lado la NOM 001 SEMARNAT 2021, establece los siguientes límites máximos permisibles para la descarga de aguas residuales a cuerpos receptores, la cual no debe exceder el valor indicado como límite permisible de acuerdo con el tipo de cuerpo receptor, En la Tablas 2 se muestran dichos valores.

Tabla 2. Límites permisibles para metales y cianuros (NOM 001 SEMARNAT 2021).

Parámetros mg L ⁻¹	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas marinas mexicanas			Suelo								
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
Arsénico	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,1	0,15	0,2	0,1	0,15	0,2
Plomo	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4	0,5	0,75	1	0,5	0,75	1	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,4

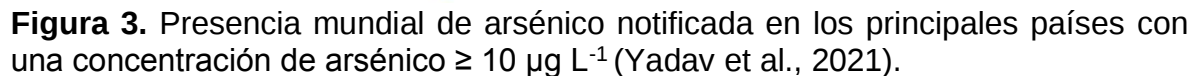
P.M: Promedio Mensual, **P.D:** Promedio Diario, **V.I:** Valor Instantáneo

La OMS define la intoxicación por plomo como valores de plumbemia superiores a 15 µg dL⁻¹. La exposición al plomo provoca trastornos metabólicos que están directamente relacionados con su concentración. Estas alteraciones pueden ser letales y, en distintos grados, pueden resultar en deterioro de la capacidad intelectual, cambios en el comportamiento, supresión de la hematopoyesis, toxicidad renal y neuropatía periférica. Estas consecuencias son especialmente perjudiciales en los niños, ya que afectan a organismos en pleno desarrollo neuropsíquico (Ascione et al., 2001).

1.5 Arsénico

El arsénico (As) es un elemento natural que se encuentra en la corteza terrestre y está distribuido en todo el medio ambiente, presente en el aire, el agua y la tierra. Además de su presencia natural, el arsénico también puede ser causado por actividades antropogénicas, lo que puede llevar a la contaminación ambiental. El arsénico puede existir en cuatro estados de oxidación: -3, 0, +3 y +5. La mayoría de los compuestos arsenicales en organismos y alimentos se encuentran en el estado de oxidación pentavalente (Medina-Pizzali et al., 2017).

La principal fuente de contaminación por arsénico en las aguas subterráneas está asociada con el origen geogénico. La contaminación de las aguas subterráneas también proviene de diversas actividades antropogénicas, como las descargas geotérmicas, la minería, las actividades agrícolas, los medicamentos, los aditivos para alimentos, los lixiviados de vertederos, entre otros (Yadav et al., 2021). La contaminación por arsénico en las aguas subterráneas se ha convertido en un problema global en varias partes del mundo (Figura 3), principalmente a lo largo de Asia del Sur y del Este, así como en países de Sudamérica (Yadav et al., 2021).



La OMS establece un límite máximo permisible de arsénico en agua para consumo humano de $10 \mu\text{g L}^{-1}$ (Xu et al., 2020). Por otro lado, la NOM-127-SSA1-1994 establece un límite permisible de arsénico de $25 \mu\text{g L}^{-1}$. En línea con las recomendaciones de la OMS, México ha reducido sus límites permisibles máximos para el agua potable. Durante el período de 2000–2005, la normativa mexicana pasó de 50 a $25 \mu\text{g L}^{-1}$. Actualmente, este valor ($25 \mu\text{g L}^{-1}$) está siendo revisado con el objetivo de ajustarlo a lo establecido por la guía de calidad del agua potable de la OMS (Osuna-Martínez et al., 2021).

2. Adsorbentes naturales utilizados en la remoción de compuestos tóxicos presentes en soluciones acuosas.

2.1 Tecnologías para remover metales pesados en el agua.

Las aguas residuales casi siempre contienen contaminantes tóxicos provenientes de industrias antropogénicas, como la minería o plantas agrícolas que carecen de técnicas respetuosas con el medio ambiente, (o fuerzas naturales como volcanes, terremotos o tormentas (Azimi et al., 2017). Durante varias décadas, se han llevado a cabo extensas investigaciones para lograr la eliminación fácil, eficaz y económica de los metales pesados, con resultados variables (Shrestha et al., 2021). Muchas industrias son conscientes de las oportunidades de recuperar recursos valiosos, como metales, de los flujos de proceso y de desecho. Esto implica la eliminación y recuperación de metales para generar ingresos a partir de los flujos de desechos, promoviendo así la sostenibilidad medioambiental. Incluso las bajas concentraciones de metales base disueltos pueden ser recuperadas económicamente (Saleh et al., 2022).

Existen muchos métodos utilizados para eliminar iones de metales pesados incluyendo la precipitación química, el intercambio iónico, la adsorción, la filtración por membrana, tecnologías de tratamiento electroquímico, entre otros (Barakat, 2011; Fu y Wang, 2011). En la Figura 3 se muestran las diferentes tecnologías que se han desarrollado para la eliminación de metales pesados.

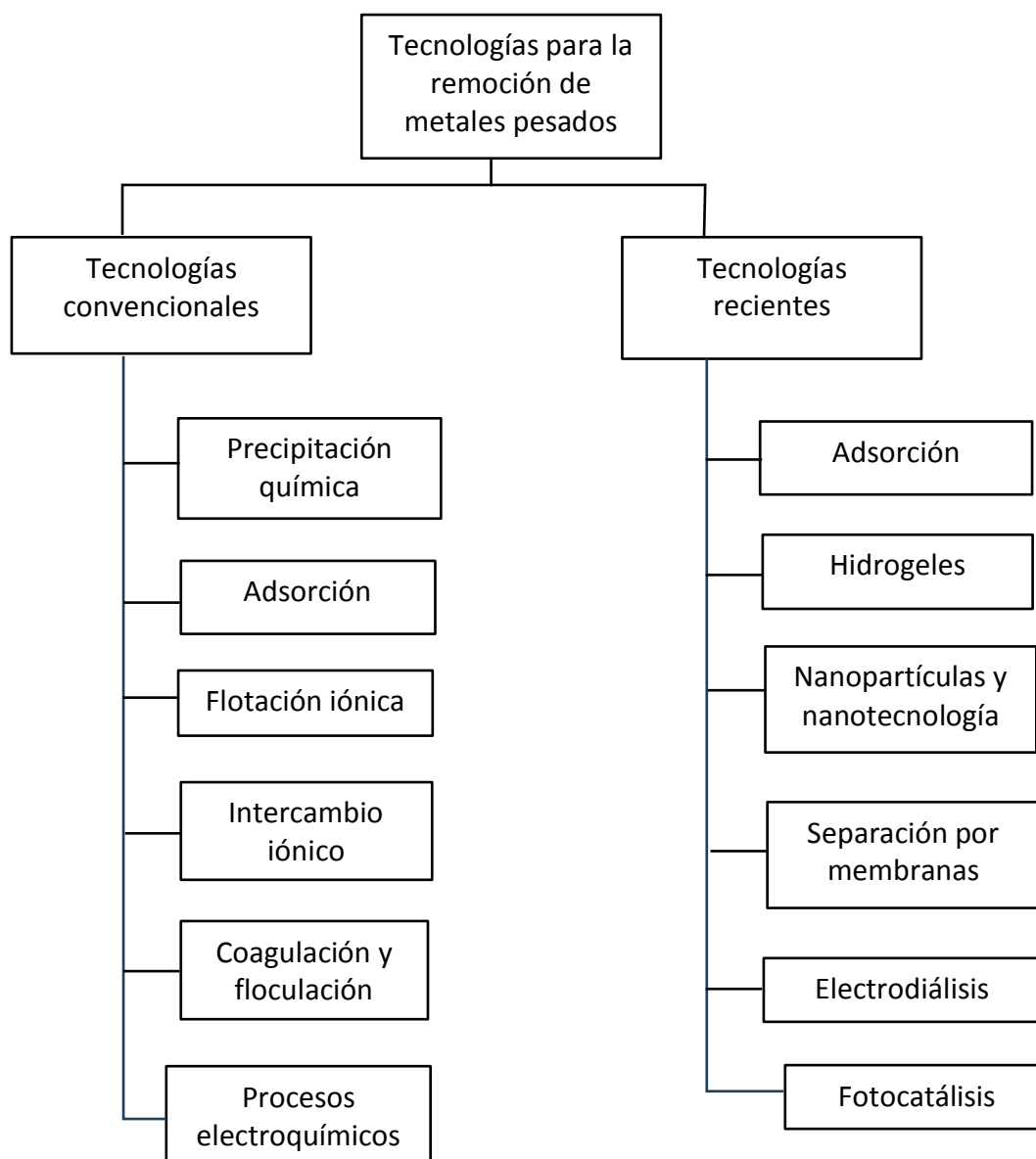


Figura 4. Tecnologías utilizadas para la remoción de metales pesados de las aguas residuales industriales (Shrestha et al., 2021).

2.2 Adsorción

El proceso de adsorción se refiere a un fenómeno de superficie en el cual las sustancias solubles en la fase líquida se transfieren a la superficie o al interior del adsorbente sólido. La adsorción se utiliza ampliamente para eliminar contaminantes de soluciones acuosas. El estudio del equilibrio de adsorción es esencial para diseñar sistemas de adsorción óptimos (Guo y Wang, 2019). La adsorción ha

demostrado ser un método excepcional para eliminar contaminantes de soluciones acuosas debido a sus notables ventajas (Q. S. Liu et al., 2010). Es económica, ampliamente disponible, rentable, fácil de utilizar y más eficiente desde el punto de vista económico y ambiental en comparación con los tratamientos convencionales (Tanyildizi, 2011).

La adsorción puede ser de naturaleza física o química, dependiendo de la forma en que las moléculas se unen. En el caso de la adsorción física, esta unión se produce mediante fuerzas de Van der Waals, sin que la estructura de las moléculas se vea afectada. Por otro lado, la adsorción química se caracteriza por atracciones electrostáticas que provocan modificaciones en la distribución electrónica de las moléculas (Rodríguez et al., 2019).

2.3 Materiales adsorbentes

En las últimas décadas, la adsorción ha surgido como un método alternativo para eliminar metales de las aguas residuales. Este proceso emplea una variedad de materiales absorbentes, tales como arcillas, zeolitas, alúmina activada, carbón activado y residuos lignocelulósicos, entre otros (Vargas-Nieto et al., 2011).

En la Tabla 3 se muestran algunos materiales adsorbentes utilizados para la remoción de metales pesados.

Tabla 3. Materiales adsorbentes empleados para la remoción de metales pesados presentes en agua.

Material adsorbente	Características	Referencia
Arcillas	Las arcillas se han definido como materiales de origen natural compuestos principalmente por minerales de grano fino, conocidos como minerales arcillosos, que tienden a ser plásticos cuando contienen la cantidad adecuada de agua y se endurecen al secarse o al ser sometidos a fuego. Los minerales de arcilla, especialmente los filosilicatos, son los componentes principales de las arcillas. En términos generales, los minerales de arcilla se dividen en tres tipos de capas (1:1, 2:1 y 2:1:1) según el número y disposición de las láminas tetraédricas y octaédricas en su estructura básica. Estos tipos se subdividen en cinco grupos (caolinita, mica, esmectita, vermiculita y clorita), que varían en cuanto a su carga neta. Las arcillas y sus formas modificadas han captado una amplia atención debido a su utilidad como adsorbentes de iones metálicos en medios acuosos. Esto se debe a que son fácilmente accesibles y considerablemente más económicas en comparación con el carbón activado, las zeolitas y las membranas.	Macías-Quiroga et al., (2018) (Unuabonah y Taubert, (2014)
Zeolitas	Las zeolitas son aluminosilicatos microporosos cristalinos que pertenecen al grupo de minerales del tipo tectosilicato, y algunas de ellas se encuentran en la naturaleza. Estas destacan por su tamaño de poro bien definido, capacidad de ajuste de composición, estabilidad térmica y disponibilidad comercial desde la década de 1950, lo que ha impulsado su uso en una variedad de aplicaciones industriales y domésticas, aprovechando sus propiedades únicas. En particular, las zeolitas se utilizan comúnmente como adsorbentes y catalizadores para el tratamiento de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Su estructura está formada por una red con carga negativa, que posee un potencial intercambiable para sustituir cationes en soluciones. Las zeolitas presentan una alta capacidad de intercambio iónico, una elevada área superficial específica, una estructura porosa rígida y son económicamente eficientes, lo que las convierte en adsorbentes altamente atractivos.	Pérez-Botella et al., (2022) Momina et al., (2018)
Alúmina activada	La alúmina activada es una forma de óxido de aluminio semicristalino con una superficie significativamente	Alhassan et al., (2021)

	superior a $200 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$ y se utiliza principalmente como desecante y adsorbente de elementos como flúor, arsénico y selenio en el agua. Posee una alta relación entre área superficial y peso debido a su elevada porosidad y propiedades anfotéricas. Su naturaleza anfotérica le permite actuar como un ácido en medios básicos y como una base en medios ácidos. Debido a su alta afinidad, es el desecante preferido para la eliminación de humedad del aire, y también se utiliza como catalizador en operaciones de gas natural y refinación.	
Carbón activado	El carbón activado, debido a su alta porosidad, se utiliza ampliamente como adsorbente en las operaciones industriales de purificación y recuperación química. Esto se debe a su extensa área superficial, que varía entre 500 y $2000 \text{ m}^2 \text{ g}^{-1}$, su gran volumen de poros y la presencia de grupos funcionales superficiales, especialmente grupos oxigenados. La preparación de este tipo de material se lleva a cabo a través de procesos físicos o químicos, que implican la interacción con gases o la adición de productos químicos, respectivamente. Los carbones activados se emplean comúnmente en procesos de descontaminación de aguas, recuperación de solventes, control de emisiones, decoloración de líquidos, eliminación de olores, como soportes catalíticos y en otros procesos industriales.	Castellar et al., (2013) Bastidas et al., (2010)
Materiales lignocelulósicos	Los materiales lignocelulósicos son residuos de la madera (como el aserrín y los residuos de industrias papeleras), así como residuos agrícolas y agroindustriales (como el bagazo de caña de azúcar, la cáscara de coco, la cascarilla de salvado de trigo, la paja de trigo, las mazorcas de maíz y semillas de frutos). Estos desechos tienen la capacidad de adsorber contaminantes orgánicos e inorgánicos de manera comparable a otros adsorbentes naturales. Sin embargo, los materiales lignocelulósicos presentan la ventaja de ser muy económicos o incluso gratuitos, ampliamente disponibles y de proceso operativo sencillo. Además, se añade valor a sus productos, que de otro modo serían considerados como residuos. Un material lignocelulósico está compuesto por fibras naturales. La mayor parte de su estructura está formada predominantemente por estructuras	De Quadros Melo et al., (2016) Neris et al., (2019) Espinosa-Rodríguez et al., (2020) Bernal-Jácome et al., (2020)

poliméricas naturales de lignina, celulosa y hemicelulosa. Estos polímeros naturales, junto con polifenoles, pectinas y proteínas presentes en menor cantidad, son responsables del proceso de adsorción que ocurre con iones metálicos en soluciones acuosas

2.4 *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth.

Byrsonima crassifolia (L.) Kunth es un árbol tropical de la familia Malpighiaceae que se encuentra ampliamente distribuido en varias regiones de México, América Central y América del Sur. Es conocido popularmente como 'nanche' (Martínez-Vázquez et al., 1999). Tanto la corteza como las hojas se utilizan en la medicina popular para tratar la tos, trastornos gastrointestinales, infecciones de la piel y picaduras de serpientes. Los frutos son comestibles y se venden comúnmente en los mercados locales (Rastrelli et al., 1997). El nanche ha sido utilizado con fines medicinales desde la época prehispánica, principalmente para tratar trastornos gastrointestinales e inflamación ginecológica. Sus propiedades farmacológicas, así como su capacidad bactericida, fungicida, leishmanicida y su efecto como antiinflamatorio tópico se han identificado en sus extractos (Herrera-Ruiz et al., 2011).

Los frutos del nanche son drupas redondas que crecen en inflorescencias de 10 a 15 cm de longitud (Figura 5a). Cuando están maduros, tienen un diámetro transversal de 17 a 20 mm (Figura 5b), con piel de tono ligeramente naranja a amarillo y una pulpa dulce y ácida que rodea una semilla dura que contiene de una a tres plántulas blancas cubiertas por una fina capa de semilla (Figura 5c) (Medina-Torres et al., 2004).

Dadas las características y el origen lignocelulósico de las semillas y cáscaras de nanche, estos materiales son posibles adsorbentes para eliminar contaminantes presentes en soluciones acuosas a diferentes valores de pH (Robles-Melchor et al., 2021).

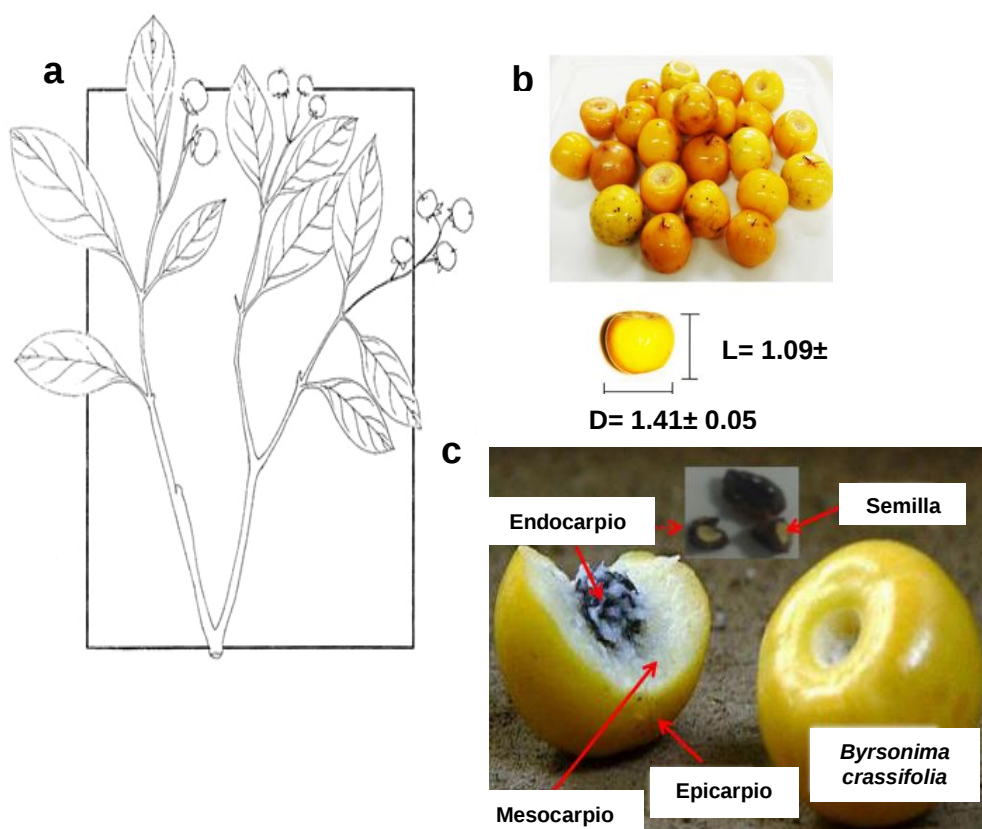


Figura 5. a) *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth (Biblioteca Digital de la Medicina Tradicional Mexicana, 2023). b) Nanche amarillo, longitud (L) y el diámetro (D) promedio $\pm$ desviación estándar (cm) de diez frutos se indican con barras de tamaño (Irías-Mata et al., 2018), c) Estructura del nanche (Monroy-Figueroa et al., 2015).

2.5 *Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth en el tratamiento de agua.

Considerando que la semilla de nanche ha demostrado ser eficaz en la remoción de metales pesados tales como Pb^{2+} y As^{5+} mediante el uso de la adsorción usando semilla de nanche es posible descontaminar efluentes que tienen esta presencia de metales pesados, estos pueden ser efluentes cloacales, líquidos residuales de descarga doméstica , comercial e industrial, o efluentes industriales que comprenden las descargas residuales de procesos industriales , tales como, producción de vapor, recirculación de aguas de proceso , aguas de condensado, de limpieza de equipos y utensilios, etc. (Parra-Reyes et al., 2023).

La semilla de nanche es más eficaz para la adsorción del Ion Pb^{2+} , que algunos otros materiales adsorbentes, pues no necesariamente requiere de modificación química y por su alto contenido de hemicelulosa y lignina que contiene variedad de grupos funcionales se considera un material potencialmente aprovechable en la adsorción de contaminantes presentes en solución acuosa.

Justificación

La contaminación del agua por metales pesados, en particular el Pb^{2+} , se ha convertido en una amenaza significativa tanto para la salud humana como para el ambiente. Los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados resultan costosos. Bajo este contexto, el uso de adsorbentes de orígenes naturales económicos y sostenibles surge como una alternativa viable. La semilla de nanche, un subproducto de la industria alimentaria ha demostrado poseer propiedades de adsorción para la remoción de metales pesados. Sin embargo, a pesar de los estudios preliminares que confirman su eficacia, aún no se ha llevado a cabo una investigación exhaustiva sobre la cinética de la adsorción de Pb^{2+} utilizando este material. El estudio de la cinética de adsorción es para comprender los procesos de adsorción, lo que podría resultar en aplicaciones eficientes y económicas. Además, la semilla de nanche es un recurso ampliamente disponible en varias regiones, lo que la convierte en una opción sostenible y de bajo costo. Su uso no solo contribuiría a mitigar los problemas de contaminación del agua, sino que también ofrecería una solución para la gestión de residuos agroindustriales de este tipo.

Objetivo general

Evaluar la eficiencia de la remoción de Plomo (Pb^{2+}) y Arsénico (As^{5+}) presente en una solución acuosa y estudiar la cinética de adsorción utilizando semillas de nanche (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth) consideradas como un residuo agroindustrial.

Objetivos específicos

1_ Evaluar la capacidad de adsorción de (Pb^{2+}) y (As^{5+}) sobre las semillas de nanche por medio de los modelos de las isothermas de Langmuir y Freundlich.

2_ Determinar la cinética de adsorción de la semilla de nanche considerando el tiempo de contacto, la concentración de Pb^{2+} y la masa de semilla de nanche.

3_ Analizar la velocidad de adsorción de Arsénico (As^{5+}) sobre semilla de nanche de una disolución.

3. Isotermas de adsorción de Plomo y Arsénico

3.1 Análisis de espectrofotometría de absorción atómica

La determinación de la concentración inicial de Pb^{2+} y As^{5+} se determinó por espectrometría de absorción atómica. Esta técnica se basa en la espectrometría de absorción para evaluar la concentración de un analito en una muestra, haciendo uso de la ley de Beer-Lambert. En un espectrofotómetro, los electrones de los átomos en el atomizador pueden ser temporalmente promovidos a orbitales superiores mediante la absorción de energía. Esta energía, específicamente en forma de longitud de onda, corresponde a una transición de electrones en un elemento particular. Cada longitud de onda se asocia generalmente con un solo elemento. Al conocer la cantidad de energía suministrada a la llama y medir la cantidad restante en el detector, es posible, según la ley de Beer-Lambert, calcular cuántas de estas transiciones ocurren, lo que proporciona una señal proporcional a la concentración del elemento analizado.

3.2 Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción representan la relación entre la cantidad de adsorbato adsorbido en el adsorbente (q_e) y la cantidad de adsorbato que permanece en la fase líquida (C_e) cuando ambas fases se encuentran en equilibrio dinámico a una temperatura específica (Vargas et al., 2011). Estos parámetros isotérmicos permiten determinar la capacidad máxima de adsorción de un adsorbente en particular en diversas condiciones experimentales, lo que a su vez sirve como indicador de la calidad del adsorbente (Piccin et al., 2017). La isoterma de Langmuir es un modelo empírico que asume que el grosor de la capa adsorbida

es una molécula (adsorción monocapa) en la cual el proceso de adsorción ocurre en sitios localizados idénticos y equivalentes definidos. El modelo de isoterma de Langmuir asume que la adsorción es homogénea, con cada molécula poseyendo energía de activación de sorción y entalpías constantes. Todos los sitios deben tener una afinidad igual hacia el adsorbato, así como ninguna transmigración del adsorbato en el plano de la superficie (Al-Ghouti y Da'ana, 2020).

El modelo de la isoterma de Langmuir se muestra en la ecuación (1):

(1)

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

Donde, q_e (mg g^{-1}) es la capacidad de adsorción y C_e (mg L^{-1}) es la concentración de la solución, en el equilibrio. Los parámetros de la isoterma de Langmuir, q_m (mg g^{-1}) y K (mg L^{-1}), son constantes relacionadas con la capacidad de máxima de adsorción y la energía de adsorción, respectivamente.

El modelo de la isoterma de Freundlich es una ecuación empírica y es otra forma además de la de Langmuir que se puede aplicar a la adsorción multicapa. Este modelo asume que la superficie del adsorbente es heterogénea y que los sitios activos y sus energías se distribuyen de manera exponencial. Los sitios de unión más fuerte se ocupan primero, hasta que la energía de adsorción disminuye de manera exponencial al completarse el proceso de adsorción (Saadi et al., 2015).

El modelo de la isoterma Freundlich se muestra en la ecuación (2):

(2)

$$q_e = K C_e^{1/n}$$

Donde, q_e (mg g^{-1}) es la capacidad de adsorción y C_e (mg L^{-1}) es la concentración de la solución, en el equilibrio. Los parámetros de la isoterma de Freundlich, k ($\text{mg g}^{-1} (\text{mg L}^{-1})^{1/n}$), se relacionan con la capacidad de adsorción y n es la intensidad de la adsorción.

3.3 Isoterma de adsorción de Pb^{2+}

3.3.1 Reactivos

Los reactivos químicos utilizados en el presente trabajo correspondieron a grado analítico: $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ (Sigma Aldrich), $\text{NaHAsO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ (Sigma Aldrich), NaOH 0.1 N (Hycel), HCl 0.1 N (Hycel). La solución patrón a 1000 mg L^{-1} de Pb^{2+} se preparó pesando 1.59 g de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y aforando en 1000 mL de agua desionizada.

3.3.2 Recolección y tratamiento de la semilla de nanche

La semilla utilizada se extrajo del fruto maduro de nanche (*Byrsonima crassifolia*) recolectado en la región de Tierra Caliente, Michoacán, México y que comprende los municipios de: Apatzingán, Buenavista, Tepalcatepec, Parácuaro, Aguililla, Tancítaro, Coalcomán de Vázquez Pallaes, Gabriel Zamora y Tumbiscatío (Figura 6).

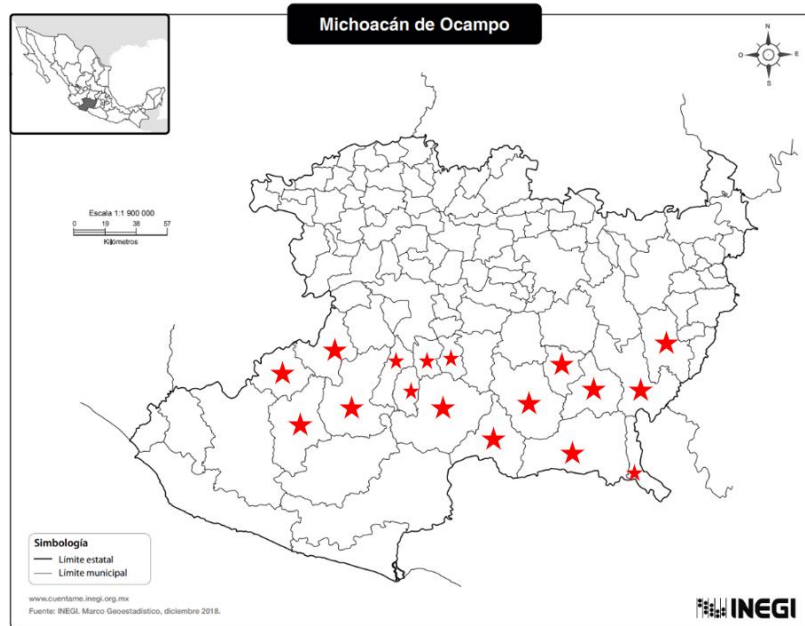


Figura 6. Ubicación del sitio de recolección de los frutos de nanche (*Byrsonima crassifolia*) (INEGI, 2023).

Los frutos recolectados se transportaron al laboratorio en bolsas de polietileno para obtener la semilla. La pulpa de los frutos fue separada manualmente con ayuda de un cuchillo. Las semillas se lavaron con agua potable hasta retirar toda la pulpa y posteriormente fueron enjuagadas con agua desionizada. Finalmente, se secaron en una estufa a una temperatura de 60 °C y se molieron y tamizaron hasta obtener un tamaño de partícula de 2 mm.

3.3.3 Experimentos de adsorción de Pb^{2+}

A partir de la solución patrón de Pb^{2+} de 1000 mg L⁻¹ se prepararon soluciones a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L⁻¹. El experimento se estableció en un sistema en lote pesando 1 g de semilla que se añadió en tubos para centrifuga con un volumen de 50 mL de solución a diferentes concentraciones. El pH de las soluciones se ajustó a 4 con soluciones de HCl y/o NaOH 0.01 N. Los

tubos se mantuvieron en un baño térmico a temperatura constante de 25°C y se agitaron a 120 rpm por una hora en un shaker orbital cada 24 h. Las concentraciones de Pb²⁺ presentes en las muestras iniciales y finales se analizaron mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica la capacidad de adsorción se calculó con un balance de masa con la ecuación (3):

(3)

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

Donde, q_e es la masa adsorbida en el equilibrio (mg g⁻¹), C_0 y C_e son la concentración inicial y final, respectivamente (mg L⁻¹), V es el volumen de la solución (L) y m es la masa de la semilla (g).

El ajuste de los datos experimentales de adsorción de Pb²⁺ sobre la semilla de nanche se realizó mediante los modelos de las isothermas de Langmuir y Freundlich a un valor de pH de 4, 25°C y 1 y 2 g de semilla de nanche. El pH seleccionado para este estudio se eligió considerando la especiación del plomo, ya que se observa que este metal comienza a precipitar a partir de un valor de pH 5.

En la Tabla 4 se muestran que los valores obtenidos de los parámetros y el porcentaje de desviación estándar (%D) de las isothermas. El modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales fue aquel que presentó el menor %D, correspondiendo en este caso al modelo de la isoterma de Langmuir.

Tabla 4. Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche.

Masa de semilla g	T °C	pH	q_m mg g ⁻¹	Langmuir			n	Freundlich		
				k L mg ⁻¹	R ²	% D		K (mg g ⁻¹)*(Lmg ⁻¹) ^{1/n}	R ²	% D
1	25	4	10.25	0.012	0.98	5.1	2.14	0.064	0.96	11
2			6.40	0.016	0.98	5.0	2.35	0.053	0.99	10

El modelo de Langmuir describe el proceso de adsorción monomolecular en sitios de adsorción uniformes (Al-Ghouti y Da'ana, 2020; Jawad et al., 2019; Wang et al., 2020). La máxima capacidad de adsorción se observó en los experimentos en los cuales se emplearon 1 g de semilla de nanche (Figura 7), alcanzando un valor de 10.25 mg g⁻¹, correspondiente al parámetro q_m de la isoterma de Langmuir (Tabla 4).

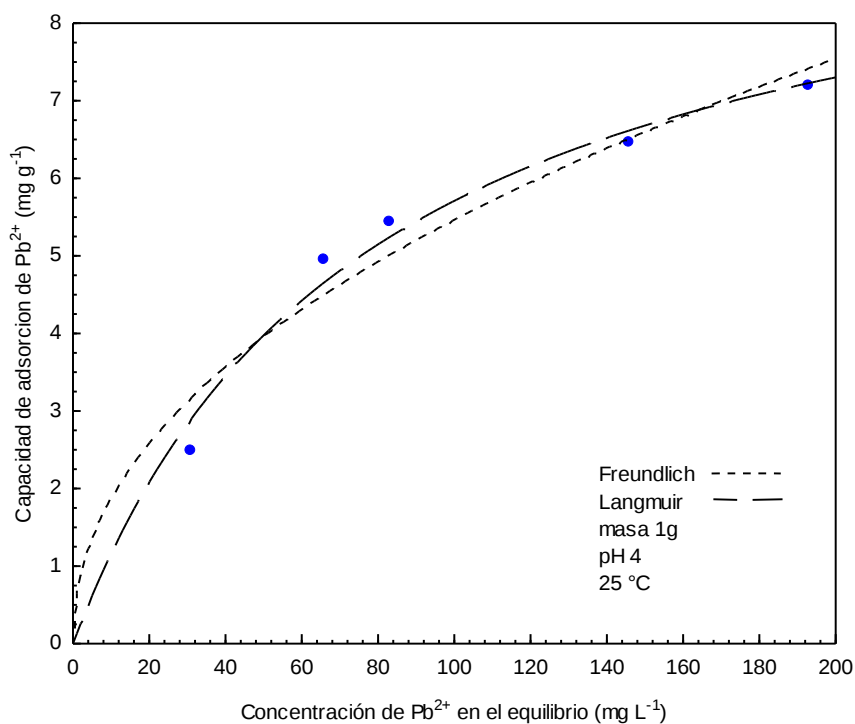


Figura 7. Isothermas de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a pH 4 y 25°C y 1 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.

Por otro lado, en la Figura 8 se aprecia que la máxima capacidad de adsorción fue de 6.40 mg g^{-1} , indicando una disminución del 37.56% en la capacidad de adsorción de Pb^{2+} .

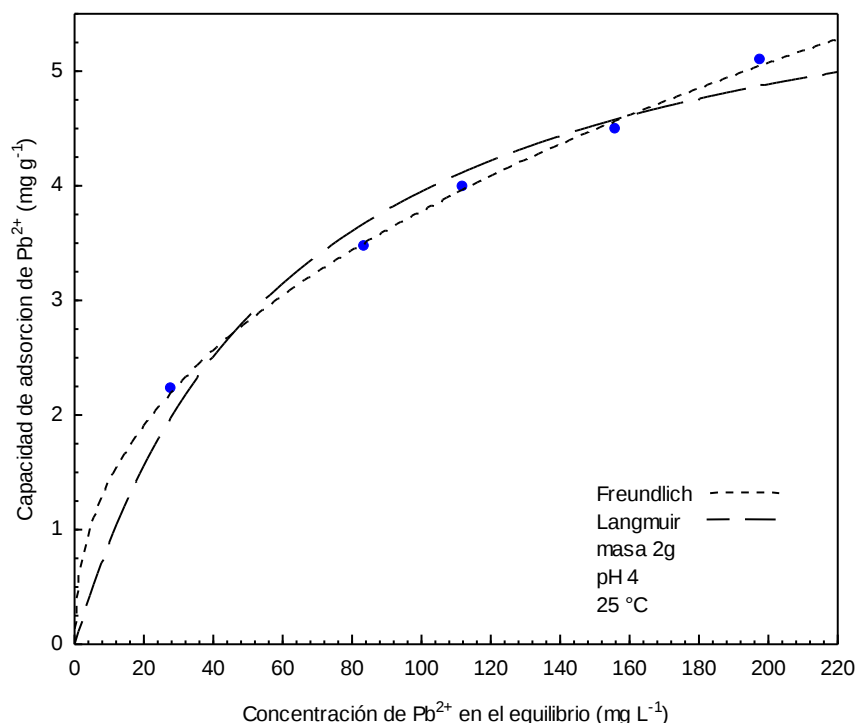


Figura 8. Isotermas de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a pH 4 y 25°C y 2 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.

Okoye et al., (2010) mencionan un comportamiento similar al reportado en este trabajo, donde observaron que la adsorción de Pb^{2+} sobre un material de origen lignocelulósico fue de tipo monomolecular, ya que desde una solución acuosa formó una capa en la superficie del adsorbente. (Zamani et al., 2013) obtuvieron un ajuste al modelo de Langmuir en la adsorción de Cd^{2+} y Zn^{2+} sobre semillas de *Peganum harmala*. (Moyo et al., 2017) reportaron un ajuste al modelo de Langmuir al adsorber Pb^{2+} sobre semillas de mango. Boeykens et al. (2019) investigaron las condiciones operativas, incluyendo pH, dosis de adsorbente, concentración inicial y tiempo de

contacto. Lograron alcanzar el 80% de adsorción a un pH de 5 y 25°C, utilizando 50 mL de una solución de Pb^{2+} de 30 mg L⁻¹ con una dosis de 0.15 g de semilla de aguacate. En este estudio, el modelo de isothermas de adsorción de Langmuir se ajustó mejor a los datos experimentales, revelando una capacidad máxima de adsorción de 16 mg g⁻¹. Okolo et al. (2020) informaron sobre las condiciones óptimas para lograr una eliminación máxima del 98.18% de iones de Pb^{2+} a un pH de 2.0, utilizando una dosis de adsorbente de 100 mg y un tiempo de contacto de 70 minutos. Este estudio se realizó utilizando semillas de elemi africano (*Canarium schweinfurthii*), y se obtuvo un coeficiente de correlación R^2 de 0.996.

La semilla de nanche ha demostrado ser efectiva en la eliminación de algunos metales pesados como el plomo, cadmio y níquel, con capacidades de adsorción de 77.25, 9.73 y 0.95 mg g⁻¹, respectivamente (Sanchez-Silva et al., 2022). Por otra parte, Bernal-Jácome et al., (2020) investigaron la capacidad de remoción de Pb^{2+} presente en solución acuosa. Utilizaron semillas de nanche como adsorbente natural (HN), las cuales fueron modificadas con ácido cítrico (HNM), y también emplearon carbón activado (CA). Realizaron los experimentos a un pH de 4 y observaron que la capacidad máxima de adsorción de Pb^{2+} en el HN fue 2.2 veces mayor con HNM, y 10 veces mayor con el CA.

3.4 Isotherma de adsorción de As^{5+}

Para los experimentos de adsorción de As^{5+} se prepararon soluciones a concentraciones de 10, 20, 30, 40 y 50 mg L⁻¹. A partir de la solución patrón de As^{5+} de 100 mg L⁻¹. El experimento se estableció en un sistema en lote pesando 1 o 2 g de semilla respectivamente que se añadieron en tubos para centrifuga con un

volumen de 50 mL de solución a diferentes concentraciones. El pH de las soluciones se ajustó a 7 con soluciones de HCl y/o NaOH 0.01 N. Los tubos se mantuvieron en un baño térmico a temperatura constante de 25 °C y se agitaron a 120 rpm por una hora en un shaker orbital cada 24 h.

Las concentraciones de As^{5+} presentes en las muestras iniciales y finales se analizaron mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica la capacidad de adsorción se calculó con un balance de masa con la ecuación (3). El ajuste de los datos experimentales de adsorción de As^{5+} sobre la semilla de nanche se realizó mediante los modelos de las isothermas de Langmuir y Freundlich a un valor de pH de 7, 25°C y 1 y 2 g de semilla de nanche. El pH seleccionado para este estudio se eligió considerando la especiación del arsénico. En la Tabla 5 se muestran que los valores obtenidos de los parámetros y el porcentaje de desviación estándar (%D) de las isothermas. El modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales fue aquel que presentó el menor %D, correspondiendo en este caso al modelo de la isoterma de Langmuir.

Tabla 5. Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para la adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche.

Masa de semilla g	T °C	pH	Langmuir				n	Freundlich		
			q_m mg g ⁻¹	k L mg ⁻¹	R ²	% D		K (mg g ⁻¹)*(Lmg ⁻¹) ^{1/n}	R ²	% D
1	25	7	31.28	0.0008	0.97	11	1.61	0.101	0.90	25
2			28.09	0.0008	0.99	4.1	1.01	0.022	0.99	4.3

La máxima capacidad de adsorción se observó en los experimentos en los cuales se emplearon 1 g de semilla de nache (Figura 9), alcanzando un valor de 1.34 mg g^{-1} , evaluado con el modelo de la isoterma de Langmuir a una concentración máxima en el equilibrio de 50 mg L^{-1} de As^{5+} .

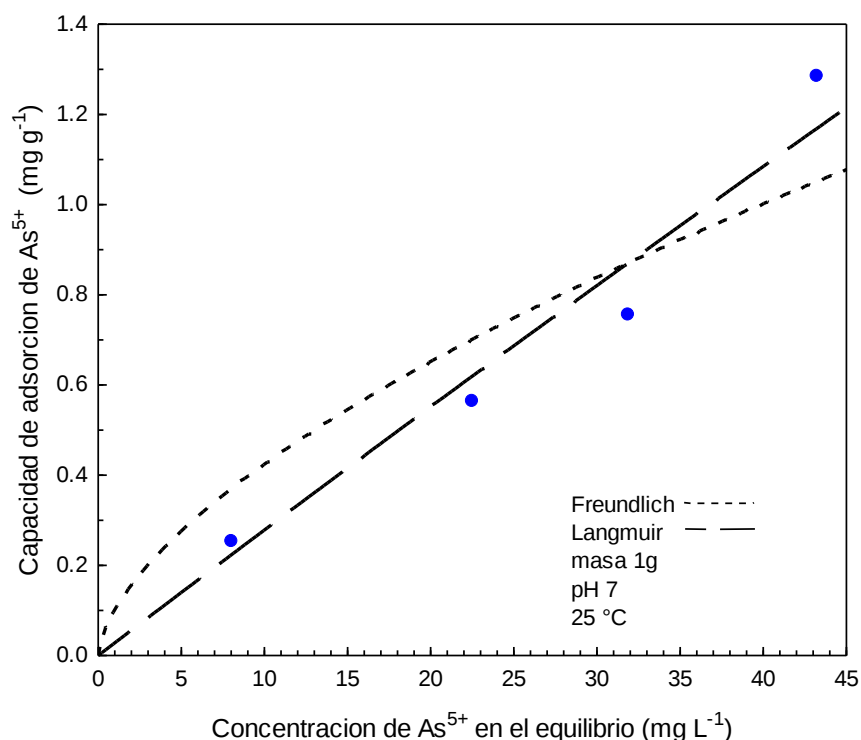


Figura 9. Isothermas de adsorción de As^{5+} sobre semilla de nache a pH 7 y 25 °C y 1 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.

Por otro lado, en la Figura 10 se aprecia que la máxima capacidad de adsorción fue de 1.08 mg g^{-1} , indicando una disminución del 19.40% en la capacidad de adsorción de As^{5+} .

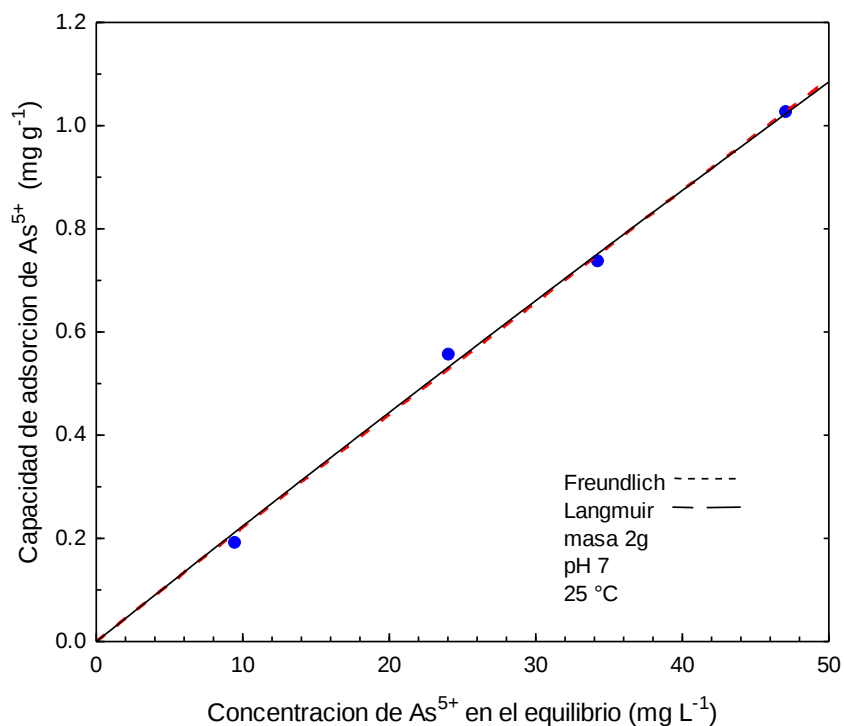


Figura 10. Isotermas de adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche a pH 7 y 25 °C y 2 g de semilla. Las líneas representan los modelos de Langmuir y Freundlich.

Los resultados obtenidos en el presente trabajo se encuentran entre lo reportado en la literatura. Por ejemplo, Guisela et al., (2022) evaluaron la capacidad de adsorción de arsénico sobre corteza de eucalipto y obtuvieron una capacidad máxima de adsorción de 0.944 mg g^{-1} a un pH de 6. Giri et al., (2022) obtuvieron una máxima remoción de arsénico de 1.13 mg g^{-1} a pH 6.0 y 30 °C utilizando semilla de *Cassia fistula* L.

Además, Kumari et al., (2005) emplearon polvo de semilla de *Moringa oleífera* y describieron la adecuación de los datos experimentales a la ecuación de la isoterma de Langmuir en un rango de concentración de 1.0 a 100 mg L^{-1} . Obtuvieron una capacidad de adsorción de 2.16 mg g^{-1} para As^{5+} , lo que indica que este

contaminante puede ser separado de los cuerpos de agua con facilidad utilizando materiales de origen lignocelulósico como las semillas de diversas especies. Giri et al., (2023) desarrollaron biosorbentes utilizando biomasa de semillas de *Mangifera indica* (M), *Artocarpus heterophyllus* (JF) y *Schizizium commune* (JP), logrando una remoción de As^{5+} del 94% en M, 93% en JF y 92% en JP a un valor de pH de 8.4 para una concentración inicial de 2.5 mg L^{-1} . Finalmente, Baig et al., (2010) demostraron que los materiales de origen lignocelulósico, como la biomasa de *Acacia nilótica*, pueden ser utilizados como biosorbentes de bajo costo para la remoción de iones de As^{5+} . En su investigación, encontraron que la biomasa de dicha especie era efectiva para la remoción de As^{5+} con una eficiencia de adsorción del 95% a una concentración de $<200 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ de solución de As, y obtuvieron una capacidad de adsorción de 50.8 mg g^{-1} .

4 Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche

4.1 Cinética de adsorción

En un proceso de adsorción, se distinguen tres etapas. En primer lugar, la transferencia de masa externa del adsorbato desde la solución hacia la superficie externa del adsorbente, seguida de la difusión interna del adsorbato hacia los sitios de adsorción y, por último, la propia adsorción. Algunos modelos se fundamentan en la idea de que la adsorción es la etapa limitante en la velocidad del proceso de adsorción, mientras que otros suponen que la difusión es el factor limitante. Por lo tanto, la adecuación a estos modelos permite esclarecer el mecanismo de adsorción (Largitte y Pasquier, 2016).

Lagergren (1898) introdujo una ecuación de velocidad de primer orden para describir el proceso cinético de adsorción de fase líquido-sólido de ácido oxálico y ácido malónico en carbón. Esta ecuación se considera el modelo más antiguo relacionado con la velocidad de adsorción basada en la capacidad de adsorción (Qiu et al., 2009) y se expresa de la siguiente manera:

(3)

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

Donde, q_t y q_e son las cantidades de soluto adsorbido por unidad de peso de adsorbente en equilibrio (mg g^{-1}) en el tiempo t (min), y k_1 es la constante de velocidad pseudo primer orden (min^{-1}).

La cinética de segundo orden predice que la relación entre el tiempo y la cantidad adsorbida debería ser una función lineal del tiempo. A menudo, el valor de k_2 depende de las condiciones de operación aplicadas, tales como la concentración inicial del metal, el pH de la solución, la temperatura y la velocidad de agitación, entre otros (Sen Gupta y Bhattacharyya, 2011). La ecuación que describe la cinética de segundo orden es la siguiente:

$$q_t = \frac{k_2 q_e^2 t}{1 + k_2 q_e t} \quad (5)$$

Donde, q_t y q_e son las cantidades de soluto adsorbido por unidad de peso de adsorbente en equilibrio (mg g^{-1}) en el tiempo t (min), y k_2 es la constante de velocidad pseudo segundo orden ($\text{g mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$).

4.2 Efecto del tiempo de contacto de Pb^{2+} sobre semilla de nanche

La evaluación del tiempo de contacto se llevó a cabo en diferentes intervalos de tiempo, desde 0 hasta 2800 min, y se varió la masa de la semilla en 1 y 2 g. La semilla se puso en contacto con 50 mL de solución de Pb^{2+} en matraces Erlenmeyer de 100 mL a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , a un pH ajustado a 4 con soluciones de HCl y/o NaOH 0.01 N, agitación a 120 rpm en una placa de agitación y a una temperatura constante de 25°C.

4.3 Cinética de adsorción Pb^{2+} sobre semilla de nanche

Los resultados de los experimentos efecto del tiempo de contacto se evaluaron utilizando los modelos cinéticos no lineales de pseudo primer orden y pseudo segundo orden. La evaluación se llevó a cabo en diferentes intervalos de tiempo, desde 0 hasta 2800 min, al variar la masa en 1 y 2 g de semilla y la concentración en la solución de 50, 100, 150, 200, y 250 mg L^{-1} de Pb^{2+} . En las Figuras 11 y 12, se aprecia que, inicialmente, la adsorción de Pb^{2+} es más significativa, lo cual se atribuye a la disponibilidad de sitios de adsorción en la superficie. Estos sitios se ocupan gradualmente por los iones de Pb^{2+} hasta alcanzar el estado de equilibrio. Esto coincide con lo reportado por Choi y Lee, (2022).

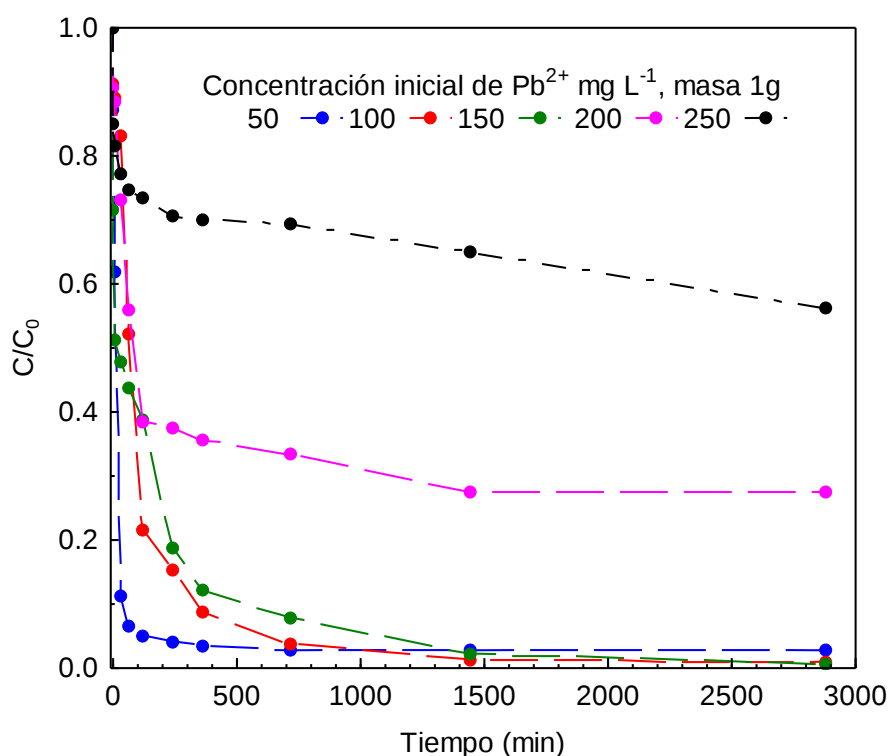


Figura 11. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 1 g de semilla.

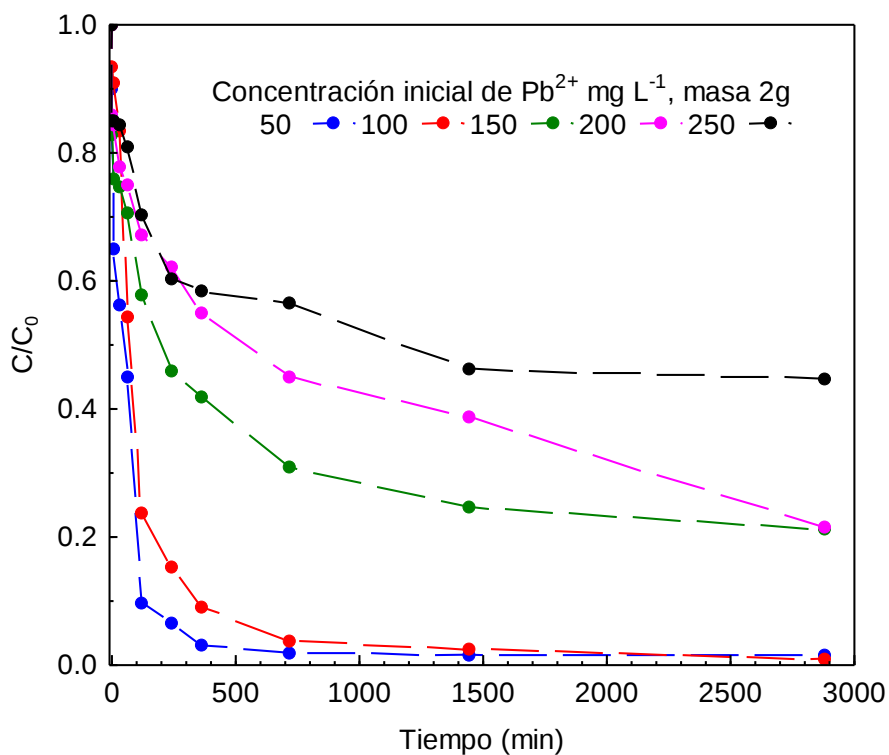


Figura 12. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 2 g de semilla.

4.4 Modelos cinéticos de pseudo primer y pseudo segundo orden

Los datos experimentales de efecto del tiempo de contacto se evaluaron mediante los modelos cinéticos de pseudo primer y pseudo segundo orden, y se realizaron ajustes mediante regresión no lineal. Los parámetros del modelo cinético de pseudo primer y pseudo segundo orden con 1 g de semilla se muestran en la Tabla 6.

Tabla 6. Parámetros de la evaluación del modelo cinético de adsorción de pseudo primer orden pseudo segundo orden a pH 4, 25°C, 1 g de semilla de nanche.

Concentración de Pb^{2+} mg L^{-1}	Masa g	Pseudo primer orden		Pseudo segundo orden	
		k_1 min^{-1}	%D	k_2 $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$	%D
50	1	0.096	3.96	0.068	4.05
100		0.010	20.70	0.003	22.68
150		0.013	26.19	0.004	20.85
200		0.015	16.23	0.003	13.32
250		0.010	37.99	0.003	30.16

La Figura 13 y 14 presentan el modelo cinético de pseudo primer, evaluado a concentraciones de 50-250 mg L^{-1} con 1 y 2 g de semilla, respectivamente.

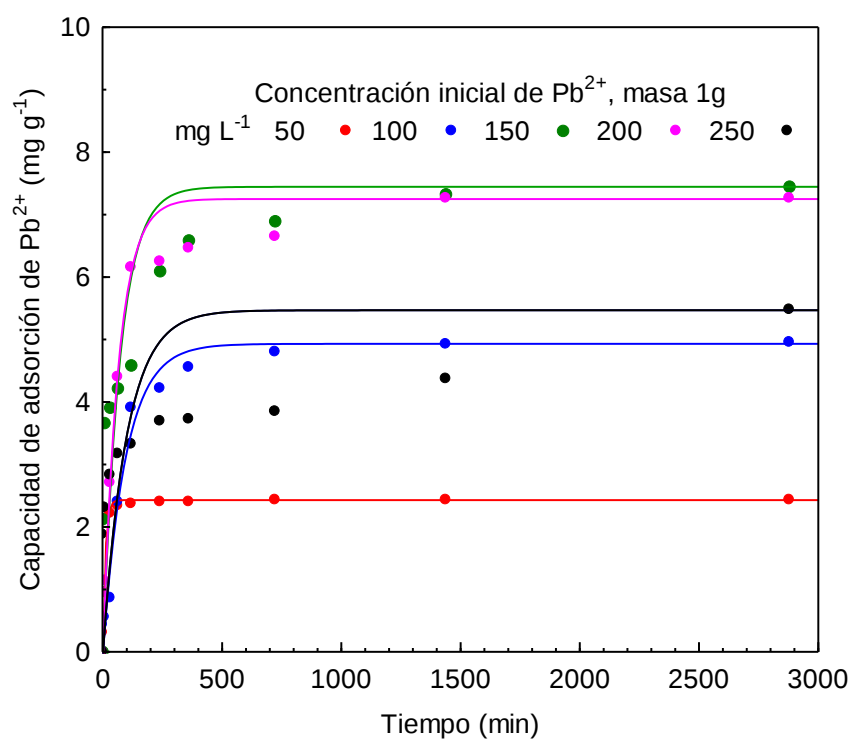


Figura 13. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25 °C y 1 g de adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo primer orden.

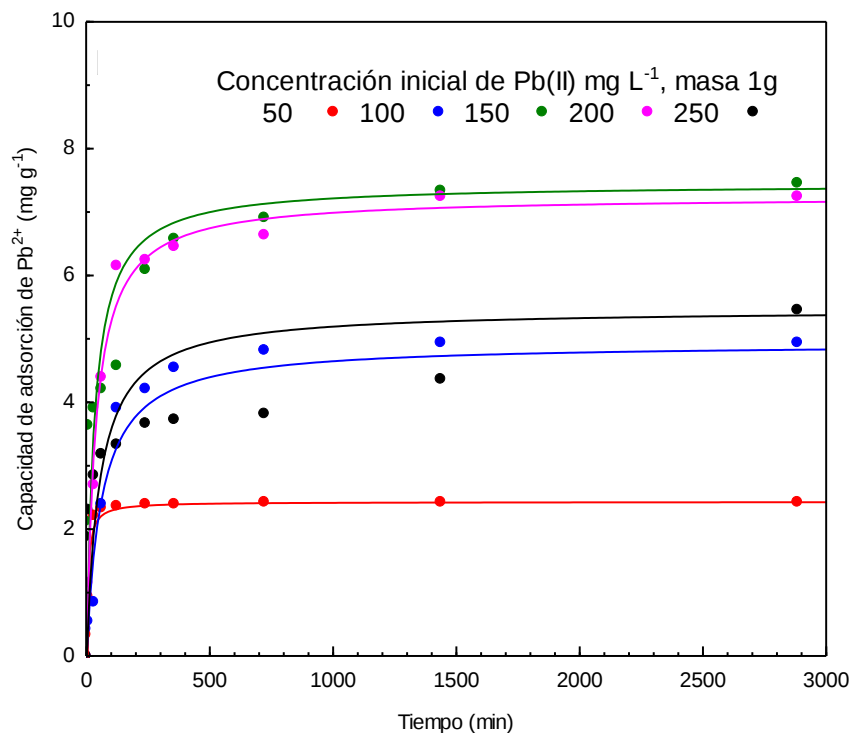


Figura 14. Cinética de adsorción de Pb²⁺ sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L⁻¹, 25°C y 2 g de adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo segundo orden.

Los parámetros del modelo cinético de pseudo primer y pseudo segundo orden con 2 g de semilla se muestran en la Tabla 7. La Figura 15 y 16 presentan el modelo cinético de pseudo primer, evaluado a concentraciones de 50-250 mg L⁻¹ con 1 y 2 g de semilla, respectivamente.

Tabla 7. Parámetros de la evaluación del modelo cinético de adsorción de pseudo primer orden pseudo segundo orden a pH 4, 25 °C, 2 g de semilla de nanche.

Concentración de Pb^{2+} mg L^{-1}	Masa g	Pseudo primer orden		Pseudo segundo orden	
		k_1 min^{-1}	%D	k_2 $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$	%D
50	2	0.017	17.49	0.030	17.27
100		0.009	19.51	0.006	21.32
150		0.005	28.30	0.003	21.18
200		0.002	37.07	0.001	30.30
250		0.005	27.65	0.002	21.40

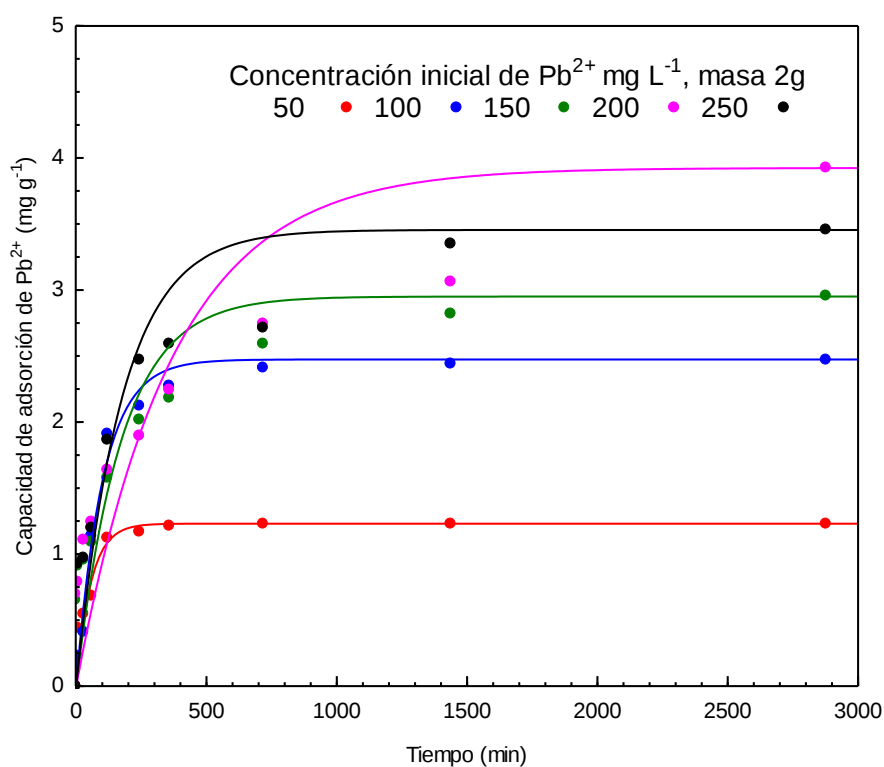


Figura 15. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 mg L^{-1} , 25°C y 1 g de adsorbente. Las líneas representan el modelo cinético de pseudo primer orden.

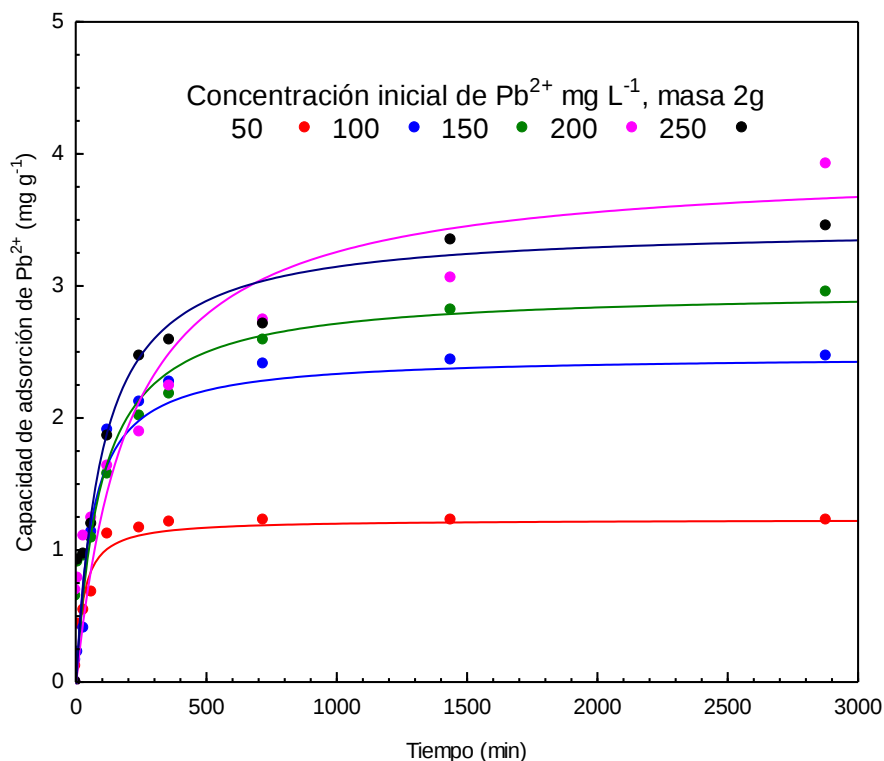


Figura 16. Cinética de adsorción de Pb^{2+} sobre semilla de nanche a concentraciones de 50, 100, 150, 200 y 250 $mg\ L^{-1}$, 25 °C y 2 g de adsorbente; a) modelo de pseudo primer orden y b) modelo de pseudo segundo orden.

4.5 Resultados y discusión

El modelo que mejor describe la velocidad de reacción es el de pseudo segundo orden, elegido debido al menor %D. El valor de k_2 ($g\ mg^{-1}\ min^{-1}$) en este modelo indica la velocidad de adsorción de Pb^{2+} en un tiempo t sobre la semilla de nanche

De acuerdo con los resultados de la cinética de adsorción el incremento de la masa de semilla de nanche de 1 a 2 g no favoreció el proceso, se observa que el promedio del porcentaje de desviación paso de 18.21 a 22.29 %. Como se detalla en la Tabla 4, los valores de k_1 y k_2 son mayores en los experimentos donde se utilizó 1 g de semilla (con excepción de k_2 para 100 $mg\ L^{-1}$; ya que con 2 g k_2 es mayor). Esto indica que la velocidad de adsorción es mayor con 1 g ($10.25\ mg\ g^{-1}$),

como se observó en la Figura 6a. Por otro lado, el modelo de pseudo segundo orden exhibe un ajuste ligeramente mejor a los datos experimentales con ambas masas de adsorbente, sugiriendo así que este modelo describe de manera más precisa la cinética de adsorción en las condiciones dadas en este estudio. Lo descrito anteriormente puede estar relacionado con la eficiencia de adsorción, la disponibilidad de sitios activos o la aglomeración de partículas en mayores cantidades de adsorbente (Abukhadra et al., 2021).

El modelo de pseudo segundo orden proporciona la mejor correlación de los datos experimentales (Simonin, 2016). Este modelo se ha utilizado para describir la quimisorción que involucra fuerzas de valencia a través del intercambio o compartición de electrones entre el adsorbente y el adsorbato como fuerzas covalentes, y el intercambio iónico (Ho, 2006). En años recientes se ha aplicado ampliamente a la adsorción de contaminantes de soluciones acuosas. La ventaja de este modelo es que no es necesario conocer la capacidad de equilibrio a partir de los experimentos, ya que se pueden calcular a partir del modelo. Además, la velocidad inicial de adsorción también se puede obtener a partir del mismo modelo (Ho, 2006).

5 Velocidad de adsorción de Arsénico utilizando hueso de nanche.

Este experimento se realizó con una concentración inicial de 50 mg L^{-1} de As^{5+} y con 2 g de semilla de nanche. La evaluación se llevó a cabo en diferentes intervalos de tiempo, desde 0 hasta 48 h, la masa en 2 g de hueso de nanche y la concentración en la solución de 50 mg L^{-1} de As^{5+} . En la Figura 17, se observa que los primeros minutos, la adsorción de As^{5+} es más rápida, considerando que al inicio la disponibilidad de sitios de adsorción en la superficie es mayor. Estos sitios se llenando gradualmente por los iones de As^{5+} hasta el estado de equilibrio.

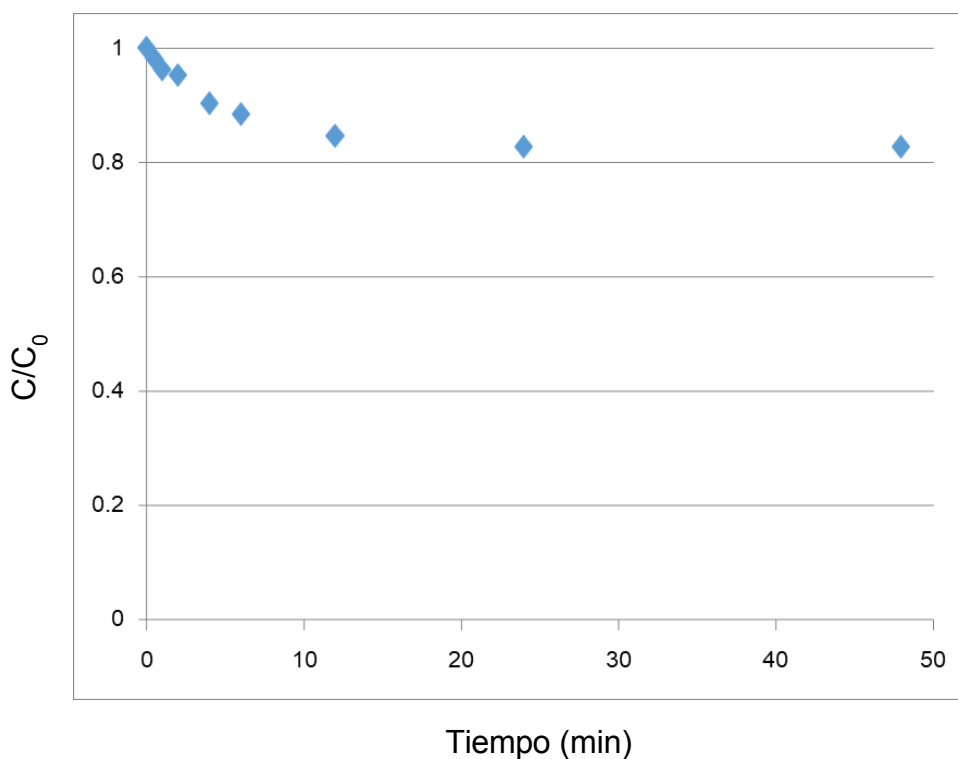


Figura 17. Efecto del tiempo de contacto de la adsorción de As^{5+} sobre semilla de nanche a concentración de 50 mg L^{-1} , 25°C y 2 g de semilla.

5.2 Resultados y discusión.

Como se puede observar en la Figura 17, el resultado de la cinética de adsorción del As^{5+} sobre la semilla de nanche, es muy similar a la obtenida al realizar el

experimento con Pb^{2+} , por lo que se concluye que el ajuste será muy parecido al de este elemento (sección 4.5)

En este trabajo se presentan los últimos avances en el uso de semilla de nanche como adsorbentes y su eficacia en la eliminación de contaminantes. Lo que demuestra que son adecuados para preparar los adsorbentes efectivos para el ion Pb^{2+} . El material lignocelulósico tiene la desventaja de mala solubilidad, estabilidad dimensional y resistencia a las arrugas, alta hidrofiliidad y falta de propiedades antimicrobianas. Por lo tanto, es necesario modificar la estructura de la celulosa. Antes de la aplicación para otros metales, tales como el arsénico (As), deben modificarse mediante algunos procesos físicos y químicos, como el secado, la molienda, el tamizado, la modificación con ácido o la propia activación por pirolización, para aumentar las capacidades de adsorción (Jiahao et al., 2018).

Conclusiones

La utilización de residuos de origen agroindustrial, como las semillas de nanche, en procesos de adsorción de metales pesados, especialmente el Pb^{2+} , resalta como una solución innovadora y sostenible para la eliminación de contaminantes en el agua.

La adsorción no solo demuestra ser eficaz en la remoción de contaminantes, sino que también fomenta la reutilización de materiales que, en condiciones habituales, serían descartados, contribuyendo de esta manera a una gestión de residuos más sostenible.

Los experimentos de adsorción evidenciaron que la semilla de nanche posee propiedades adsorbentes notables, según la máxima capacidad adsorbida obtenida con el modelo de la isoterma de Langmuir, la cual fue de 10.25 mg g^{-1} . En relación con la evaluación mediante los modelos cinéticos de pseudo primer y segundo orden, se observó una mayor eficiencia en la adsorción de Pb^{2+} en los experimentos con 1 g de adsorbente en comparación con 2 g. Este fenómeno podría estar vinculado a la saturación del adsorbente o a la formación de aglomerados que reducen la superficie de contacto disponible en mayores cantidades de adsorbente.

Desde la perspectiva cinética, los datos se ajustaron preferentemente al modelo de pseudo segundo orden, sugiriendo que la quimisorción es el mecanismo predominante en este proceso.

Los resultados expuestos en este estudio sitúan a la semilla de nanche como un prometedor adsorbente para la eliminación de Pb^{2+} de soluciones acuosas. No obstante, es esencial continuar la investigación con el fin de optimizar las condiciones de adsorción y asegurar, de esta manera, la máxima eficiencia tecnoeconómica que este material puede brindar en relación con la adsorción de metales pesados.

Referencias

- Abukhadra, M. R., Mostafa, M., El-Sherbeeney, A. M., El-Meligy, M. A., & Nadeem, A. (2021). Instantaneous Adsorption of Synthetic Dyes from an Aqueous Environment Using Kaolinite Nanotubes: Equilibrium and Thermodynamic Studies. *ACS Omega*, 6(1), 845–856. <https://doi.org/10.1021/acsomega.0c05430>
- Agrawal, A., Pandey, R. S., & Sharma, B. (2010). Water Pollution with Special Reference to Pesticide Contamination in India. *Journal of Water Resource and Protection*, 02(05), 432–448. <https://doi.org/10.4236/jwarp.2010.25050>
- Agudelo, R. M. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI: strategic resource in the 21st century. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 23(1), 91-102.
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 393). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Alhassan, S. I., Huang, L., He, Y., Yan, L., Wu, B., & Wang, H. (2021). Fluoride removal from water using alumina and aluminum-based composites: A comprehensive review of progress. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 51(18), 2051–2085. <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1769441>
- Ascione, A. I. (2001). Intoxicación por plomo en pediatría. *Archivos de Pediatría del Uruguay*, 72(2), 133-138.
- Azcona-Cruz, M. I., Ramírez, R., & Vicente-Flores, G. (2015). Efectos tóxicos del plomo. *Revista de especialidades médico-quirúrgicas*, 20(1), 72-77.
- Azimi, A., Azari, A., Rezakazemi, M., & Ansarpour, M. (2017). Removal of heavy metals from industrial wastewaters: A review. *ChemBioEng Reviews*, 4(1), 37–59. <https://doi.org/10.1002/cben.201600010>
- Baig, J. A., Kazi, T. G., Shah, A. Q., Kandhro, G. A., Afridi, H. I., Khan, S., & Kolachi, N. F. (2010). Biosorption studies on powder of stem of *Acacia nilotica*: removal of arsenic from surface water. *Journal of hazardous materials*, 178(1-3), 941-948.
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. In *Arabian Journal of Chemistry* (Vol. 4, Issue 4, pp. 361–377). <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- Bastidas, M., Buelvas, L. M., Márquez, M. I., & Rodríguez, K. (2010). Activated carbon production from carbonaceous precursors of the Department of Cesar, Colombia. *Informacion Tecnologica*, 21(3), 87–96. <https://doi.org/10.1612/inf.tecnol.4289it.09>

- Bernal-Jácome, L. A., Olvera-Izaguirre, L., Gallegos García, M., Delgado-Delgado, R., & Espinosa Rodríguez, M. Á. (2020). Adsorption of lead (II) from aqueous solution using adsorbents obtained from nanche stone (*Byrsonima crassifolia*). *Journal of the Mexican Chemical Society*, 64(4), 301-315.
- Boeykens, S. P., Redondo, N., Obeso, R. A., Caracciolo, N., & Vázquez, C. (2019). Chromium and Lead adsorption by avocado seed biomass study through the use of Total Reflection X-Ray Fluorescence analysis. *Applied Radiation and Isotopes: Including Data, Instrumentation and Methods for Use in Agriculture, Industry and Medicine*, 153(108809), 108809. doi:10.1016/j.apradiso.2019.108809
- Bundschuh, J., Schneider, J., Alam, M. A., Niazi, N. K., Herath, I., Parvez, F., ... & Mukherjee, A. (2021). Seven potential sources of arsenic pollution in Latin America and their environmental and health impacts. *Science of the Total Environment*, 780, 146274. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146274>
- Carolina Rodríguez, A., María Campos Rosario, A., & Pérez Flores, A. (n.d.). *Obtención y caracterización de materiales adsorbentes a partir de cascarilla de arroz* *Production and Characterization of Adsorbent Materials from Rice Husk*. 9(1), 29–39. <https://doi.org/10.21789/A22561498.1515>
- Castellar, G., Angulo, E., Zambrano, A., & Charris, D. (2013). Equilibrio de adsorción del colorante azul de metileno sobre carbón activado. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 16(1), 263-271.
- Choi, W. S., & Lee, H. J. (2022). Nanostructured Materials for Water Purification: Adsorption of Heavy Metal Ions and Organic Dyes. In *Polymers* (Vol. 14, Issue 11). MDPI. <https://doi.org/10.3390/polym14112183>
- Cosgrove, W. J., & Loucks, D. P. (2015). Water management: Current and future challenges and research directions. In *Water Resources Research* (Vol. 51, Issue 6, pp. 4823–4839). Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1002/2014WR016869>
- Cusiche Pérez, L. F., & Miranda Zambrano, G. A. (2019). Contaminación por aguas residuales e indicadores de calidad en la reserva nacional 'Lago Junín', Perú. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 10(6), 1433-1447.
- De Quadros Melo, D., De Oliveira Sousa Neto, V., De Freitas Barros, F. C., Raulino, G. S. C., Vidal, C. B., & Do Nascimento, R. F. (2016). Chemical modifications of lignocellulosic materials and their application for removal of cations and anions from aqueous solutions. *Journal of Applied Polymer Science*, 133(15). <https://doi.org/10.1002/app.43286>
- Espinosa-Rodríguez, M. Á., Hidalgo-Millán, A., Delgado-Delgado, R., Olvera-Izaguirre, L., & Bernal-Jácome, L. A. (2020). Adsorption of cd(II) and pb(ii) present in aqueous

- solution with nanche stone (byrsonima crassifolia). *Revista Colombiana de Quimica*, 49(2), 30–36.
<https://doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v49n2.80633>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 92, Issue 3, pp. 407–418). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- Gaur, V. K., Sharma, P., Sirohi, R., Awasthi, M. K., Dussap, C. G., & Pandey, A. (2020). Assessing the impact of industrial waste on environment and mitigation strategies: A comprehensive review. *Journal of Hazardous Materials*, 398. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123019>
- Giri, D. D., Jha, J. M., Srivastava, N., Hashem, A., Abd_Allah, E. F., Shah, M., & Pal, D. B. (2022). Sustainable removal of arsenic from simulated wastewater using solid waste seed pods biosorbents of *Cassia fistula* L. *Chemosphere*, 287, 132308. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132308>
- Giri, D. D., Jha, J. M., Srivastava, N., Shah, M., H. Almalki, A., F Alkhanani, M., & Pal, D. B. (2023). Waste seeds of *Mangifera indica*, *Artocarpus heterophyllus*, and *Schizizium commune* as biochar for heavy metal removal from simulated wastewater. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 13(15), 13393–13402. doi:10.1007/s13399-021-02078-5
- Gómez-Duarte, O. G. (2018). Contaminación del agua en países de bajos y medianos recursos, un problema de salud pública. In *Revista Facultad de Medicina* (Vol. 66, Issue 1, pp. 7–8). Universidad Nacional de Colombia. <https://doi.org/10.15446/revfacmed.v66n1.70775>
- Guisela B, Z., Ohana N, D. A., Dalvani S, D., Fermin G, V., Francisco HM, L., & Luis, N.-G. (2022). Adsorption of arsenic anions in water using modified lignocellulosic adsorbents. *Results in Engineering*, 13(100340), 100340. doi:10.1016/j.rineng.2022.100340
- Guo, X., & Wang, J. (2019). Comparison of linearization methods for modeling the Langmuir adsorption isotherm. *Journal of Molecular Liquids*, 296. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2019.111850>
- Herrera-Ruiz, M., Zamilpa, A., González-Cortazar, M., Reyes-Chilpa, R., León, E., García, M. P., Tortoriello, J., & Huerta-Reyes, M. (2011). Antidepressant effect and pharmacological evaluation of standardized extract of flavonoids from *Byrsonima crassifolia*. *Phytomedicine*, 18(14), 1255–1261. <https://doi.org/10.1016/j.phymed.2011.06.018>
- Ho, Y. S. (2006). Review of second-order models for adsorption systems. *Journal of Hazardous Materials*, 136(3), 681–689. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.12.043>

- Hojjati-Najafabadi, A., Mansoorianfar, M., Liang, T., Shahin, K., & Karimi-Maleh, H. (2022). A review on magnetic sensors for monitoring of hazardous pollutants in water resources. *Science of the Total Environment*, 824. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153844>
- Hussain, F., Hadi, F., & Akbar, F. (2019). Magnesium oxide nanoparticles and thidiazuron enhance lead phytoaccumulation and antioxidative response in *Raphanus sativus* L. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(29), 30333–30347. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06206-7>
- Irías-Mata, A., Jiménez, V. M., Steingass, C. B., Schweiggert, R. M., Carle, R., & Esquivel, P. (2018). Carotenoids and xanthophyll esters of yellow and red nance fruits (*Byrsonima crassifolia* (L.) Kunth) from Costa Rica. *Food Research International*, 111, 708–714. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2018.05.063>
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Raknuzzaman, M., Habibullah -Al- Mamun, M., & Islam, M. K. (2015). Heavy metal pollution in surface water and sediment: A preliminary assessment of an urban river in a developing country. *Ecological Indicators*, 48, 282–291. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.016>
- Jawad, A. H., Razuan, R., Appaturi, J. N., & Wilson, L. D. (2019). Adsorption and mechanism study for methylene blue dye removal with carbonized watermelon (*Citrullus lanatus*) rind prepared via one-step liquid phase H₂SO₄ activation. *Surfaces and Interfaces*, 16, 76–84. <https://doi.org/10.1016/j.surfin.2019.04.012>
- Jiahao Mo, Qi Yang, Na Zhang, Wenxiang Zhang, Yi Zheng, Zhien Zhang, (2018) A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment, *Journal of Environmental Management*, Volume 227 ,Pages 395-405,ISSN 0301-4797, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.069>.
- Kaushal, A. (2017). Adsorption Phenomenon and its Application in Removal of Lead from Waste Water: A Review. *International Journal of Hydrology*, 1(2). <https://doi.org/10.15406/ijh.2017.01.00008>
- Kordbacheh, F., & Golnaz Heidari, & (n.d.). Materials Chemistry Horizons REVIEW Water Pollutants and Approaches for their Removal. *Mater. Chem. Horizons*, 2023(2), 139–153. <https://doi.org/10.22128/MCH.2023.684.1039>
- Kumari, P., Sharma, P., Srivastava, S., & Srivastava, M. M. (2006). Biosorption studies on shelled *Moringa oleifera* Lamarck seed powder: Removal and recovery of arsenic from aqueous system. *International Journal of Mineral Processing*, 78(3), 131–139. doi:10.1016/j.minpro.2005.10.001
- Largitte, L., & Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their

- application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design*, 109, 495–504.
<https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.02.006>
- Liu, J., Yang, H., Gosling, S. N., Kummu, M., Flörke, M., Pfister, S., Hanasaki, N., Wada, Y., Zhang, X., Zheng, C., Alcamo, J., & Oki, T. (2017). Water scarcity assessments in the past, present, and future. In *Earth's Future* (Vol. 5, Issue 6, pp. 545–559). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1002/2016EF000518>
- Liu, Q. S., Zheng, T., Wang, P., Jiang, J. P., & Li, N. (2010). Adsorption isotherm, kinetic and mechanism studies of some substituted phenols on activated carbon fibers. *Chemical Engineering Journal*, 157(2–3), 348–356.
<https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.11.013>
- Liu, T., Lawluyv, Y., Shi, Y., Ighalo, J. O., He, Y., Zhang, Y., & Yap, P. S. (2022). Adsorption of cadmium and lead from aqueous solution using modified biochar: A review. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 10, Issue 1). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.106502>
- Macías-Quiroga, I. F., Giraldo-Gómez, G. I., & Sanabria-González, N. R. (2018). Characterization of Colombian Clay and Its Potential Use as Adsorbent. *Scientific World Journal*, 2018. <https://doi.org/10.1155/2018/5969178>
- Martínez-Vázquez, H. B. K. M., González-Esquinca, A. R., Cazares Luna, L., Moreno Gutiérrez, M. N., & García-Argáez, A. N. (1999). Antimicrobial activity of *Byrsonima crassifolia*. In *Journal of Ethnopharmacology* (Vol. 66).
- Medina-Torres, R., Salazar-García, S., & Roberto Gómez-Aguilar, J. (2004). Fruit Quality Indices in Eight Nance [*Byrsonima crassifolia* (L.) H.B.K.] Selections. In *HORTSCIENCE* (Vol. 39, Issue 5).
- Medina-Pizzali, M., Robles, P., Mendoza, M., & Torres, C. (2018). Ingesta de arsénico: el impacto en la alimentación y la salud humana. *Revista Peruana de medicina experimental y salud pública*, 35, 93-102.
<https://doi.org/10.17843/rpmesp.2018.351.3604>
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Sustainability: Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances*, 2(2).
<https://doi.org/10.1126/sciadv.1500323>
- Mitra, S., Chakraborty, A. J., Tareq, A. M., Emran, T. Bin, Nainu, F., Khusro, A., Idris, A. M., Khandaker, M. U., Osman, H., Alhumaydhi, F. A., & Simal-Gandara, J. (2022). Impact of heavy metals on the environment and human health: Novel therapeutic insights to counter the toxicity. *Journal of King Saud University - Science*, 34(3).
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2022.101865>
- Momina, Shahadat, M., & Isamil, S. (2018). Regeneration performance of clay-based

- adsorbents for the removal of industrial dyes: A review. In *RSC Advances* (Vol. 8, Issue 43, pp. 24571–24587). Royal Society of Chemistry. <https://doi.org/10.1039/c8ra04290j>
- Monroy-Figueroa, J., Mendoza-Castillo, D. I., Bonilla-Petriciolet, A., & Pérez-Cruz, M. A. (2015). Chemical modification of *Byrsonima crassifolia* with citric acid for the competitive sorption of heavy metals from water. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(9), 2867–2880. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0685-x>
- Moyo, M., Pakade, V. E., & Modise, S. J. (2017). Biosorption of lead(II) by chemically modified *Mangifera indica* seed shells: Adsorbent preparation, characterization and performance assessment. *Process Safety and Environmental Protection*, 111, 40–51. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.06.007>
- Nava-Ruíz, C., & Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3).
- Neris, J. B., Luzardo, F. H. M., da Silva, E. G. P., & Velasco, F. G. (2019). Evaluation of adsorption processes of metal ions in multi-element aqueous systems by lignocellulosic adsorbents applying different isotherms: A critical review. In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 357, pp. 404–420). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.09.125>
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua.
- Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación.
- Nouacer, S., Hazourli, S., Djellabi, R., Khelaifia, F. Z., Hachani, R., & Ziat, M. (2016). Using a New Lignocellulosic Material Based on Palm Stems for Hexavalent Chromium Adsorption in Aqueous Solution. *Int. J. Environ. Res*, 10(1), 41–50.
- Okoye, A. I., Ejikeme, P. M., & Onukwuli, O. D. (2010). Lead removal from wastewater using fluted pumpkin seed shell activated carbon: Adsorption modeling and kinetics. *Int. J. Environ. Sci. Tech*, 7(4), 793–800
- Okolo, B. I., Oke, E. O., Agu, C. M., Adeyi, O., Nwoso-Obieogu, K., & Akatobi, K. N. (2020). Adsorption of lead(II) from aqueous solution using *Africa elemi* seed, mucuna shell and oyster shell as adsorbents and optimization using Box–Behnken design. *Applied Water Science*, 10(8). doi:10.1007/s13201-020-01242-y
- Osuna-Martínez, C. C., Armienta, M. A., Bergés-Tiznado, M. E., & Páez-Osuna, F. (2021). Arsenic in waters, soils, sediments, and biota from Mexico: An environmental review. *Science of The Total Environment*, 752, 142062.

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142062>

Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18.

PARRA-REYES, JAIME-ANDRÉS; PÉREZ, EDIER-HUMBERTO. Estimación de materiales lignocelulósicos residuales como adsorbentes de cromo y plomo. *Revista Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial*, v. 21, n. 1, 2023, p.18-27. Doi: <https://doi.org/10.18684/rbsaa.v21.n1.2023.1610>

Pérez-Botella, E., Valencia, S., & Rey, F. (2022). Zeolites in Adsorption Processes: State of the Art and Future Prospects. In *Chemical Reviews* (Vol. 122, Issue 24, pp. 17647–17695). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.2c00140>

Piccin, J. S., Cadaval, T. R. S., Jr, de Pinto, L. A. A., & Dotto, G. L. (2017). Adsorption isotherms in liquid phase: Experimental, modeling, and interpretations. En *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification* (pp. 19–51). Cham: Springer International Publishing.

Qiu, H., Lv, L., Pan, B. C., Zhang, Q. J., Zhang, W. M., & Zhang, Q. X. (2009). Critical review in adsorption kinetic models. In *Journal of Zhejiang University: Science A* (Vol. 10, Issue 5, pp. 716–724). <https://doi.org/10.1631/jzus.A0820524>

Rastrelli, L., Tommasi, N. DE, Berger, I., Caceres, A., Saravia, A., & Simone, F. DE. (1997). ~ Pergamon GLYCOLIPIDS FROM B YRSONIMA CRASSIFOLIA. In *Phytochemistry* (Vol. 45, Issue 4).

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & González, E. E. (2016). *Heavy metals contamination: implications for health and food safety*. 16, 66–77.

Robles-Melchor, L., Cornejo-Mazón, M., Hernández-Martínez, D. M., Gutiérrez-López, G. F., García-Pinilla, S., López-Villegas, E. O., & Téllez-Medina, D. I. (2021). Removal of Methylene Blue from Aqueous Solutions by Using Nance (*Byrsonima crassifolia*) Seeds and Peels as Natural Biosorbents. *Journal of Chemistry*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/5556940>

Saadi, R., Saadi, Z., Fazaeli, R., & Fard, N. E. (2015). Monolayer and multilayer adsorption isotherm models for sorption from aqueous media. In *Korean Journal of Chemical Engineering* (Vol. 32, Issue 5, pp. 787–799). Springer New York LLC. <https://doi.org/10.1007/s11814-015-0053-7>

Saleh, T. A., Mustaqeem, M., & Khaled, M. (2022). Water treatment technologies in removing heavy metal ions from wastewater: A review. In *Environmental Nanotechnology, Monitoring and Management* (Vol. 17). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.enmm.2021.100617>

- Sanchez-Silva, J. M., Collins-Martínez, V. H., Padilla-Ortega, E., Aguilar-Aguilar, A., Labrada-Delgado, G. J., Gonzalez-Ortega, O., Palestino-Escobedo, G., & Ocampo-Pérez, R. (2022). Characterization and transformation of nanche stone (*Byrsonima crassifolia*) in an activated hydrochar with high adsorption capacity towards metformin in aqueous solution. *Chemical Engineering Research and Design*, 183, 580–594. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2022.05.054>
- Sen Gupta, S., & Bhattacharyya, K. G. (2011). Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials: A review. In *Advances in Colloid and Interface Science* (Vol. 162, Issues 1–2, pp. 39–58). <https://doi.org/10.1016/j.cis.2010.12.004>
- Shrestha, R., Ban, S., Devkota, S., Sharma, S., Joshi, R., Tiwari, A. P., Kim, H. Y., & Joshi, M. K. (2021). Technological trends in heavy metals removal from industrial wastewater: A review. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 9, Issue 4). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105688>
- Simonin, J. P. (2016). On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. *Chemical Engineering Journal*, 300, 254–263. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.04.079>
- Singh, J., Yadav, P., Pal, A. K., & Mishra, V. (2020). Water pollutants: Origin and status. En *Sensors in Water Pollutants Monitoring: Role of Material* (pp. 5–20). Singapore: Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-15-0671-0_2
- Tanyildizi, M. Ş. (2011). Modeling of adsorption isotherms and kinetics of reactive dye from aqueous solution by peanut hull. *Chemical Engineering Journal*, 168(3), 1234–1240. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.02.021>
- Timothy, N., & Tagui Williams, E. (2019). Environmental Pollution by Heavy Metal: An Overview. *International Journal of Environmental Chemistry*, 3(2), 72. <https://doi.org/10.11648/j.ijec.20190302.14>
- Trujillo-del Bosque, A., Dopico-Ramírez, D., León-Fernández, V., & Díaz-López, C. (2021). Remoción de PB (II) usando meollo del bagazo de la caña de azúcar como biosorbente. *Revista Cubana de Química*, 33(3), 250-273.
- UNESCO. (2019), Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los Recursos Hídricos. Francia. 198. ISBN 978-92-3-300108-4
- Unuabonah, E. I., & Taubert, A. (2014). Clay-polymer nanocomposites (CPNs): Adsorbents of the future for water treatment. In *Applied Clay Science* (Vol. 99, pp. 83–92). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2014.06.016>
- Valdivia Infantas, M. M. (2005). Intoxicación por plomo.

- Vargas, A. M. M., Cazetta, A. L., Kunita, M. H., Silva, T. L., & Almeida, V. C. (2011). Adsorption of methylene blue on activated carbon produced from flamboyant pods (*Delonix regia*): Study of adsorption isotherms and kinetic models. *Chemical Engineering Journal*, 168(2), 722–730. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.01.067>
- Vargas-Nieto, C., Carriazo, J. G., & Castillo, E. (2011). *En español A study of low A study of low A study of low--cost adsorbent ma-cost adsorbent ma-cost adsorbent ma-cost adsorbent ma-terials for removing Cr(VI) from terials for removing Cr(VI) from terials for removing Cr(VI) from aqueous waste effluent aqueous waste effluent aqueous waste effluent aqueous waste effluent* (Vol. 31, Issue 1).
- Wang, H., Xiao, K., Yang, J., Yu, Z., Yu, W., Xu, Q., Wu, Q., Liang, S., Hu, J., Hou, H., & Liu, B. (2020). Phosphorus recovery from the liquid phase of anaerobic digestate using biochar derived from iron-rich sludge: A potential phosphorus fertilizer. *Water Research*, 174. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115629>
- Xu, L., Mondal, D., & Polya, D. A. (2020). Positive association of cardiovascular disease (CVD) with chronic exposure to drinking water arsenic (As) at concentrations below the WHO provisional guideline value: a systematic review and meta-analysis. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(7), 2536. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072536>
- Yadav, M. K., Saidulu, D., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Mukherjee, A. (2021). Status and management of arsenic pollution in groundwater: A comprehensive appraisal of recent global scenario, human health impacts, sustainable field-scale treatment technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(3), 105203. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105203>
- Zamani, A. A., Shokri, R., Yafthian, M. R., & Parizanganeh, A. H. (2013). Adsorption of lead, zinc and cadmium ions from contaminated water onto *Peganum harmala* seeds as biosorbent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10(1), 93–102. <https://doi.org/10.1007/s13762-012-0107-x>