

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS



**“EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE MERCURIO MEDIANTE
CARBÓN ACTIVADO PREPARADO A PARTIR DEL ENDOCARPIO
DE DURAZNO (*Prunus persica*)”**

Presentado por:

KEVIN RAFAEL TORVISCO CERVERA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERO AMBIENTAL

Lima - Perú

2023

**La UNALM es titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24 – Reglamento de Propiedad Intelectual)**

"EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE MERCURIO MEDIANTE CARBÓN ACTIVADO PREPARADO A PARTIR DEL ENDOCARPIO DE DURAZNO (*Prunus persica*)"

INFORME DE ORIGINALIDAD

9%

INDICE DE SIMILITUD

9%

FUENTES DE INTERNET

3%

PUBLICACIONES

3%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	www.raco.cat Fuente de Internet	1%
2	revistas.utp.edu.co Fuente de Internet	1%
3	eprints.ucm.es Fuente de Internet	<1%
4	tesis.uson.mx Fuente de Internet	<1%
5	dgsa.uaeh.edu.mx:8080 Fuente de Internet	<1%
6	www.tdx.cat Fuente de Internet	<1%
7	revistas.sqperu.org.pe Fuente de Internet	<1%
8	es.slideshare.net Fuente de Internet	<1%

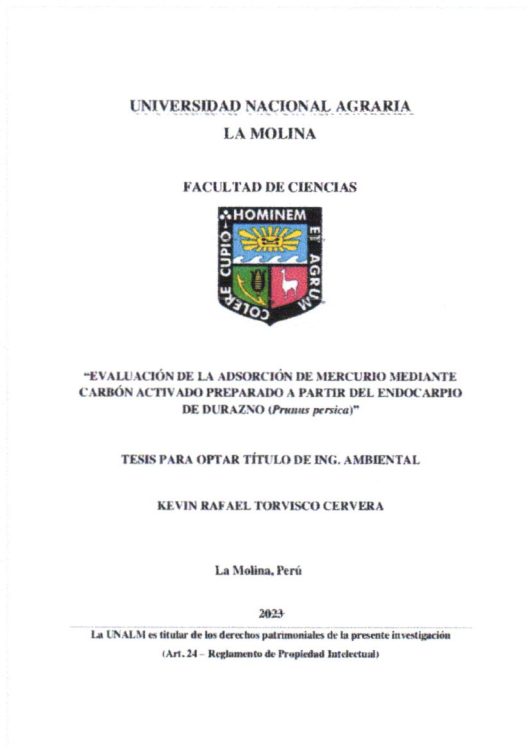


Recibo digital

Este recibo confirma que su trabajo ha sido recibido por **Turnitin**. A continuación podrá ver la información del recibo con respecto a su entrega.

La primera página de tus entregas se muestra abajo.

Autor de la entrega: Diego SUAREZ
Título del ejercicio: "EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE MERCURIO MEDIANTE ...
Título de la entrega: "EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE MERCURIO MEDIANTE ...
Nombre del archivo: TESIS_KEVIN_TORVISCO_-_FINAL.pdf
Tamaño del archivo: 5.27M
Total páginas: 111
Total de palabras: 21,828
Total de caracteres: 110,440
Fecha de entrega: 01-oct.-2023 09:33a. m. (UTC-0500)
Identificador de la entre... 2182014972



**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“EVALUACIÓN DE LA ADSORCIÓN DE MERCURIO MEDIANTE
CARBÓN ACTIVADO PREPARADO A PARTIR DEL ENDOCARPIO
DE DURAZNO (*Prunus persica*)”**

Presentado por:

KEVIN RAFAEL TORVISCO CERVERA

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERO AMBIENTAL

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Dr. Elvito Fabian Villegas Silva
PRESIDENTE

Mg. Sc. Oscar Enrique Tang Cruz
MIEMBRO

Mg. Quím. Mary Flor Césare Coral
MIEMBRO

Mg. Sc. Diego Alonso Suarez Ramos
ASESOR

DEDICATORIA

*A Dios por haber dado la salud a mi familia
y a mí cada día para poder lograr mis
metas.*

*A mis padres por apoyarme en cada
momento a lo largo de mi vida e
impulsarme a lograr mis metas y sacar la
mejor versión de mí.*

*A mi hermana por brindarme su soporte día
a día como mi mejor amiga a lo largo de mi
vida.*

*A mis mascotas (Rocky, Rubi y Olivia) por
sacarme una sonrisa cada vez que llego a
casa.*

AGRADECIMIENTOS

Mi especial agradecimiento para mi asesor de tesis el Mg. Sc. Diego Suarez Ramos, quién me proporciono todas las herramientas, conocimientos y su valioso tiempo para lograr elaborar mi tesis. Así mismo, quiero expresar mi gratitud por todo el apoyo y comprensión que me brindo cuando lo más lo necesitaba.

Al técnico del laboratorio Q-1, Angello Medrano, quién me brindo su apoyo en la parte metodológica y manipulación de los equipos.

A las estudiantes de pregrado, Heidy Torvisco, Valerie Rodriguez, Kusi Saavedra y la señorita Carla Fernández quienes me brindaron su valioso tiempo en favor de adquirir conocimiento que puedan aportar a su formación profesional.

A los miembros del jurado Dr. Elvito Villegas Silva, Dra. Mary Flor Cesare Coral, Mg. Sc. Oscar Tang Cruz, por sus recomendaciones y aportes en el proceso de elaboración de mi tesis.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1 Carbón Activado	5
2.1.1 Activación física	5
2.1.2 Activación química.....	5
2.2 Adsorción.....	5
2.3 Tipos de adsorción	7
2.3.1 Adsorción física o fisisorción	7
2.3.2 Adsorción química o quimiosorción	7
2.4 Cinética de Adsorción.....	9
2.4.1 Modelo pseudo-primer orden	10
2.4.2 Modelo de pseudo-segundo orden.....	10
2.5 Isotermas de Adsorción	10
2.5.1 Isoterma Lineal	11
2.5.2 Isoterma de Langumir.....	12
2.5.3 Isoterma de Freundlich	13
2.5.4 Isoterma de Temkin	14
2.6 Potencial de hidrógeno de la solución	14
2.7 Tipos de carbón activado	15
2.7.1 Carbón en polvo	15
2.7.2 Carbón granular	15
2.7.3 Carbón peletizado	15
2.8 Durazno (prunus pérsica).....	16

2.8.1	Clasificación taxonómica del durazno.....	17
2.9	Adsorbato: Mercurio.....	18
2.9.1	Diagrama de solubilidad de Mercurio.....	18
2.9.2	Aplicaciones.....	19
2.9.3	Toxicidad.....	19
	a. Las especies inorgánicas de mercurio y los efectos en la salud.....	20
	b. Las especies orgánicas de mercurio y los efectos en la salud.....	21
III.	METODOLOGÍA.....	21
3.1	Materia prima precursora.....	21
3.2	Procedencia de la materia prima.....	22
3.3	Lugar de análisis.....	23
3.4	Materiales, equipos y métodos.....	24
3.4.1	Materiales.....	24
3.4.2	Equipos.....	24
3.4.3	Métodos.....	25
	a. Análisis del material precursor.....	25
	b. Procedimiento colorimétrico de detección de mercurio por Ditizona.....	26
	c. Preparación del carbón activado.....	29
3.5	Análisis físico-químico de los carbones activados.....	32
3.5.1	Rendimiento de pirólisis.....	32
3.5.2	Ensayos cinéticos.....	32
3.5.3	Microscopía electrónica de barrido (SEM).....	32
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	33
4.1	Análisis proximal de la materia prima.....	33
4.2	Análisis de los carbones activados.....	34
4.2.1	Rendimiento de pirólisis.....	34
4.2.2	Análisis de la cinética química.....	37

4.2.3	Evaluación de la cinética química	38
a.	Efecto de la temperatura de activación.....	38
b.	Efecto del tiempo de pirólisis	40
c.	Efecto de la razón de impregnación	41
d.	Efecto del pH.....	43
4.2.4	Modelamiento de las curvas cinéticas de adsorción.....	44
a.	Modelamiento de pseudo primer orden	45
b.	Modelamiento de pseudo segundo orden	46
4.3	Forma y clasificación de la isoterma en estudio	47
4.4	Análisis morfológico mediante la microscopía electrónica de barrido.....	49
V.	CONCLUSIONES	54
VI.	RECOMENDACIONES.....	55
VII.	BIBLIOGRAFÍA	56
VIII.	ANEXOS	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Clasificación taxonómica del durazno	17
Tabla 2. Análisis proximal de la materia prima.....	33
Tabla 3. Análisis proximal referenciales	33
Tabla 4. Rendimiento de carbón activado a diferentes temperaturas de pirólisis	35
Tabla 5. Rendimiento de carbón activado a diferentes tiempos de pirólisis	35
Tabla 6. Rendimiento de carbón activado a diferentes razones de impregnación.....	36
Tabla 7. Rendimientos del carbón vegetal y carbón activado	36
Tabla 8. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes temperaturas de activación.....	45
Tabla 9. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes tiempos de pirólisis	45
Tabla 10. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes razones de impregnación.....	45
Tabla 11. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes pH.....	45
Tabla 12. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes temperaturas de activación ..	46
Tabla 13. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes tiempos de pirólisis.....	46
Tabla 14. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes razones de impregnación	46
Tabla 15. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes pH	47

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diferencia entre adsorción y absorción.....	6
Figura 2: Estructura porosa del carbón activado..	6
Figura 3: Adsorción física..	7
Figura 4: Adsorción química..	9
Figura 5: Isotermas de adsorción más comunes para sistema sólido - líquido.....	11
Figura 6: Tipos de carbón activado..	15
Figura 7: Partes del fruto del durazno.	18
Figura 8: Diagrama de solubilidad del Mercurio.....	19
Figura 9: Variedad de durazno Huayco Rojo.	21
Figura 10: Ubicación de la provincia de Huaral.....	22
Figura 11: Mapa de ubicación del mercado mayorista de frutas.....	23
Figura 12: Mapa de ubicación del Laboratorio Q-1..	23
Figura 13. Flujoograma de elaboración de carbones activados.....	31
Figura 14: Solución de Ditizona al 0.001%.....	37
Figura 15: Soluciones de mercurio (II) diluido y teñidos por la ditizona.....	38
Figura 16: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de temperatura de activación de 500°C, 600°C y 700°C a un tiempo de pirólisis de 30', razón de impregnación del agente activante de 1.5 g H ₃ PO ₄ /g y pH 2.	39
Figura 17: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15, 30 y 45 minutos a una temperatura de activación de 700 °C, razón de impregnación de 1.5 g H ₃ PO ₄ /g y pH 2.....	40
Figura 18: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de tiempo de razón de impregnación del agente activante de 0.75 y 1.5 g H ₃ PO ₄ /g a una temperatura de activación de 700 °C, tiempo de pirólisis de 30 minutos y pH 2.....	42
Figura 19: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de pH 2 y 7 a una temperatura de activación de 700 °C, tiempo de pirólisis de 30 minutos y razón de impregnación del agente activante de 1.5 g H ₃ PO ₄ /g.....	43

Figura 20: Isotherma del tratamiento de 700 °C de temperatura de activación, 30 minutos de tiempo de pirólisis, 1.5 g H ₃ PO ₄ /g de razón de impregnación de agente activante y pH de 2.	48
Figura 21: Microfotografías con aumentos de 140x, 280x, 600x, 1200x, 2400x, 5 000x y 10 000x del carbón activado elaborado a partir del endocarpio de durazno de la variedad Huayco Rojo.	50
Figura 22: Microfotografías con aumentos de 140x, 280x, 600x, 1200x, 2400x, 5 000x y 10 000x del carbón vegetal elaborado a partir del endocarpio de durazno de la variedad Huayco Rojo.	52

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Análisis proximal del endocarpio del durazno	68
Anexo 2. Curva de calibración del mercurio (II).....	69
Anexo 3. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de temperatura de activación de 500 °C, 600 °C y 700 °C.	70
Anexo 4. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15, 30 y 45 minutos.	73
Anexo 5. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de razón de impregnación de agente activante de 0.75 g H ₃ PO ₄ /g y 1.5 g H ₃ PO ₄ /g.....	76
Anexo 6. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de pH de 2 y 7.	78
Anexo 7. Gráficas del modelo cinético de pseudo primer orden.....	80
Anexo 8. Gráficas del modelo cinético de pseudo segundo orden.....	83
Anexo 9. Cálculos de los modelos de isothermas de Freundlich, Langumir, y Temkin	87
Anexo 10. Gráficas de las modelos de isothermas de Freundlich, Langumir, y Temkin.....	87
Anexo 11. Galería fotográfica	89

RESUMEN

La matriz utilizada para obtener carbón activado mediante activación química del endocarpio de durazno – variedad Huayco Rojo, tiene por finalidad evaluar la capacidad de adsorción del mercurio (II). Los valores obtenidos del análisis proximal fueron 14.87 % contenido de humedad, 70.98 % de sólidos volátiles, 6.22 % de ceniza y 7.92 % de carbono fijo, el mayor rendimiento observado fue de 41.4 %. Se considero 4 variables en los ensayos de adsorción los cuales fueron tres temperaturas de activación (500, 600 y 700 °C), tres distintos tiempos de pirólisis (15, 30 y 45 minutos), dos razones de impregnación (0.75 y 1.5 g H₃PO₄/g) y dos diferentes pH (2 y 7), así mismo, la detección de mercurio fue por el procedimiento colorimétrico de la Ditizona. La mayor capacidad de adsorción corresponde al tratamiento de 700 °C, 30 minutos de tiempo de pirólisis, 1.5 g H₃PO₄/g de razón de impregnación y pH 2, alcanzando 19.465 mg.g⁻¹ para un tiempo de equilibrio de 150 minutos, observando que el factor más influyente en el proceso de adsorción fue el tiempo de pirólisis y la temperatura de activación. El modelo cinético que presento un mejor ajuste fue el de pseudo segundo orden, con un coeficiente de correlación es cercano a 1 en los tratamientos evaluados. En el análisis de las isotermas de adsorción, el mejor ajuste fue el modelo de la isoterma de tipo lineal. La comparación de las microfotografías del microscopio electrónico entre el carbón activado y carbón vegetal del endocarpio del durazno, se ha observado que la activación produce mayor grado de porosidad.

Palabras claves: durazno, endocarpio, isoterma lineal, mercurio, activación química, carbón activado

ABSTRACT

The purpose of the matrix used to obtain activated carbon by chemical activation of the peach endocarp - Huayco Rojo variety, is to evaluate the adsorption capacity of mercury (II). The values obtained from the proximal analysis were 14.87% moisture content, 70.98% volatile solids, 6.22% ash and 7.92% fixed carbon, the highest yield observed was 41.4%. Four variables were considered in the adsorption tests, which were three activation temperatures (500, 600 and 700 °C), three different pyrolysis times (15, 30 and 45 minutes), two impregnation ratios (0.75 and 1.5 g H₃PO₄/g) and two different pH (2 and 7), likewise, the detection of mercury was by the Ditizone colorimetric procedure. The highest adsorption capacity corresponds to the treatment at 700 °C, 30 minutes of pyrolysis time, 1.5 g H₃PO₄/g of impregnation ratio and pH 2, reaching 19,465 mg.g⁻¹ for an equilibrium time of 150 minutes, observing that the most influential factor in the adsorption process was the pyrolysis time and the activation temperature. The kinetic model that presented a better fit was the pseudo second order, with a correlation coefficient close to 1 in the evaluated treatments. In the analysis of adsorption isotherms, the best fit was the model of the linear type isotherm. The comparison of the microphotographs of the electronic microscope between the activated carbon and the charcoal of the peach endocarp, it has been observed that the activation produces a greater degree of porosity.

Keywords: peach, endocarp, linear isotherm, mercury, chemical activation, activated carbon

I. INTRODUCCIÓN

La contaminación ambiental por metales pesados es un problema que se incrementa por actividades antrópicas. La capacidad de bioacumulación de algunos de estos metales ha despertado la preocupación de la población mundial, ya que su efecto tóxico se va multiplicando a lo largo de la cadena trófica, llegando a representar un riesgo en la salud humana. El mercurio es uno de los metales pesados que mayor preocupación ha causado en el mundo. La razón de ello es que no se puede biodegradar y al ingresar a la cadena trófica su toxicidad se multiplica.

El mercurio es comúnmente utilizado para separar y extraer oro de sedimentos y suelos en numerosos países en vías de desarrollo, caso Perú. Posteriormente, el oro forma una amalgama que puede ser separada por sedimentación. La amalgama es quemada para volatilizar el mercurio y como resultado este último entra en la atmósfera. El vapor de mercurio elemental liberado a la atmósfera es oxidado a Hg^{2+} en presencia de ozono, luz solar y vapor de agua. Finalmente, el mercurio iónico Hg^{2+} es precipitado de la atmósfera por las lluvias y depositado sobre los ecosistemas terrestres y acuáticos donde este puede llegar a convertirse en metilmercurio. La importancia de este compuesto radica en que tiene la capacidad de acumularse en los tejidos de los seres vivos.

Frente a la contaminación emergente de metales pesados es necesario desarrollar nuevas tecnologías que permitan la descontaminación de los ecosistemas afectados. En los últimos años la remoción de compuestos contaminantes por adsorción mediante carbón activado ha tomado mayor énfasis porque representa una tecnología de bajo costo y sustentable en el tiempo. La primera aplicación documentada de carbón activado fue propuesta por Kehl (1973), quién lo utilizó para atenuar los malos olores originados por la cangrena, pero no fue hasta el inicio de la primera Guerra Mundial donde realmente se le tomó el debido interés, ya que en aquella época bélica surgió la necesidad de desarrollar máscaras antigás con filtros de carbón activado que pudieran retener los gases tóxicos (Grisales & Rojas, 2016).

El constante incremento de la población mundial y la creación de nuevas zonas urbanas trajeron consigo un mayor consumo de recursos y el desarrollo del comercio global, esto conllevó al incremento exponencial de la generación de residuos sólidos. Es así que según un estudio del Banco Mundial estimó que para el 2012 las ciudades produjeron cerca de 1300 millones de t/año de residuos sólidos, con una generación per cápita de 1,2 kg/ día. Si se supone un incremento de 4300 millones de residentes urbanos para el año 2025, entonces se predice alcanzar los 2200 millones de t/año y el incremento de la generación per cápita de 1,42 kg/día (Hoornweg & Bhada-Tata, 2012).

En el caso específico de los residuos agroindustriales se evidencia un problema latente, ya que la mayoría de los subproductos y residuos derivados de los procesos no son dispuestos adecuadamente (Vargas & Pérez, 2018). Tal es el caso del endocarpio del durazno que representa un subproducto de las industrias de bebidas saborizadas y agroexportadoras, y que, a la fecha, no tiene una alternativa de reaprovechamiento, puesto que debido a su alto contenido de material lignificado no es posible integrarlo en procesos de compostaje, por lo que este residuo suele ser enterrado produciendo malos olores, posibles focos de proliferación de insectos, etc.

Resulta evidente que los residuos sólidos y en específico la generación de residuos agroindustriales serán uno de los principales problemas de la sociedad en los próximos años, por lo cual, ya existen algunas alternativas para el aprovechamiento de estos. Una de ellas es la obtención de carbón activado a partir de los desechos agrícolas. En el estudio de Vidal et al. (2018), se señala que los residuos agroindustriales pueden sustituir los procesos de síntesis convencionales de carbón activado y las diversas aplicaciones para este. La razón de ello es que el carbón obtenido a partir de estos residuos presenta diversas ventajas en términos de eficiencia y costos si se compara con los materiales a base de carbón de fuentes no renovables (Martin et al., 2003). Además, en los estudios de Giraldo y Moreno-Piraján (2012) y Martínez De Yuso et al. (2014) se señala que la materia prima a utilizar debe tener un alto contenido de carbono y bajos niveles de compuestos inorgánicos. Así mismo, la composición de estos residuos es predominantemente celulosa, hemicelulosa y lignina (Alonso et al., 2012; Saval, 2012). Es así que estos dos requisitos los cumplen los residuos agroindustriales (cáscaras y semillas, madera y bagazo).

De hecho, la economía circular de base biológica es una nueva corriente que está captando la atención de la sociedad, donde los residuos orgánicos, como los residuos agroindustriales, se podrían reciclar para producir productos con valor agregado (Tuck et al., 2012).

El carbón activado es un producto que se caracteriza por ser extremadamente poroso, ya que posee una estructura cristalina similar al grafito con un área de superficie interna, la cual varía de acuerdo a la materia prima y el proceso de activación (Sahu et al., 2010). A pesar de ser un material muy eficiente en la adsorción de compuestos orgánicos y algunos inorgánicos como los molibdatos, cianuros de oro, dicianuro de cobre, cloruro de mercurio, yodo, entre otros; su elevado costo restringe su uso. Por lo que existe una clara necesidad de encontrar alternativas en el proceso de elaboración del carbón activado, para así reducir los costos.

La selección de la materia prima depende de factores como disponibilidad y costo, tecnología disponible y demanda en el mercado del tipo de carbón. En ese sentido, la elección del endocarpio del durazno es una excelente opción para obtener carbón, ya que su disponibilidad, costo y tecnología son factibles. Así mismo, la creciente preocupación por los efectos tóxicos, tanto en el ambiente y la salud de las personas, de las diferentes especies de mercurio responde a la actual demanda del mercado.

La activación del carbón se refiere a la generación de partículas cristalinas altamente porosas. Las ventajas de la activación química respecto a la activación física son la baja temperatura de pirólisis, menor tiempo de activación y mayor rendimiento. Esto último permite obtener materiales con mayor superficie y la inclusión de grupos funcionales en la superficie, así como el mejor desarrollo en los poros (Horikawa et al., 2010; Tay et al., 2009). El proceso de activación tiene cierta influencia en la estructura y propiedades, estas estarán principalmente determinadas por la naturaleza de la materia prima y la cinética de reacción (Lillo-Ródenas et al., 2003; Stavropoulos & Zabaniotou, 2005).

El presente trabajo de investigación tiene como objetivo general obtener carbón activado por el método de activación química con ácido fosfórico a partir del endocarpio del durazno, provenientes de los campos de cultivo de la provincia de Huaral, región Lima; cuyo interés es evaluar su capacidad de adsorción mediante la remoción de mercurio.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1 Carbón Activado

El carbón activado es conocido por su gran área superficial específica, excesiva porosidad, alta estabilidad fisicoquímica y óptima reactividad superficial (Delgado et al., 2012; Sevilla & Mokaya, 2014; Shafeeyan et al., 2010). Tiene amplia utilidad en catálisis, purificación y procesos de separación (Pereira et al., 2014; Giraldo & Moreno-Piraján, 2012; Hu et al., 2008).

Los precursores frecuentemente empleados para la elaboración habitual de carbón activado son la madera, residuos de petróleo, turba, lignito y polímeros; diversidad de componentes que tienen elevados costos y no son renovables (Chen et al., 2011). Donde la comunidad científica promueve la producción de carbón activado a partir de materia prima asequible y renovable, con la finalidad de aprovechar los residuos agrícolas disponibles (cáscara de arroz, paja de maíz, bagazo, lodos, desechos de alimentos y desechos de jardín) (Chen et al., 2011; Yahya et al., 2015).

El carbón activado puede clasificarse de acuerdo al tamaño de sus poros en microporosos, mesoporosos o macroporosos. Es posible presentar una estructura mixta llamada micromesoporosa (Vidal et al., 2018). La IUPAC establece los siguientes diámetros:

- Micro poros: menores a 2 nm
- Meso poros: de 2 hasta 50 nm
- Macro poros: de 50 hasta 100 000 nm

Cabe resaltar que los microporos son de gran importancia en la adsorción de los carbones activados producidos tradicionalmente, siendo necesario buscar alternativas al proceso de activación para facilitar la formación de poros de mayor tamaño. Para aprovechar la retención de compuestos más volátiles que el agua (olores, sabores y solventes).

Los macro poros tienden a atrapar moléculas de gran tamaño, tal es el caso de las sustancias húmicas, ácidos húmicos y fúlvicos (Pereira et al., 2014). El proceso de elaboración de carbón activado se basa en la carbonización de la materia prima para luego ser sometida a la fase de activación, la cual conlleva a incrementar la porosidad y la capacidad de adsorción a través de tratamientos que oxidan los grupos funcionales de la superficie del carbón (Carriazo et al., 2010).

Se identifican dos métodos de activación para obtener carbón activado a partir de biomasa, estos son la activación física, también llamada térmica, y la activación química, también conocida como deshidratación química (Ospina et al., 2014).

2.1.1 Activación física

Este método de activación consta de dos pasos. El primero es la pirólisis y el segundo la reacción del pirolizado con una atmósfera que contenga gases oxidantes como vapor de agua, dióxido de carbono o una mezcla de estos a una temperatura entre 800 y 1000 °C para extraer átomos de carbono (Ospina et al., 2014).

2.1.2 Activación química

Este método de activación solo consta de un paso, debido a que solo se utilizan sustancias químicas como $ZnCl_2$, H_3PO_4 , KOH o K_2CO_3 para modificar el proceso de carbonización y la temperatura a la cual se realiza oscila entre 400 y 900 °C (Ospina et al., 2014).

Es importante destacar que las ventajas de la activación química respecto a la activación física son la baja temperatura de pirólisis, menor tiempo de activación y mayor rendimiento. El método químico produce un mayor grado de porosidad al promover reacciones de deshidratación u oxidación en el precursor celulósico (Ioannidou & Zabaniotou, 2007).

2.2 Adsorción

Se define como la acumulación de una sustancia o un material en la interfase entre una superficie sólida y una solución por efectos de las fuerzas de Van Der Waals (Stumm, 1992). Se considera una de las técnicas más utilizadas para remover contaminantes en aguas residuales debido a su diseño simple, bajo costo operativo, mínimo consumo de reactivos

químicos y fácil operación (Sosa & Zalts, 2012; Tran et al., 2019). En la Figura 1 se puede observar que la diferencia entre el fenómeno de adsorción y absorción consiste en que el segundo se presenta una inserción física de una fase a la otra (Viades, 2014):

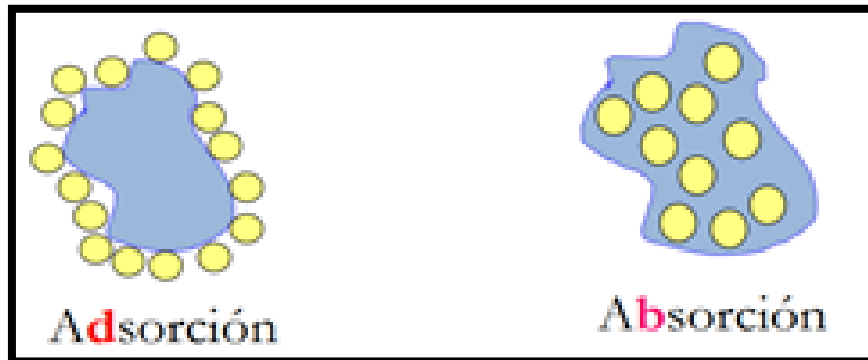


Figura 1: Diferencia entre adsorción y absorción.
FUENTE: Viades, 2014.

El proceso de adsorción se puede dividir en tres etapas.:

La primera: llamada difusión externa, consiste en el acercamiento del adsorbato a la superficie externa del sólido y así se logra vencer la resistencia que se encuentra acumulada en una fina película alrededor del adsorbente.

La segunda etapa: llamada también difusión interna, se origina cuando hay migración del adsorbato, a través de la red porosa del sólido, hacia la superficie interna.

La tercera etapa: se produce cuando el adsorbato se adhiere a la superficie del adsorbente (Obregón, 2012).

En la Figura 2 se puede observar las etapas anteriormente descritas.

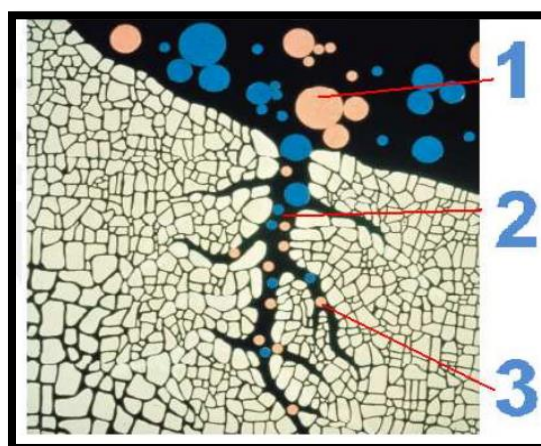


Figura 2: Estructura porosa del carbón activado.
FUENTE: Obregón, 2012.

Frecuentemente se hace uso de las isotermas para describir la adsorción, ya que es posible mostrar la relación entre la concentración del adsorbato y la cantidad adsorbida a temperatura constante (Stumm, 1992; Moreno, 2004).

2.3 Tipos de adsorción

Los tipos de adsorción son:

2.3.1 Adsorción física o fisorción

Se produce cuando el adsorbato y la superficie del adsorbente interactúan sólo por medio de fuerzas de Van der Waals, por lo que no existe intercambio de electrones y como consecuencia el proceso puede ser reversible. Los calores de adsorción son bajos, de alrededor de $\Delta H \sim 20$ kJ/mol (Viades, 2014). En la Figura 3 se representa el proceso de adsorción física y se destaca la formación de múltiples capas. Cabe resaltar que el aumento de la temperatura disminuye considerablemente la adsorción.

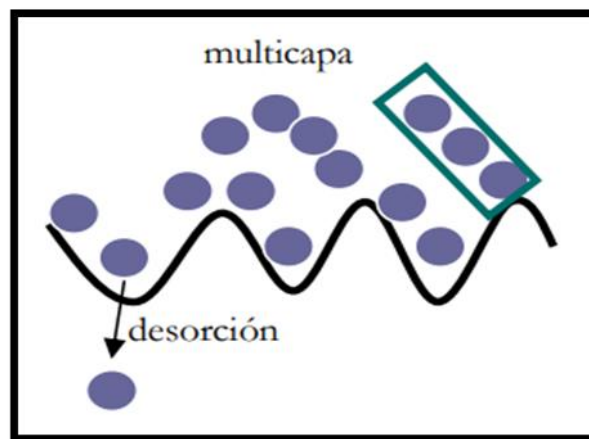


Figura 3: Adsorción física.
FUENTE: Viades, 2014.

2.3.2 Adsorción química o quimisorción

Se da cuando las moléculas del adsorbato reaccionan químicamente con la superficie del adsorbente, lo que conlleva a que exista transferencia de electrones, rompimiento de enlaces y la modificación de las estructuras químicas y como consecuencia de todo ello, este proceso es irreversible. Es importante mencionar que este tipo de adsorción no prospera más allá de la formación de una monocapa en la superficie (Viades, 2014). En la Figura 4 se representa el proceso de la adsorción química y se resalta la formación de una sola capa.

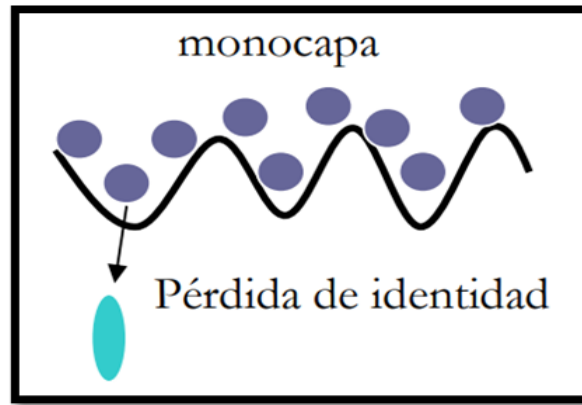


Figura 4: Adsorción química.
FUENTE: Viades, 2014.

2.4 Cinética de Adsorción

La cinética de adsorción es la propiedad más importante a tener en cuenta, la caracterización de la eficiencia del adsorbente, así como la capacidad de sostener grandes flujos de adsorbato, característica relacionada con la tasa de adsorción (Serna-Guerrero & Sayari, 2010).

En la actualidad, los modelos cinéticos permiten evaluar los parámetros cinéticos, ajustando los datos experimentales a un modelo matemático establecido, el cual corresponde al mejor ajuste. (Serna-Guerrero & Sayari, 2010)

Para conocer el modelo que presenta mejor ajuste se aplica la función de error basada en la desviación estándar normalizada (Obregón et al., 2020):

$$\Delta q_e(\%) = \sqrt{\frac{\sum \left[\frac{q_{e(\text{exp})} - q_{e(\text{pro})}}{q_{e(\text{exp})}} \right]^2}{N}} \times 100$$

En donde $q_{e(\text{exp})}$ es el valor experimental, $q_{e(\text{pro})}$ representa el valor del q_e pronosticado y N es el número de mediciones.

Es importante resaltar que el menor valor corresponde al modelo que presenta mayor ajuste de los resultados experimentales (Obregón et al., 2020).

2.4.1 Modelo pseudo-primer orden

El modelo de pseudo-primer orden fue planteado por Lagergen con la finalidad de explicar la adsorción sobre sólidos compuestos disueltos en la fase líquida, además es considerado como el primer modelo en tomar en cuenta la capacidad de adsorción para definir la cinética del proceso (Serna-Guerrero & Sayari, 2010). La siguiente ecuación representa la cinética de pseudo-primer orden (Copat et al., 2011):

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

Donde: q_e representa la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg g^{-1} , k es la constante de adsorción de pseudo-primer orden en min^{-1} , q_t es la capacidad de adsorción en el tiempo y t es el tiempo en minutos.

2.4.2 Modelo de pseudo-segundo orden

El modelo de pseudo-segundo orden fue propuesto por Ho y Mackay (1999), el cual asume que la etapa limitante es el proceso de adsorción y no la transferencia de masa. En ese contexto, el modelo significa que la velocidad de entrada del adsorbato a los sitios de unión del adsorbente es proporcional al cuadrado del número de lugar libres en dicho adsorbente (Serna-Guerrero & Sayari, 2010). La siguiente ecuación representa la cinética de pseudo-segundo orden (Copat et al., 2011):

$$q_t = \frac{q_e K t}{1 + K q_e t}$$

Donde: q_t es la capacidad de adsorción en el tiempo “ t ” en mg g^{-1} , K es la constante de adsorción de pseudo-segundo orden que representa la velocidad inicial de adsorción en $\text{g mg}^{-1} \text{min}^{-1}$ y q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg. g^{-1} .

2.5 Isotermas de Adsorción

Las isotermas de adsorción describen la relación entre la concentración del soluto en la fase sólida y líquida cuando el proceso de adsorción en la interfaz de estas dos fases alcanza el equilibrio a una temperatura determinada (Hu et al., 2020). Esta relación se puede expresar de forma matemática mediante la ecuación de adsorción. Es importante resaltar que si se dispone de la información de equilibrio de adsorción, se podrá dar una comprensión adecuada al proceso de adsorción (Ayawei et al., 2017).

Las isothermas de mayor utilidad principalmente en los materiales de carbón son las cinco que se muestran en la Figura 5. Las isothermas de forma lineal no son frecuentes en la adsorción de carbón, se observan en todas las isothermas en superficies homogéneas. Las isothermas con forma de L (Langumir) se presentan regularmente, pero las que tienen forma de F (Freundlich), características de superficies heterogéneas, son las más comunes; en tanto las isothermas de alta afinidad se identifican por presentar un incremento inicial muy pronunciado, posterior a ello se observa una pseudomeseta (Moreno, 2004).

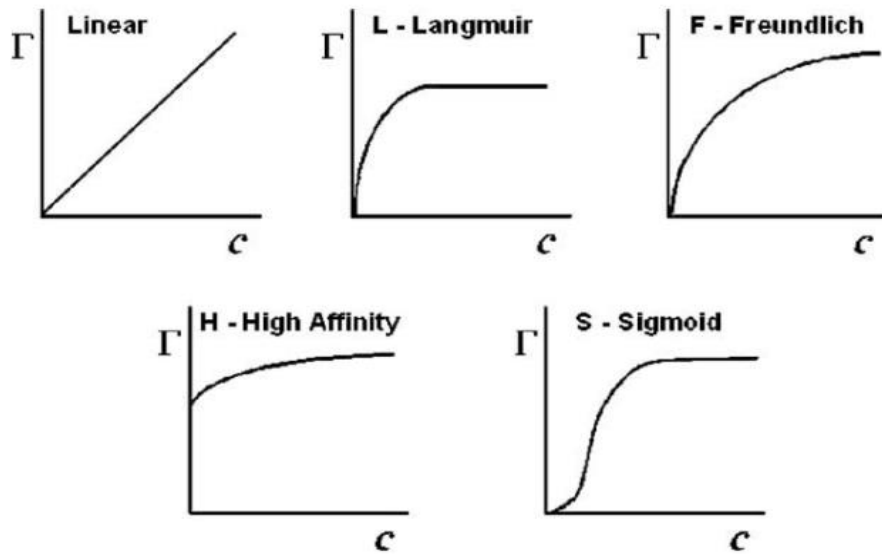


Figura 5: Isothermas de adsorción más comunes para sistema sólido - líquido.
FUENTE: Moreno, 2003.

A lo largo de los años diversos modelos fenomenológicos han sido desarrollados para explicar el proceso de adsorción de moléculas (adsorbato) en fase gaseosa o en fase líquida sobre la superficie de un sólido (adsorbente). Estos modelos pueden ser de uno, dos o tres parámetros.

2.5.1 Isotherma Lineal

De acuerdo con Sparks (1995), en este tipo de isothermas la masa del soluto en la solución acuosa y la masa del soluto adsorbida en la superficie solida se conservan. La presencia de la isoterma de tipo lineal significa que los sitios activos permanecen constantes, esto quiere decir que en tanto el soluto se capture, una mayor cantidad de sitios activos se irán creando; así mismo, la obtención de una isoterma lineal es una señal de que el soluto logre ingresar a espacios inaccesibles para el solvente (Rodríguez et al., 2009).

Las condiciones en el medio poroso para que se presenta la isoterma de tipo lineal son:

- La presencia de moléculas elásticas en el medio poroso como la materia orgánica, minerales amorfos, etc. (Giles et al., 1960).
- Alto grado de atracción entre el sustrato y el solvente (Rodríguez et al., 2009).

2.5.2 Isotherma de Langumir

Este tipo de isoterma explica la cobertura de la superficie que se va a equilibrar cuando las tasas relativas de adsorción y desorción se igualan, a esto se le conoce como equilibrio dinámico (Ayawei et al., 2017). La tasa de adsorción es proporcional a la fracción de la superficie del adsorbente que está descubierta; en cambio, la tasa de desorción es proporcional a la fracción de la superficie del adsorbente que está envuelta (Günay et al., 2007).

La isoterma de Langmuir es aplicable a toda adsorción de un soluto de una solución líquida y una adsorción monocapa sobre una superficie con un número finito de sitios idénticos (Pathania et al., 2017). Este modelo considera energías uniformes de adsorción sobre la superficie y que no es posible la transmigración de adsorbato en el mismo plano de la superficie (Saruchi et al., 2019).

Langmuir evaluó teóricamente la adsorción de gases en superficies sólidas y juzgó la adsorción como un fenómeno químico (Liu & Liu, 2008).

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{K_L q_{max} C_e}$$

Donde: q_e expresa la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg g^{-1} , q_{max} expresa la máxima cantidad de adsorción en mg g^{-1} , K_L es la constante relacionada con el calor de adsorción expresado en L mg^{-1} y C_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg g^{-1} .

La ecuación en cuestión se ha utilizado frecuentemente en los estudios de equilibrio de la biosorción; sin embargo, es importante mencionar que la isoterma de Langumir no brinda información sobre los aspectos del mecanismo de la biosorción (Liu & Liu, 2008).

La ecuación que permite conocer las características esenciales de la isoterma de Langumir mediante el valor de una constante adimensional llamada factor de separación R_L (Ayawei et al., 2015), considera:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_0}$$

Donde: K_L es la constante de Langumir y C_0 es la concentración inicial del adsorbato (mg g^{-1}).

Los valores de R_L se interpretan de la siguiente manera (Ayawei et al., 2017):

$R_L > 1$; La adsorción es desfavorable

$R_L = 1$; La adsorción es lineal

$0 < R_L < 1$; La adsorción es favorable

$R_L = 0$; La adsorción es irreversible

2.5.3 Isoterma de Freundlich

La isoterma de Freundlich tiene la característica de ser exponencial, es por ello que tiene la limitante que solo puede ser aplicada en rangos bajos e intermedios de concentración (Liu & Liu, 2008). Esta isoterma brinda una expresión que nos ayuda a comprender la heterogeneidad de la superficie y la distribución exponencial de los sitios activos y sus energías (Ayawei, Ekubo, et al., 2015).

La isoterma de Freundlich para sistemas heterogéneos de energía superficial viene representada por la siguiente ecuación (Gilani et al., 2008; Tunç et al., 2009):

$$\log q_e = \log K_F + \frac{1}{n} \log C_e$$

Donde: q_e expresa la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg/g, K_F es la constante relacionada con la capacidad de adsorción, $\frac{1}{n}$ es una cantidad adimensional que representa la intensidad de adsorción y C_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio en mg/g (Pathania et al., 2017). Así mismo, el valor del término $\frac{1}{n}$ da una referencia del propicio sistema adsorbente/adsorbato (Salleh et al., 2011).

2.5.4 Isoterma de Temkin

Este modelo considera los efectos de las interacciones indirectas del adsorbato en el proceso de adsorción. Así mismo, se toma en cuenta que el calor de adsorción de las moléculas en la capa disminuye de manera lineal, como consecuencia del aumento de la cobertura de la superficie (Ringot et al., 2007).

Cabe resaltar que la isoterma de Temkin es únicamente válida para un rango intermedio de concentración de iones (Ayawei et al., 2017). La ecuación linealizada de la isoterma es la siguiente (Vijayaraghavan et al., 2006):

$$q_e = \frac{RT}{b} (\ln A_T) + \frac{RT}{b} (\ln C_e)$$

Donde: q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio expresado en mg g⁻¹, C_e representa la concentración del soluto en la solución en el equilibrio expresado en mg L⁻¹, $\frac{RT}{b}$ muestra lo relacionado al calor de adsorción y A_T es la constante de la isoterma de Temkin que hace referencia al equilibrio de enlace y se expresa en L mg⁻¹.

2.6 Potencial de hidrógeno de la solución

El pH afecta el medio que influye sobre el tipo de carga superficial que tienen los adsorbentes, así como la especiación de los contaminantes a remover (Gallo et al., 2017). En el carbón activado, la adsorción de iones es producida por las interacciones entre los iones en solución y los grupos funcionales que se encuentran en la superficie, lo que depende directamente del pH de la solución (Rodríguez et al., 2010).

2.7 Tipos de carbón activado

Según la granulometría del carbón, es posible clasificar el carbón activado en tres tipos: polvo, granular y peletizado.

2.7.1 Carbón en polvo

Es el carbón cuyas partículas logran atravesar la malla 80, este rango de tamaño es similar al del talco. Diversos autores señalan que el 90% de estas partículas deben ser inferiores a 0.18 mm para que sea considerada como tipo polvo (Lazo, 2015; Vásquez, 2018). La principal característica de este tipo de carbón es la elevada área superficial que presentan, además de estructuras óptimamente distribuidas.

2.7.2 Carbón granular

Las partículas de este tipo de carbón se encuentran en el rango de 1 mm a 5 mm y al igual que el tipo en polvo, presentan una gran área superficial (Lazo, 2015; Vásquez, 2018).

2.7.3 Carbón peletizado

Este tipo de carbón es resultado de la pulverización y posterior peletización bajo presión o con adición de agentes ligantes como brea, alquitranes, glucosa, entre otros. Además, presenta forma cilíndrica con diámetros similares, no obstante, con diversas longitudes (Vásquez, 2018).

En la figura 6 se presentan los diferentes tipos de carbón activado:

- a. Carbón en polvo
- b. Carbón granular
- c. Carbón peletizado

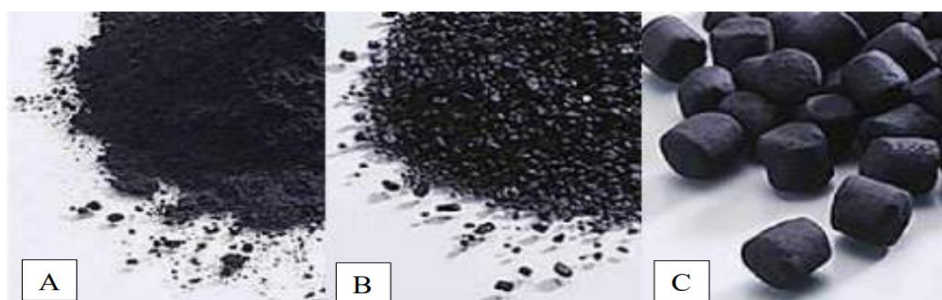


Figura 6: Tipos de carbón activado.

FUENTE: Calgon-Mitsubishi, 2004, citado por Gonzales y Teruya, 2004, p. 27.

2.8 Durazno (*prunus pérsica*)

El durazno, también llamado melocotonero es de los frutales más populares que se cultivan en las zonas templadas, además es oriundo de China y pertenece al género *Prunus* de la familia Rosaceae (Africano-Pérez et al., 2016). En tanto al porte, se sabe que es un árbol pequeño caducifolio que puede alcanzar los 6 metros de altura, pero en algunos casos no supera la talla arbustiva, sus hojas son lanceoladas (Nava, 2005).

El durazno posee un agradable sabor, además de propiedades sensoriales y medicinales (Brandi et al., 2011). En el estudio de Herrera et al. (2006) se señala que el consumo de este fruto proporciona vitamina A, B1, B2, C, fósforo, calcio, entre otros elementos y vitaminas esenciales.

En cuanto a las características del fruto de durazno se sabe que es una drupa con un diámetro que oscila entre 4 a 10 cm, presenta colores rojizos y amarillos y forma ovoide, así mismo puede mostrar exocarpo tomentoso (Cárdenas y Fischer, 2013). Cabe resaltar que el fruto es perecedero, ya que presenta una limitada vida útil en postcosecha debido al alto porcentaje de agua y la elevada actividad metabólica (Herrera et al., 2006)

En la etapa de maduración, el fruto de durazno muestra un cambio de color en el fondo de la epidermis, el cual exhibe un cambio de verde a rojo como consecuencia de la degradación de las clorofilas; en tanto al color de recubrimiento, se observa un cambio de tono de amarillo verdoso a rojo, debido al almacenamiento de antocianinas y carotenoides (Cunha et al., 2007).

Akbudak y Eris (2004), encontraron el responsable de regular los principales cambios durante la maduración, dentro de estos destacan el incremento en la tasa respiratoria, sólidos solubles totales, cambios de color de la epidermis y pulpa, disminución de la acidez total titulable y en la resistencia de la pulpa. El etileno es el causante de precipitar la senescencia, por ello su concentración influye directamente en la calidad del fruto (Ramírez, 2007).

2.8.1 Clasificación taxonómica del durazno

La tabla 1 muestra la clasificación taxonómica del durazno.

Tabla 1: Clasificación taxonómica del durazno

	Semilla del durazno
Reino	<i>Plantae</i>
Sub-reino	<i>Embryobionta</i>
División	<i>Magnoliophyta</i>
Clase	<i>Magnoliopsida</i>
Orden	<i>Rosales</i>
Familia	<i>Rosaceae</i>
Sub Familia	<i>Amygdaloideae</i>
Tribu	<i>Amygdaleae</i>
Genero	<i>Prunus</i>
Especie	<i>Prunus pérsica (L.) Batsch</i>
Nombre común	Durazno, melocotón

FUENTE: Nava, 2005.

El fruto del durazno presenta 3 secciones las cuales son el epicarpio, el mesocarpio y el endocarpio.

- **Epicarpio**

Se define como la capa exterior del fruto.

- **Mesocarpio**

Es el parénquima de la hoja carpelar, es decir la porción comestible y comúnmente se le conoce como la pulpa del fruto. Esta parte contiene grandes cantidades de azúcares y almidones (Cárdenas y Fischer, 2013).

- **Endocarpio**

Es la parte interna del fruto y tiene diferentes formas. Se puede encontrar en forma de pepas en el caso de manzanas y peras, también se puede encontrar en forma de drupas en el caso del durazno o las ciruelas (Cárdenas y Fischer, 2013).

En la figura 7 se muestran las partes del fruto del durazno:

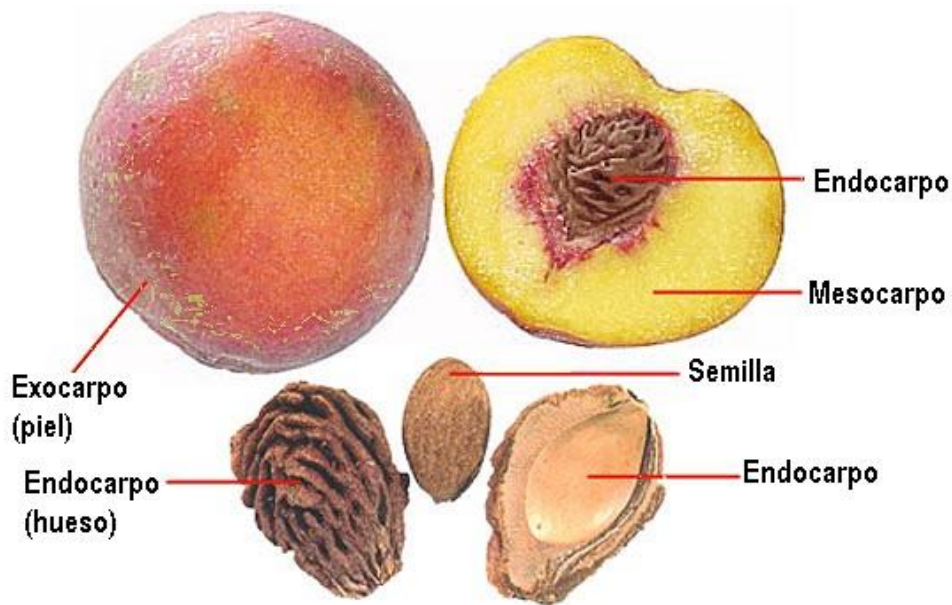


Figura 7: Partes del fruto del durazno.

2.9 Adsorbato: Mercurio

El mercurio es un elemento natural que se encuentra en la corteza terrestre y se emite al ambiente por causas naturales y antropogénicas. Es el único elemento metálico líquido a temperatura ambiente, posee brillo similar al de la plata y presenta una densidad de 13.456 g/mL a 25 °C (Español, 2012). Este elemento tiene la característica de perturbar de forma negativa a la fauna y a los seres humanos. Actualmente, el mercurio se ha convertido en una preocupación global debido a su persistencia y movilización en el medio ambiente (Diez, 2011).

2.9.1 Diagrama de solubilidad de Mercurio

La figura 8 presenta el diagrama de solubilidad de las distintas especies de mercurio en función del cambio del pH de la solución.

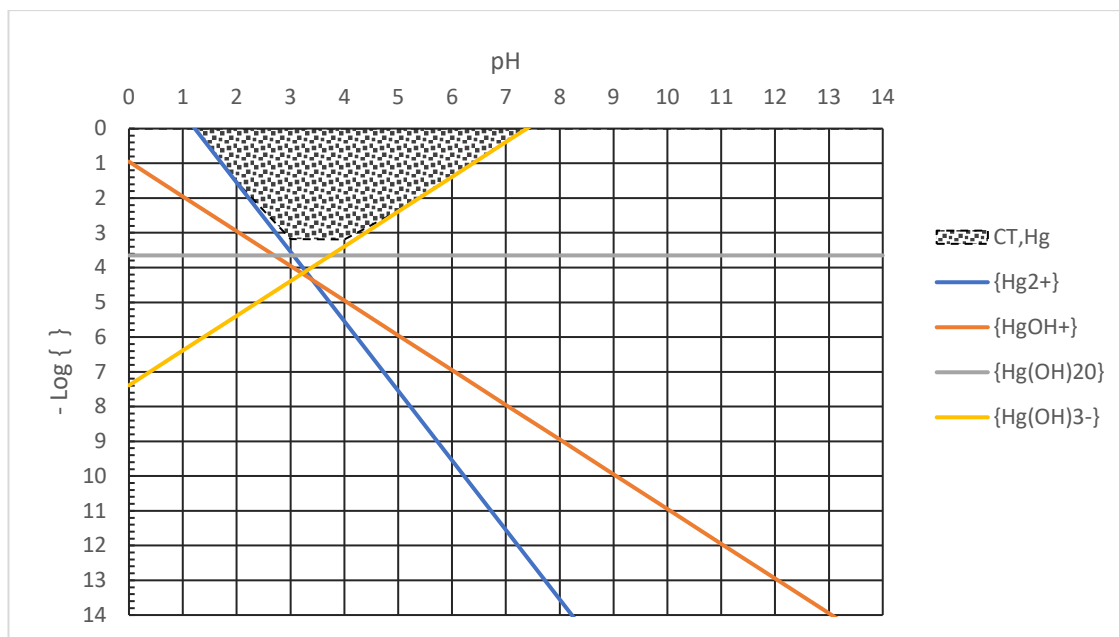


Figura 8: Diagrama de solubilidad del Mercurio.

FUENTE: Elaborado a partir de las constantes de equilibrio de formación de hidroxocomplejos y solubilidad de HgO del autor Snoeyink y Jenkins (1987).

2.9.2 Aplicaciones

El uso más frecuente del mercurio es cuando se utiliza con la finalidad de amalgamar oro. El procedimiento de esta extracción consiste en que el mercurio se une con el oro para producir una amalgama que ayuda a la separación de la roca en la que se encuentra el oro (Español, 2012).

Por otro lado, el mercurio y el cinabrio (sulfuro de mercurio) aún son empleados para la fabricación de pinturas, pilas, baterías, fluorescentes y amalgamas dentales (Diez, 2011).

2.9.3 Toxicidad

El mercurio es considerado una sustancia sumamente dañina para la salud humana y su configuración más tóxica se presenta cuando el mercurio se encuentra en su forma orgánica (metilmercurio). La razón de ello es que este neurotóxico tiende a multiplicar su efecto a través de la cadena trófica (biomagnificación) y acumularse en los tejidos de los seres vivos (bioacumulación) (Diez, 2011). También es posible encontrar mercurio de manera natural en forma de mercurio elemental, y en forma inorgánica como sales de mercurio y óxido de mercurio (Español, 2012).

a. Las especies inorgánicas de mercurio y los efectos en la salud

La forma de exposición a mercurio inorgánico es por inhalación de vapor de mercurio elemental o por intoxicación de mercurio en su forma líquida. Gaioli et al. (2012) y Clifton (2007), identificaron los síntomas para una exposición aguda y una exposición crónica.

Para una exposición aguda de mercurio inorgánico se presentan los siguientes cuadros clínicos:

- Dentro de los efectos respiratorios, se puede producir neumonitis, edema agudo de pulmón, bronquiolitis necrosante, insuficiencia respiratoria e incluso la muerte (Gaioli et al., 2012).
- Los efectos renales se pueden expresar en necrosis tubular e insuficiencia renal, también se puede presentar el síndrome nefrótico (Clifton, 2007 & Gaioli et al., 2012).
- En los efectos de tipo cardiovascular, se puede presentar hipertensión arterial, taquicardia e insuficiencia cardíaca (Gaioli et al., 2012).
- Los síntomas gastrointestinales se expresan de manera que el afectado siente sabor metálico en la boca, además de salivación excesiva, disfagia, náuseas y diarrea (Clifton, 2007).
- Dentro de los efectos dermatológicos se observa una descamación de las palmas de las manos (Gaioli et al., 2012).
- Los efectos neurológicos son los más preocupantes, ya que se generan alteraciones cognitivas, sensoriales, motoras y neuroconductuales (Clifton, 2007 & Gaioli et al., 2012).

Para una exposición crónica de mercurio inorgánico se presentan los siguientes cuadros clínicos:

- Los síntomas más frecuentes ante una exposición crónica son de carácter neurológico, tal como ataques de pánico, labilidad emocional, trastornos de memoria, insomnio, anorexia, disfunción cognitiva y motora (Gaioli et al., 2012).
- Dentro de los efectos reproductivos se asocia a la exposición crónica de mercurio inorgánico con una mayor probabilidad de aborto no deseado y dismenorrea (Gaioli et al., 2012).

b. Las especies orgánicas de mercurio y los efectos en la salud

La principal forma de exposición a la especie orgánica de mercurio (metilmercurio) es a través de la vía oral, esto es mediante la ingesta de alimentos contaminados como el consumo de peces y mamíferos marinos.

Caravati et al. (2008) y Gaioli et al. (2012), identificaron los síntomas para una exposición aguda y crónica.

Para una exposición aguda de metilmercurio se observan los siguientes cuadros clínicos:

- Los efectos neurológicos se manifiestan con parestesias, ataxia, sordera, alteraciones visuales y temblores (Caravati et al., 2008 & Gaioli et al., 2012).
- Para los efectos renales puede presentarse necrosis tubular, incluso llegar a una insuficiencia renal (Caravati et al., 2008 & Gaioli et al., 2012).

Para una exposición crónica de metilmercurio se observan los siguientes cuadros clínicos:

- Los efectos neurológicos están asociados con alteraciones cerebrales y funcionales. También se relaciona al autismo con una alta exposición con metilmercurio (Caravati et al., 2008 & Gaioli et al., 2012).
- Los efectos cardiovasculares que produce una exposición crónica de la especie orgánica de mercurio se relacionan con una mayor probabilidad de enfermedad cardiovascular, además, si la exposición se da en etapa prenatal, se puede producir hipertensión arterial en la niñez (Gaioli et al., 2012).
- El Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer ha calificado a esta especie orgánica de mercurio dentro del grupo 2B, es decir probados cancerígenos en animales y seres vivos (Caravati et al., 2008 & Gaioli et al., 2012).

III. METODOLOGÍA

3.1 Materia prima precursora

La materia prima para elaborar carbón activado puede ser cualquier material con porcentaje elevado de carbono y que sus átomos tengan un arreglo menos ordenado del que se tuviera cuando se convierta en carbón activado (Martínez De Yuso et al., 2014; Giraldo & Moreno-Piraján, 2012).

La materia prima para obtener carbón activado es el endocarpio del durazno, variedad conocida como “Huayco Rojo”. Esta variedad es una de las más comerciales en el mercado, junto con las variedades Huayco Amarillo y Blanquillo. El Huayco Rojo es el durazno más dulce y el más económico que se ofrece en los mercados. En la figura 9 se muestra las presentaciones comerciales de la variedad de durazno Huayco Rojo.



Figura 9: Variedad de durazno Huayco Rojo.

3.2 Procedencia de la materia prima

La procedencia de los duraznos, de variedad Huayco Rojo, son de los campos de cultivo de la provincia de Huaral, departamento de Lima, Perú. La figura 10 muestra la ubicación de la provincia de Huaral.



Figura 10: Ubicación de la provincia de Huaral.

Estos duraznos fueron adquiridos en el mercado de frutas mayorista ubicado en el distrito de San Luis, provincia de Lima, departamento de Lima, Perú. A continuación, se presenta la ubicación del mercado mayorista.

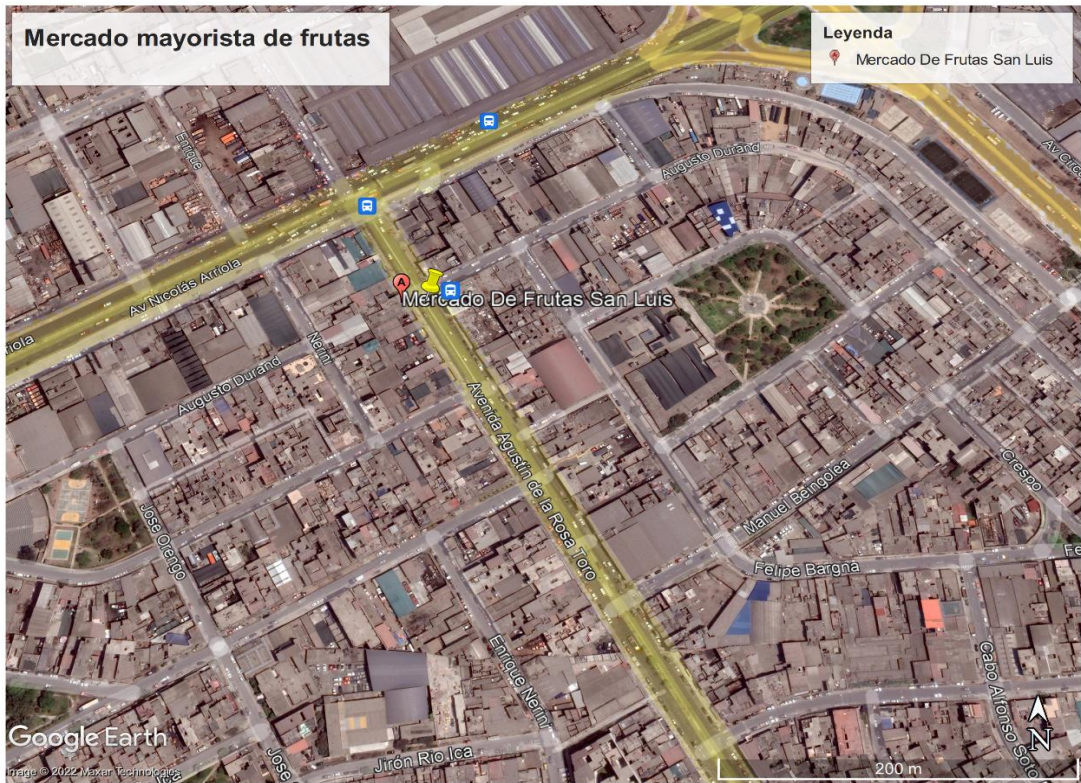


Figura 11: Mapa de ubicación del mercado mayorista de frutas.
FUENTE: Google Earth Pro.

3.3 Lugar de análisis

El presente estudio se realizó en las instalaciones del laboratorio de química Q-1 que pertenece al Departamento de Química de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Agraria La Molina. En la figura 12 se puede observar la ubicación de dicho laboratorio.



Figura 12: Mapa de ubicación del Laboratorio Q-1.
FUENTE: Google Earth Pro.

3.4 Materiales, equipos y métodos

3.4.1 Materiales

- Crisoles con tapa
- Mortero y pilón
- Pinzas
- Cronómetro
- Espátulas
- Materiales de vidrio: baguetas, embudos, pipetas, probetas, vasos precipitados, fiola.
- Matraces Erlenmeyer de 250 mL
- Peras de filtración 100 mL
- Propipeta
- Papel filtro lento
- Termómetro
- Plástico para embalaje stretch film
- Reactivos: Ácido fosfórico, Cloruro de mercurio, Ditizona (1,5-difeniltiocarbazona), cloroformo y ácido acético.
- Agua destilada y ácido nítrico para el lavado de materiales.
- Bolsas ziploc
- Papel toalla
- Alcohol
- Bateas de plástico

3.4.2 Equipos

- Balanza analítica
- Estufa
- Mufla.
- Desecador con silicagel.
- Tamiz ASTM con número (abertura de la malla): 100 (0.15mm).
- Molinos de disco.
- Agitador orbital.
- Espectrofotómetro.
- Microscopio electrónico de barrido.

3.4.3 Métodos

a. Análisis del material precursor

Contenido de humedad

El análisis del contenido de humedad presente en el material precursor se realizó siguiendo los parámetros establecidos en el método ASTM D1762-84 (Re-aprobado 2007) y los ensayos se realizaron por triplicado. La forma en que se procedió fue de la siguiente manera: Primero, se limpió el crisol para luego introducirlo en la mufla a una temperatura constante de 750 °C por un periodo de 10 minutos, a continuación, se introdujeron en el desecador y se dejó enfriar por 1 hora. De este modo se pudo garantizar que el peso de todos los crisoles fue igual. Posteriormente, se adicionó 1 gramo del material precursor a los crisales, previamente fraccionado a un tamaño menor de 10 mm para que ser puestos en la estufa a 105 °C por 2 horas y luego colocadas al desecador por el periodo de 1 hora. Finalmente, los crisoles con las muestras fueron pesados en la balanza analítica.

El porcentaje de humedad se determinó mediante la siguiente formula:

$$\text{Humedad (\%)} = \left[\frac{(A - B)}{A} \right] \times 100$$

Donde: A representa el peso del material precursor inicial en gramos y B el peso del material precursor después de secar a 105 °C en gramos.

Contenido de sólidos volátiles

Este análisis se realizó siguiendo lo establecido en el método ASTM D1762-84 (Re-aprobado 2007) y se hicieron tres repeticiones. En esta prueba se utilizaron los mismos crisoles obtenidos del ensayo anterior. Primero, fue necesario pre-calentar la mufla a 950 °C. La forma en la que se introdujeron las muestras fue de la siguiente manera:

- Con la puerta abierta del horno, se colocaron los crisoles, con sus tapas puestas, al filo del borde exterior de la puerta del horno durante dos minutos.
- A continuación, con la puerta abierta de la mufla, los crisoles fueron ubicados al filo del interior del horno durante tres minutos.
- Los crisoles fueron llevados a la parte del fondo del interior de la mufla con la puerta cerrada, por un periodo de seis minutos.

- Finalmente, fueron enfriados en el desecador por una hora, para alcanzar un peso constante.

El porcentaje de material volátil se calculó mediante la siguiente formula:

$$\text{Material volátil (\%)} = \left[\frac{(B - C)}{B} \right] \times 100$$

Donde: C representa la muestra después de haber sido calcinada a 950 °C expresado en gramos.

Contenido de ceniza

Este análisis se realizó siguiendo lo establecido en el método ASTM D1762-84 (Re-aprobado 2007) y los ensayos se hicieron por triplicado.

En la mufla se colocaron los crisoles y sus tapas a un lado a 750 °C por un periodo de media hora. Cabe resaltar que estos son los mismos de los análisis previos. Posteriormente, estos fueron enfriados en el desecador con su respectiva tapa por una hora y luego se procedió a pesar.

El porcentaje de ceniza se obtuvo mediante la siguiente formula:

$$\text{Ceniza (\%)} = \left[\frac{(D)}{B} \right] \times 100$$

Donde: D hace referencia al peso del residuo resultante en gramos.

Contenido de carbono fijo

El presente análisis tiene como finalidad calcular la cantidad de carbono fijo por medio de la siguiente ecuación:

$$\% \text{Humedad} + \% \text{Material volátil} + \% \text{Cenizas} + \% \text{Carbono fijo} = 100\%$$

b. Procedimiento colorimétrico de detección de mercurio por Ditizona

Este procedimiento se basa en la detección de mercurio por medio de la extracción de iones de mercurio con una solución de Cloroformo (CHCl₃) de Ditizona (1,5-difeniltiocarbazona) en una solución de ácido sulfúrico 1N. Es importante mencionar que al pH de la solución en

cuestión (aproximadamente 0.3), metales como el plomo, cadmio, zinc, níquel, cobalto, hierro y cobre no interfieren en el proceso (Elly, 1973).

En ausencia de mercurio (II) no se logra obtener ningún color significativo en la ditizona, en cambio en presencia de mercurio (II) se observa un color naranja (Elly, 1973). Cabe resaltar que este color se vuelve más intenso a medida que la concentración es mayor. En el estudio de Elly, C. (1973), se pudo determinar que la máxima absorbancia se da a una longitud de onda de 500 nm y una absortividad molar de 5×10^3 L/mol-cm.

Por otro lado, este método es de los más utilizados porque ofrece rapidez, sensibilidad, confiabilidad y es económico frente a otros procedimientos; además, presenta una baja desviación estándar relativa y un ínfimo error relativo (Elly, 1973).

Reactivos a utilizar

- Solución madre de mercurio (II) al 0.1%: se disolvió 1.354 g de cloruro de mercurio (II) en 1000 mL de ácido sulfúrico 1 N. Es importante resaltar que 1 mL de esta solución contiene 1 mg de mercurio (II).
- Solución estándar de mercurio (II): esta solución estándar se preparó pipeteando 5 mL de la solución madre de mercurio a 500 mL de ácido sulfúrico 1 N. Por cada 1 mL de esta solución se obtuvo 10 µg de mercurio.
- Solución de trabajo de mercurio (II): para obtener esta solución de trabajo se diluyó 5 mL de la solución estándar de mercurio (II) con 500 mL de agua destilada sin mercurio. Esta solución tiene la proporción que por cada 1 mL existe 0.1 µg de mercurio.
- Ditizona al 0.1 %: se diluyó 0.5 g de Ditizona en 500 mL de cloroformo de grado reactivo. Luego se refrigeró.
- Ditizona al 0.001%: se diluyó 5mL de la solución de Ditizona al 0.1% preparada anteriormente en 500 mL de cloroformo grado reactivo. Es necesario preparar esta solución diariamente.

- Ácido acético 6 N.
- Cloroformo, grado ACS.
- Ácido nítrico y agua destilada para lavar los materiales de vidrio con la finalidad de eliminar el mercurio.

Instrumentación

- Espectrofotómetro.
- pHmetro.

Procedimiento para determinar la curva de calibración

Para determinar la curva de calibración, primero se preparó la solución madre de mercurio de 1000 mg/L, esto se logró pesando 1.354 g de HgCl_2 y diluyéndolo en una solución de 1 L de H_2SO_4 1N. Luego, se preparó diluciones de 0.01 ppm, 0.1 mg/L, 0.5 mg/L y 1 mg/L. Cada una de estas muestras se vertió en matraces de 250 mL de capacidad y se le agregó 2.8 mL de H_2SO_4 . A continuación, se llevó estas muestras al shaker y se agitó a 200 rpm por 1 minuto. Posteriormente, se trasvasó cada uno de estos volúmenes a peras de decantación, donde luego se añadió 1 mL de cloroformo puro y 8 mL de ácido acético 6N. Se procedió a agitar vigorosamente cada pera de decantación durante 1 minuto y se esperó que las fases se separen en su totalidad, para que luego se recoja la capa de cloroformo y se descarte. Finalmente, se agregó 1 mL de solución de Ditizona al 0.001 % y se volvió a agitar durante 1 minuto. De igual manera, se esperó a que las capas se logren separar y se colocó algodón en las puntas de los embudos para extraer el complejo Ditizona-mercurio a través de este algodón. Este complejo se llevó al espectrofotómetro y se leyó a longitud de onda de 500 nm frente a un blanco reactivo y se halló la ecuación de la curva de calibración.

Interferencias

Según Elly, C. (1973), el cloro libre en dosis superiores a 0,05 mg/L provoca que el color de la Ditizona desaparezca, por lo que este debe eliminarse con sulfito de sodio. Se debe tener en cuenta que la excedencia de sulfito puede producir decoloración. Por tal motivo se debe tener prudencia para agregar las cantidades estequiométricas de sulfito suficientes para reducir el Cloro a ion cloruro (Cl^-) que no causa interferencia (Elly, 1973).

Consideraciones

Elly, C. (1973), menciona en su estudio que la temperatura no es crítica entre 20 y 28° C, sin embargo, es de vital importancia el control del pH para eliminar la interferencia de los metales.

c. Preparación del carbón activado

El material precursor (endocarpio del durazno) se fraccionó en partículas menores a 10 mm. Posteriormente, se secó por un periodo de 24 horas en una estufa a una temperatura constante de 65°C y luego se llevó a enfriarse al desecador. Luego, se dio inicio a la impregnación del agente activante y finalmente la activación por medio de un proceso térmico.

a. Impregnación

Al material precursor se le aplicó el proceso de impregnación química durante un periodo de 2 horas a temperatura ambiente y 3 horas a 75 °C en un agitador magnético. Es importante mencionar que la cantidad de endocarpio destinada a la elaboración de carbón activado fue de 3 kg. El agente activante elegido fue el ácido fosfórico (H_3PO_4) y a dos proporciones: 0,75 y 1.5 $gH_3PO_4 / g_{precursor}$.

Finalmente, se llevó el material precursor, adicionado con el agente activante, a la estufa a 80°C por 12 horas, para que así el ácido fosfórico pueda ser adsorbido por la materia prima y disminuya el porcentaje de agua en la muestra.

b. Activación química

Para realizar la activación química fue necesario que el material, previamente impregnado, sea puesto en la mufla para que se inicie el proceso de pirólisis. Se trabajó bajo 3 condiciones de temperaturas (500 °C, 600 °C y 700 °C) y 3 distintos tiempos de pirólisis (15 min, 30 min y 45 min).

c. Lavado y filtrado

El proceso de lavado se realizó en el extractor soxhlet con agua destilada por un periodo de 4 ciclos. Posteriormente, se instalaron los embudos en el porta-embudos. Finalmente, con la ayuda del papel filtro lento, colocados en los embudos, se recibió el agua de lavado

proveniente del calentamiento del agua destilada y el carbón. Es importante señalar que fue necesario 3 repeticiones de lavado y filtrado por cada tratamiento.

d. Secado

Inmediatamente luego de la etapa de lavado, se llevó el carbón activado a la estufa a 105 °C por 24 horas. Posteriormente, se colocó en el desecador por 1 hora.

e. Molienda y tamizado

El carbón activado se molió con la ayuda de un molino y un mortero. Después se tamizó empleando la malla 100 (U.S.A. Standard Test Sieve – ASTM E 11) que corresponde a tamaños de partículas menores a 0,150 mm. Con todo esto incrementó el área superficial y el resultado fue carbón activado en polvo.

En la figura 13 se detalla el flujograma del proceso de elaboración de los distintos carbones activados:

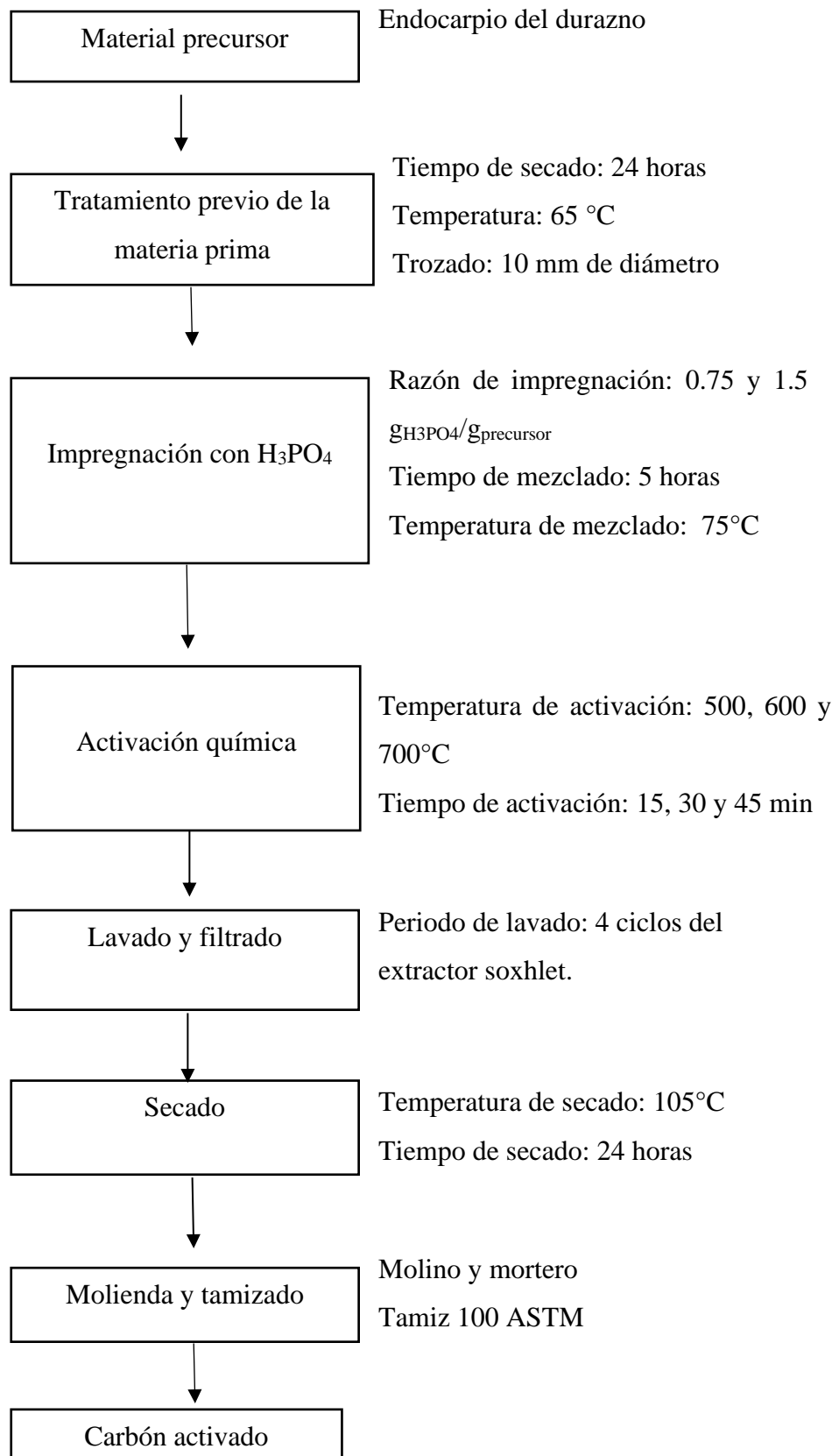


Figura 13. Flujograma de elaboración de carbones activados.

3.5 Análisis físico-químico de los carbones activados

3.5.1 Rendimiento de pirólisis

Este análisis determinó la relación entre el carbón activado preparado y el peso inicial que tuvo el material precursor luego de secarse a 80 °C.

$$\text{Rendimiento \%} = \frac{\text{Peso del carbón activado}}{\text{Peso inicial de la materia seca}} \times 100$$

El resultado de este análisis dio repuesta sobre la calidad del carbón activado preparado.

3.5.2 Ensayos cinéticos

Para analizar la cinética química de los distintos tratamientos de los carbones activados se procedió a preparar 7 matraces de 250 mL de capacidad y se vertió $1.0 \pm 0,0015$ g de carbón activado a cada uno de ellos para que luego se agregara 100 mL de la solución de mercurio a una concentración de 200 mg/L. A continuación, cada matraz fue colocado en el agitador orbital (shaker) y se agitó a una velocidad de 200 rpm. Los tiempos de agitación elegidos fueron de 15', 30', 60', 90', 120', 150' y 180'; con la finalidad de evaluar la variación de la concentración del mercurio remanente en función del tiempo. Estos matraces fueron retirándose cada cierto tiempo, filtrándose para después medir la absorbancia de la solución filtrada en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 500 nm. Determinar la cinética química permitió conocer el tiempo necesario para que se alcance el equilibrio en la adsorción de Hg^{+2} .

3.5.3 Microscopía electrónica de barrido (SEM)

El estudio morfológico se realizó a través de este método. El carbón activado con mayor capacidad de adsorción y el carbón vegetal, es decir sin la adición del agente activante, fueron enviados al Instituto de Biotecnología (IBT) de la Universidad Nacional Agraria La Molina para que puedan ser caracterizados con el microscopio electrónico de barrido (MEB). Este análisis se llevó a cabo con el microscopio electrónico de barrido marca Marca Jeol, modelo jsm 6390.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Análisis proximal de la materia prima

El material precursor utilizado en la presente investigación fue el endocarpio del durazno de la variedad Huayco Rojo. En la tabla 2 se muestra los resultados del análisis del contenido de humedad, contenido de sólidos volátiles y cenizas. Estos valores permitieron calcular el porcentaje de carbono fijo presente en la materia prima. Cabe resaltar que dichos valores se hallaron en base a tres repeticiones. Los resultados detallados del análisis de contenido de humedad, contenido de sólidos volátiles y contenido de cenizas se presentan en el Anexo 1.

Tabla 2. Análisis proximal de la materia prima

	% Contenido de Humedad	% Contenido de Sólidos Volátiles	% Contenido de Ceniza	% Carbono fijo
Endocarpio de durazno	14.87	70.98	6.22	7.92

Para comprobar la calidad del carbón activado, resulta necesario realizar la comparación de los resultados obtenidos con valores referenciales, por ello en la Tabla 3 se muestra los análisis proximales de distintas materias primas.

Tabla 3. Análisis proximal referenciales

	% Contenido de Humedad	% Contenido de Sólidos Volátiles	% Contenido de Ceniza	% Carbono fijo
Endocarpio de palma africana	9.95	86.36	0.367	3.32
Semillas de aguaje	8.4	81.6	2.5	7.5
Semillas de aceituna	12.9	80.9	0.73	5.47

FUENTE: Elaboración propia. Tomado de Barboza y Díaz, 2018, Obregón, 2012.

El porcentaje del contenido de humedad del material precursor seleccionado fue de 14,87 %, lo que representa un valor por encima de las otras materias primas, es por ello que se espera un mayor tiempo de carbonización para evaporar el agua en la muestra y, por ende, un mayor consumo energético. Earl (1975), menciona que el porcentaje de humedad de la materia prima no afecta a las propiedades del carbón.

En cuanto al porcentaje de sólidos volátiles presente en la materia prima, podemos decir que el endocarpio de durazno tiene un valor por debajo de las otras materias primas, lo que a su vez indicaría que hay menor pérdida de masa y por consiguiente se esperaría mayor rendimiento. Earl (1975), menciona que el material volátil está compuesto por hidrógeno, hidrocarburos de alto peso molecular, monóxido y dióxido de carbono y los valores oscilan entre el 10 % y 40 %.

Por el contrario, el contenido de cenizas en la muestra en análisis fue mayor que los referenciales, lo que indica que una menor cantidad de compuestos fueron eliminados durante la determinación de este valor en comparación con las otras materias primas. Según Earl (1975), las cenizas están compuestas por óxido de hierro, calcio, potasio, sodio, fósforo y sílice, y su porcentaje en el carbón es del 0.5 % al 10 %, lo que depende de la naturaleza de la materia prima.

El carbono fijo obtenido en el endocarpio de durazno fue mayor que los reportados para el endocarpio de palma africana, semillas de aguaje y semilla de aceituna, lo que indica una mejor calidad de esta materia prima para elaborar carbón activado.

4.2 Análisis de los carbones activados

4.2.1 Rendimiento de pirólisis

Se seleccionó 150 g de muestra de material precursor seco para cada uno de los tratamientos y procesos descritos en el ítem 3.4.3.1 del apartado de metodología. La muestra fue pirolizada a tres diferentes temperaturas, tres tiempos de pirólisis, dos concentraciones de ácido fosfórico (agente activante) y dos distintas concentraciones de pH.

Se optó por seguir el siguiente procedimiento. Primero en base a un mismo tiempo de pirólisis y concentración de agente activante, se varió la temperatura de pirólisis. Luego de

los ensayos cinéticos se determinó que la temperatura que presentaba mayor adsorción fue el tratamiento de temperatura de activación de 700 °C, por lo que se procedió a variar los tiempos de pirólisis a esta temperatura y a dos razones de impregnación.

En las tablas 4, 5 y 6 se presentan los resultados de los rendimientos de los carbones activados preparados a partir de tres temperaturas de pirólisis (500 °C, 600 °C y 700 °C), 3 distintos tiempos de pirólisis (15', 30' y 45') y 2 razones de impregnación (0,75 g H₃PO₄/g y 1,5 g H₃PO₄/g).

Tabla 4. Rendimiento de carbón activado a diferentes temperaturas de pirólisis

Temperatura de pirólisis (°C)	Tiempo de pirólisis (min)	Concentración de agente activante	pH	Rendimiento (%)
500				41.399
600	30	1.5 g H ₃ PO ₄ /g	2	40.911
700				33.696

Tabla 5. Rendimiento de carbón activado a diferentes tiempos de pirólisis

Temperatura de pirólisis (°C)	Tiempo de pirólisis (min)	Concentración de agente activante	pH	Rendimiento (%)
	15			36.769
700	30	1.5 g H ₃ PO ₄ /g	2	33.696
	45			32.998

Tabla 6. Rendimiento de carbón activado a diferentes razones de impregnación

Temperatura de pirólisis (°C)	Tiempo de pirólisis (min)	Concentración de agente activante	pH	Rendimiento (%)
700	30	0.75 g H ₃ PO ₄ /g	2	26.718
		1.5 g H ₃ PO ₄ /g		33.696

De las tablas 4, 5 y 6 se puede observar que el tratamiento con mayor rendimiento es de la temperatura de pirólisis de 500 °C, esto se debe a que a una menor temperatura, menor será la pérdida de materiales volátiles por consecuencia de la pirólisis (Pauly ,1947). Por otra parte, es notorio el efecto de la temperatura porque para el tratamiento de 700 °C se marca un claro contraste en la caída del rendimiento, respecto a los tratamientos de 500 °C y 600 °C. Contrariamente a este comportamiento, el efecto de la razón de impregnación es directamente proporcional con el rendimiento, es decir a mayor concentración del agente activante, mayor será el rendimiento. Por otro lado, el tiempo de pirólisis no influye significativamente en el rendimiento.

A modo de comparación, en la tabla 7 se presenta los rendimientos del carbón vegetal y del carbón activado a 700°C, tiempo de pirólisis de 30 minutos y pH de 2.

Tabla 7. Rendimientos del carbón vegetal y carbón activado

	Temperatura de pirólisis (°C)	Tiempo de pirólisis (min)	Concentración de agente activante	pH	Rendimiento (%)
Carbón Vegetal	700	30	-	2	26.651
Carbón Activado	700	30	1,5 g H ₃ PO ₄ /g	2	33.696

De la tabla 7 se puede observar una notoria diferencia entre el rendimiento del carbón vegetal y el carbón activado, esto debido a que en el proceso de elaboración de carbón vegetal no se adiciona una masa de agente activante y por ende su composición en términos de masa es menor frente al carbón activado.

4.2.2 Análisis de la cinética química

Para analizar la cinética química de los distintos tratamientos de los carbones activados, primero se procedió a determinar la curva de calibración de mercurio (Hg^{+2}) con la finalidad de conocer la concentración del analito a diferentes concentraciones por medio de la ecuación de calibración. Luego se realizó la evaluación de la cinética química por medio del método colorímetro de la ditizona para cuantificar la cantidad de mercurio residual como consecuencia de la adsorción de los diferentes tratamientos de carbones activados. Finalmente se analizaron los diferentes resultados obtenidos y se halló el tratamiento con mayor adsorción de mercurio (II).

Determinación de la curva de calibración

La determinación de la curva de calibración se realizó por el procedimiento colorimétrico de detección de mercurio por Ditizona. La razón de la elección de este método es debido a que ofrece rapidez, sensibilidad, confiabilidad y es económico frente a otros procedimientos; además de que presenta una baja desviación estándar relativa y un ínfimo error relativo (Elly, 1973). Además, la longitud de onda con la que se realizó las corridas fue de 500 nm, ya que Elly (1973), demostró que a esa longitud de onda se alcanzaba la máxima absorbancia.

La figura 14 muestra la dilución de ditizona al 0.001% utilizada en el presente estudio, la cual se encargó de dar el color naranja cuando existe presencia de mercurio (II).

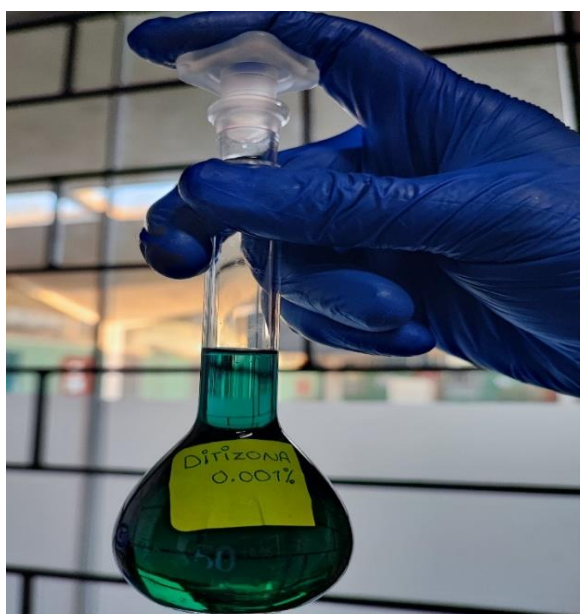


Figura 14: Solución de Ditizona al 0.001%

Para determinar la curva de calibración se prepararon diluciones de 0.01 mg/L, 0.1 mg/L, 0.5 mg/L y 1 mg/L, y se siguió el procedimiento descrito en el numeral 3.4.3.2 del apartado de metodología. La figura 15 presenta la notoria diferencia de la intensidad de la coloración en las distintas concentraciones de mercurio por efecto de la ditizona.



Figura 15: Soluciones de mercurio (II) diluido y teñidos por la ditizona

Por otro lado, la curva de calibración obtuvo un coeficiente de correlación positiva próximo a 1, ya que el coeficiente fue R^2 0.9992, lo que significa que las variables de concentración de mercurio (II) y la absorbancia están asociadas en sentido directo. Los resultados obtenidos referentes al mercurio remanente de la adsorción, se encuentra dentro del rango de la curva de calibración. En el Anexo 2 se presenta el gráfico y los parámetros calculados de la curva de calibración.

4.2.3 Evaluación de la cinética química

En primer lugar, se optó por realizar los ensayos de adsorción con una solución de mercurio (II) de 200 mg/L de concentración, previamente preparada a partir de una solución madre con los pasos descritos en el numeral 3.4.3.2 del apartado de metodología. En segundo lugar, se siguió con la definición del ceteris paribus, que significa analizar el comportamiento de una variable en relación a la cantidad adsorbida manteniendo las otras variables en condición constante. Para terminar, se determinó el tratamiento que presenta la mayor adsorción de mercurio (II).

a. Efecto de la temperatura de activación

Se eligió la variable de temperatura como la variable a analizar y las variables de tiempo de pirólisis, razón de impregnación y pH se mantuvieron constantes, con la finalidad de obtener la temperatura de activación que presenta mayor adsorción del mercurio (II).

La figura 16 representa las curvas cinéticas de adsorción de mercurio de los tratamientos de diferentes temperaturas de activación (500 °C, 600 °C y 700°C) a la misma razón de impregnación (1.5 g H₃PO₄/g), tiempo de pirólisis (30 minutos) y pH de 2.

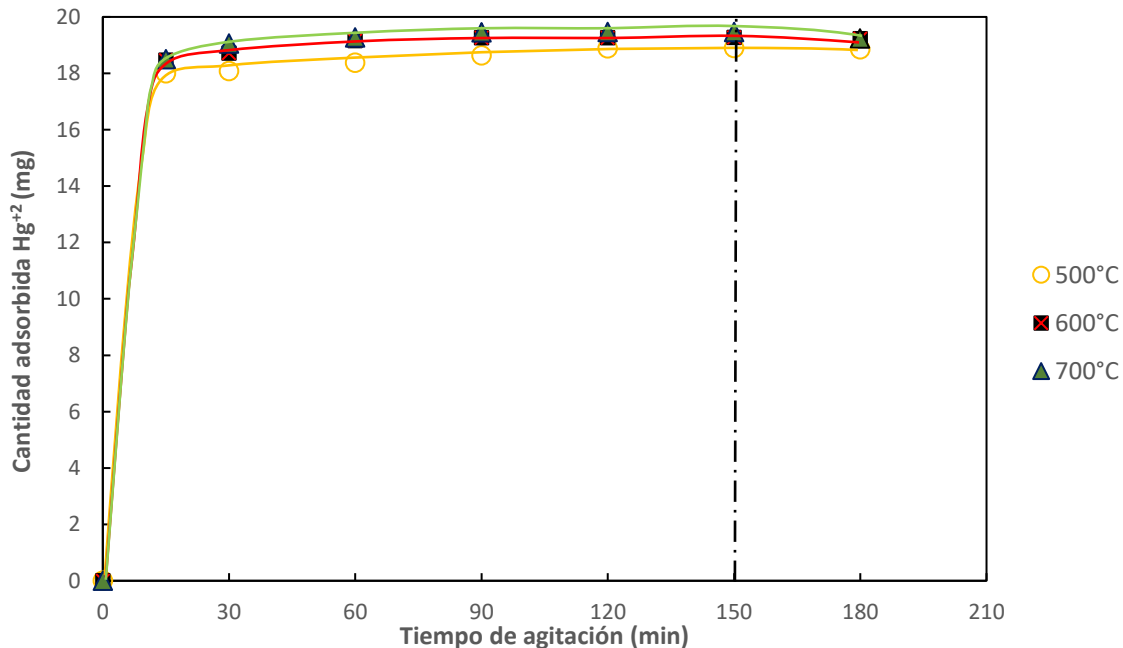


Figura 16: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de temperatura de activación de 500°C, 600°C y 700°C a un tiempo de pirólisis de 30', razón de impregnación del agente activante de 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

En general, se puede apreciar que existe una relación directa entre la cantidad adsorbida y la temperatura de activación, es decir a mayor temperatura de activación mayor será la adsorción. Es así que el tratamiento elaborado con la mayor temperatura (700 °C) presenta la mayor adsorción de mercurio (II). En esa misma línea, se nota que el tratamiento de 500°C tiene una marcada diferencia con el tratamiento de 700 °C, ya que este último tiene una mayor adsorción y en el caso de la comparación entre los tratamientos de 600 °C y 700 °C se aprecia una mínima diferencia en sus curvas cinéticas de adsorción, sin embargo, el tratamiento con mayor temperatura tiene la mayor cantidad adsorbida de mercurio (II). Esto se debe a que el carbón activado requiere de una temperatura elevada para que pueda formar adecuadamente su estructura interna. En términos generales se puede decir que la variable de temperatura de activación es una variable influyente en el proceso de adsorción del mercurio.

Se observa que el tiempo de contacto para llegar al equilibrio fue de 150 minutos. Además, los valores de adsorción en el equilibrio para los tratamientos de temperatura de activación

de 500 °C, 600 °C y 700 °C fueron 18.9 mg.g⁻¹, 19.27 mg.g⁻¹ y 19.465 mg.g⁻¹, respectivamente. Los resultados detallados de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos anteriormente descritos se presentan en el Anexo 3.

b. Efecto del tiempo de pirólisis

En este caso, se optó por elegir la variable de tiempo de pirólisis como la variable a analizar y las variables de temperatura de activación, razón de impregnación y pH se mantuvieron constantes, con la finalidad de obtener el tratamiento de tiempo de pirólisis que presenta la mayor adsorción.

La figura 17 representa las curvas cinéticas de adsorción de mercurio de los tratamientos a diferentes tiempos de pirólisis (15 minutos, 30 minutos y 45 minutos), a la temperatura óptima de activación determinada previamente (700 °C), una misma razón de impregnación (1.5 g H₃PO₄/g) y pH de 2.

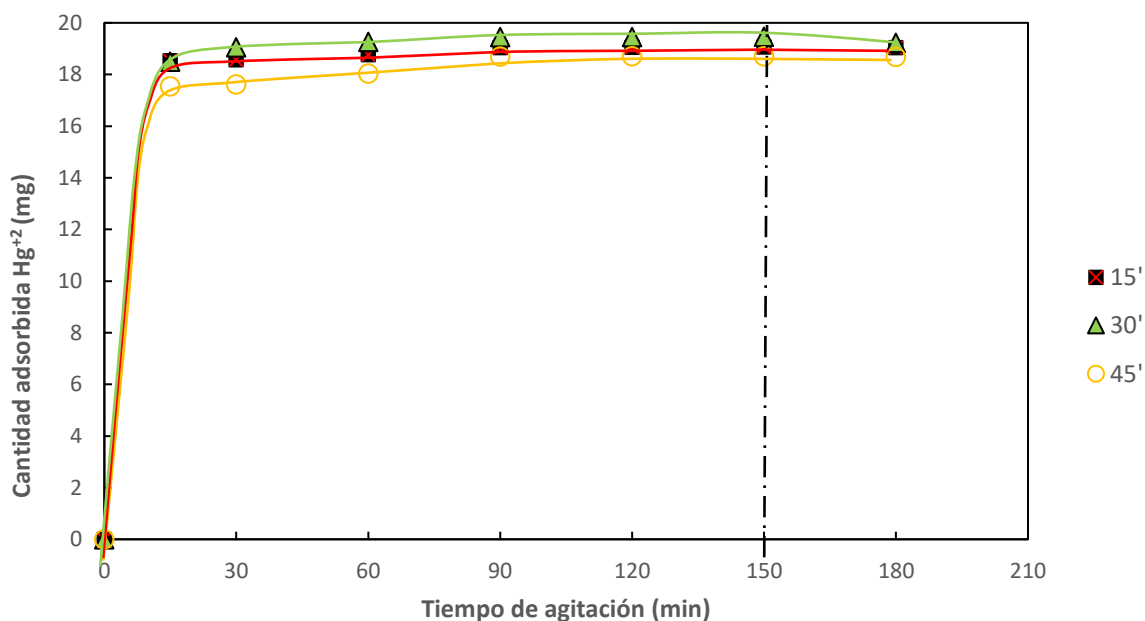


Figura 17: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15, 30 y 45 minutos a una temperatura de activación de 700 °C, razón de impregnación de 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

En conjunto se puede observar que el tratamiento con mayor adsorción fue el de un tiempo de pirólisis de 30 minutos. Por otro lado, se puede apreciar la clara diferencia entre las adsorciones del tratamiento de 30 minutos y el tratamiento de 45 minutos de tiempo de pirólisis. Mientras tanto entre los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15 y 30 minutos no existe una marcada diferencia, sin embargo, el tratamiento de 30 minutos obtuvo una mejor

adsorción de mercurio (II). Esto puede explicarse por la destrucción de la estructura interna del carbón activado cuando se expone a un mayor tiempo y altas temperaturas. En consecuencia, la variable de tiempo de pirólisis es una variable influyente en el proceso de adsorción.

Se determinó que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio fue de 150 minutos. Además, los valores de adsorción en el equilibrio para los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15, 30 y 45 minutos fueron 19.07 mg.g^{-1} , 19.465 mg.g^{-1} y 18.71 mg.g^{-1} , respectivamente. Los resultados detallados de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos anteriormente referidos se presentan en el Anexo 4.

c. Efecto de la razón de impregnación

En este caso, se eligió la variable de la razón de impregnación como la variable a analizar y las variables de temperatura de activación, tiempo de pirólisis y pH se mantuvieron constantes, con la finalidad de obtener el tratamiento de razón de impregnación de agente activante que presenta la mayor cantidad adsorbida.

La figura 18 representa las curvas cinéticas de adsorción de mercurio de los tratamientos a diferentes razones de impregnación ($0.75 \text{ g H}_3\text{PO}_4/\text{g}$ y $1.5 \text{ g H}_3\text{PO}_4/\text{g}$), a la óptima temperatura de activación ($700 \text{ }^\circ\text{C}$) y óptimo tiempo de pirólisis (30 minutos) determinados previamente y pH de 2.

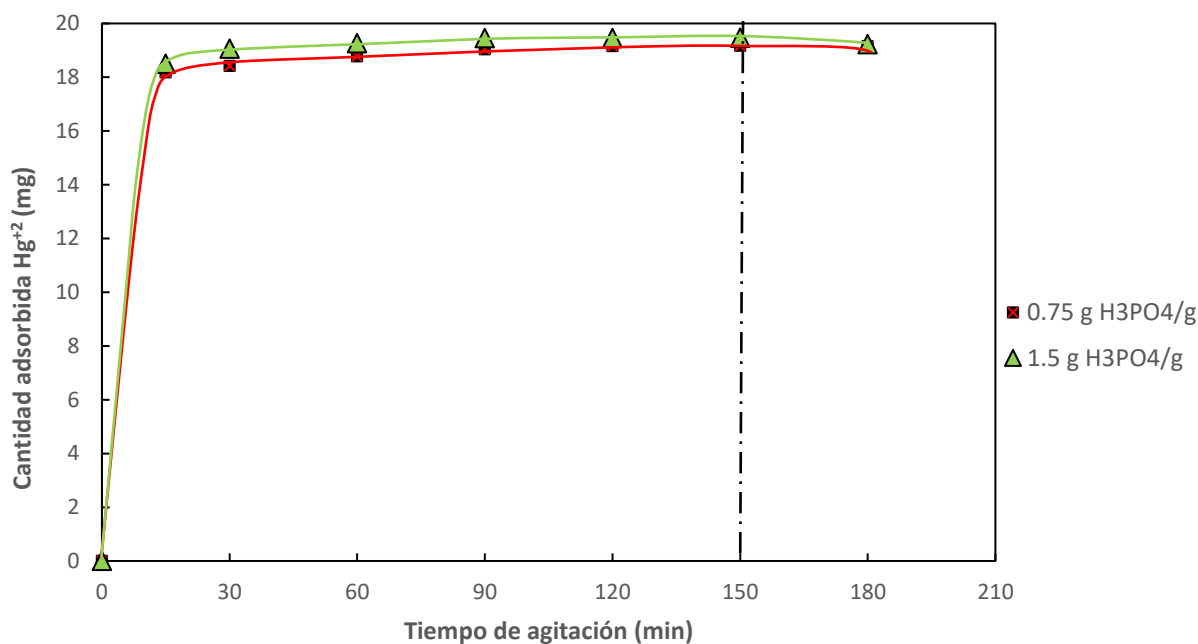


Figura 18: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de tiempo de razón de impregnación del agente activante de 0.75 y 1.5 g H₃PO₄/g a una temperatura de activación de 700 °C, tiempo de pirólisis de 30 minutos y pH 2.

De las curvas cinéticas de adsorción se puede observar que el tratamiento con mayor adsorción fue el de la mayor razón de impregnación (1.5 g H₃PO₄/g), esto sugiere que existe una relación directa entre la cantidad adsorbida y la razón de impregnación del agente activante, es decir a mayor concentración del agente activante mayor será la adsorción. Por otra parte, se puede notar que no existe una notable diferencia entre los tratamientos en cuestión, por lo tanto, se puede inferir que la variable de razón de impregnación no es una variable determinante en el proceso de adsorción en comparación con las variables de temperatura de activación y tiempo de pirólisis.

Se determinó que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio fue de 150 minutos. Además, los valores de adsorción en el equilibrio para los tratamientos de diferentes razones de impregnación de 0.75 y 1.5 g H₃PO₄/g fueron 19.17 mg.g⁻¹ y 19.465 mg.g⁻¹, respectivamente. Los resultados detallados de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos anteriormente expuestos se presentan en el Anexo 5.

d. Efecto del pH

En este caso, se escogió la variable de pH como la variable a analizar y las variables de temperatura de activación, tiempo de pirólisis y razón de impregnación se mantuvieron constantes, con la finalidad de obtener el tratamiento de pH que presente la mejor adsorción.

La figura 19 representa las curvas cinéticas de adsorción de mercurio de los tratamientos a diferentes pH (2 y 7), a la óptima temperatura de activación (700 °C), óptimo tiempo de pirólisis (30 minutos) y mejor razón de impregnación (1.5 g H₃PO₄/g) determinados previamente.

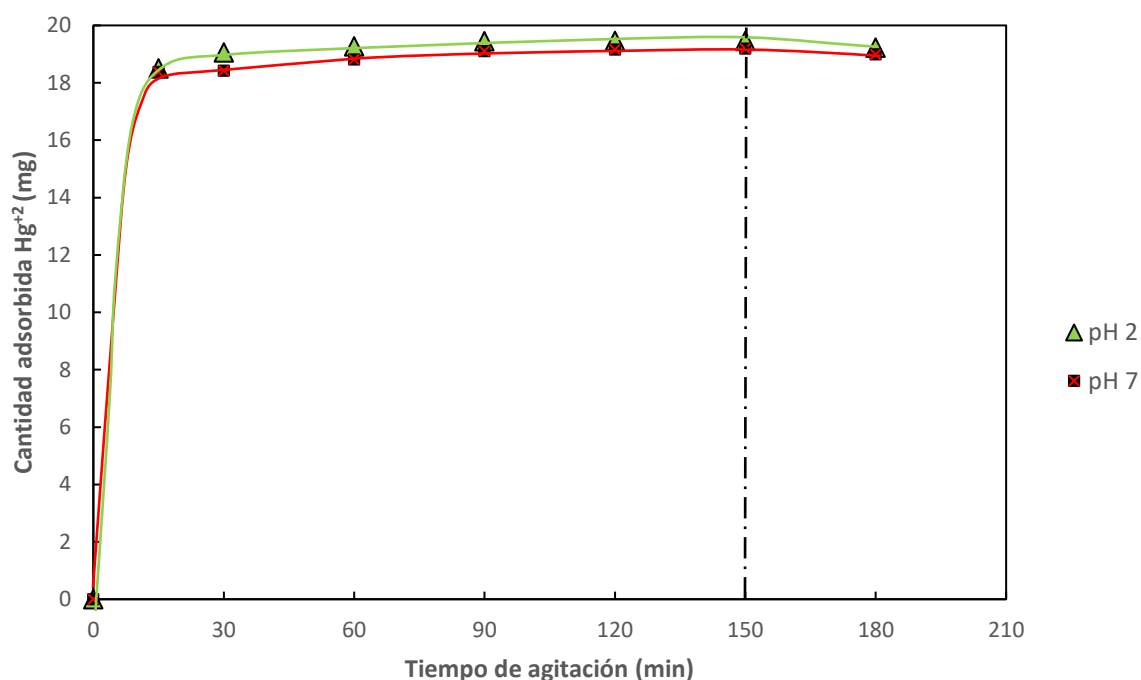


Figura 19: Curva cinética de adsorción de los tratamientos de pH 2 y 7 a una temperatura de activación de 700 °C, tiempo de pirólisis de 30 minutos y razón de impregnación del agente activante de 1.5 g H₃PO₄/g.

De la comparación de las curvas cinéticas de adsorción se puede observar que el tratamiento con mayor adsorción fue el de menor concentración de iones hidrógenos, es decir pH 2, lo cual indica que existe una relación inversa entre la cantidad adsorbida y la concentración de iones hidrógenos. En otras palabras, a menor concentración de iones hidrógenos (pH) mayor será la adsorción.

Por otro lado, se puede observar que del mismo modo que ocurrió en el análisis de la variable razón de impregnación, no existe una apreciable diferenciación entre los tratamientos en

cuestión, por lo que se puede deducir que el pH no es una variable determinante en el proceso de adsorción en comparación con las variables de temperatura de activación y tiempo de pirólisis.

Se determinó que el tiempo necesario para alcanzar el equilibrio fue de 150 minutos. Además, los valores de adsorción en el equilibrio para los tratamientos de diferentes razones de concentración de iones hidrógenos de pH 2 y pH 7 fueron 19.465 mg.g⁻¹ y 19.195 mg.g⁻¹, respectivamente. Los resultados detallados de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos anteriormente explicados se presentan en el Anexo 6.

De todos los análisis anteriormente expuestos, se observó que el tratamiento de elaboración de carbón activado bajo las condiciones de 700 °C de temperatura de activación, 30 minutos de tiempo de pirólisis, 1.5 g H₃PO₄/g de razón de impregnación y un pH de 2 presenta la mayor capacidad de adsorción en el equilibrio de 19.465 mg.g⁻¹ y el tiempo para alcanzar el equilibrio fue de 150 minutos. En términos de porcentaje de adsorción representa el 97.325%. Este valor obtenido significa que el carbón activado elaborado a partir del endocarpio del durazno de la variedad Huayco Rojo es de buena calidad, en comparación con el carbón activado comercial porque en el estudio de Sánchez y Cameselle (2017), se reportó un porcentaje de adsorción de mercurio máximo de 97.0% utilizando al carbón activado comercial.

También se observó que la velocidad de adsorción en cada uno de los tratamientos en estudio era inicialmente rápida, esto se explica por la considerable cantidad de sitios activos que existen en la superficie del carbón activado y que pueden mezclarse con el mercurio (II), luego la velocidad de adsorción era lenta debido a que el Hg (II) ingresaba por los microporos y se juntaba con los sitios activos internos.

4.2.4 Modelamiento de las curvas cinéticas de adsorción

Para realizar el modelamiento se correlacionó los resultados obtenidos previamente de las curvas cinéticas de los distintos tratamientos con los parámetros de los modelos cinéticos, con la finalidad de determinar el modelo más adecuado.

a. Modelamiento de pseudo primer orden

En la ecuación del numeral 2.4.1 del apartado de revisión de literatura se muestran los distintos parámetros de la ecuación de pseudo primer orden. Las constantes k se obtuvieron a partir de linealizar la ecuación de pseudo primer orden y determinar la pendiente de las gráficas $\ln(q_e - q_t)$ versus tiempo.

En las tablas 8, 9, 10 y 11 se presentan los distintos parámetros calculados para cada uno de los tratamientos.

Tabla 8. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes temperaturas de activación

30' - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g - pH 2			
Parámetros	500°C	600°C	700°C
k (min ⁻¹)	0.0231	0.0283	0.0289
q _e (mg.g ⁻¹)	2.8039	1.6705	1.7528
r ²	0.3754	0.3225	0.3232

Tabla 9. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes tiempos de pirólisis

700°C - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g - pH 2			
Parámetros	15'	30'	45'
k (min ⁻¹)	0.0246	0.0289	0.0316
q _e (mg.g ⁻¹)	1.657	1.7528	2.9497
r ²	0.3081	0.3232	0.3708

Tabla 10. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes razones de impregnación

700°C - 30' - pH 2		
Parámetros	0.75 g H ₃ PO ₄ /g	1.5 g H ₃ PO ₄ /g
k (min ⁻¹)	0.0241	0.0289
q _e (mg.g ⁻¹)	2.5751	1.7528
r ²	0.3802	0.3232

Tabla 11. Parámetros de pseudo primer orden a diferentes pH

700°C - 30' - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g		
Parámetros	pH 2	pH 7
k (min ⁻¹)	0.0289	0.0217
q _e (mg.g ⁻¹)	1.7528	2.2789
r ²	0.3232	0.3609

Al comparar el coeficiente de determinación (r^2) de los distintos tratamientos se observa que estos valores están alejados de 1, lo que quiere decir que no se ajusta al modelo de pseudo primer orden. Las gráficas de $\ln(q_e - q_t)$ versus tiempo correspondientes al modelo de pseudo primer orden se muestran en el Anexo 7.

b. Modelamiento de pseudo segundo orden

En la ecuación del numeral 2.4.2 del apartado de revisión de literatura se muestran los distintos parámetros de la ecuación de pseudo segundo orden. Estos se obtuvieron a partir de graficar los valores t/q_t , en donde la pendiente de esta gráfica es la constante k.

En las tablas 12, 13, 14 y 15 se presentan los distintos parámetros calculados para cada uno de los tratamientos.

Tabla 12. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes temperaturas de activación

30' - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g - pH 2			
Parámetros	500°C	600°C	700°C
k (min ⁻¹)	0.0656	0.0651	0.0574
q _e (mg.g ⁻¹)	18.832	19.379	19.608
r ²	0.7498	0.9461	0.9934

Tabla 13. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes tiempos de pirólisis

700°C - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g - pH 2			
Parámetros	15'	30'	45'
k (min ⁻¹)	0.1044	0.0574	0.0449
q _e (mg.g ⁻¹)	19.084	19.608	18.726
r ²	0.7551	0.9934	0.7484

Tabla 14. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes razones de impregnación

700°C - 30' - pH 2		
Parámetros	0.75 g H ₃ PO ₄ /g	1.5 g H ₃ PO ₄ /g
k (min ⁻¹)	0.0561	0.0574
q _e (mg.g ⁻¹)	19.194	19.608
r ²	0.8966	0.9934

Tabla 15. Parámetros de pseudo segundo orden a diferentes pH

Parámetros	700°C - 30' - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g	
	pH 2	pH 7
k (min ⁻¹)	0.0574	0.0672
q _e (mg.g ⁻¹)	19.608	19.194
r ²	0.9934	0.7888

Se puede observar que el modelo de pseudo segundo orden logra un mejor ajuste en todos los tratamientos, en comparación con el modelo de pseudo primer orden porque en todos los casos el valor de r^2 es cercano a 1, lo que señalaría que la etapa limitante es el proceso de sorción en lugar del de difusión. Además, el proceso de adsorción estaría gobernado por la quimiosorción. En otras palabras, las moléculas del adsorbato reaccionan químicamente con la superficie del adsorbente, lo que conlleva a que exista transferencia de electrones, rompimiento de enlaces y la modificación de las estructuras químicas y como consecuencia de todo ello, este proceso es irreversible (Viades, 2014 & Broche et al., 2022). En el estudio de Obregón et al. (2020) se reportó un comportamiento similar. Las gráficas correspondientes al modelo de pseudo segundo orden se muestran en el Anexo 8.

4.3 Forma y clasificación de la isoterma en estudio

Se realizó la corrida de la isoterma siguiendo el procedimiento que se describe en el numeral 3.4.3.2 del apartado de metodología para el tratamiento que presentaba la mayor capacidad de adsorción, es decir el tratamiento con los parámetros de 700 °C de temperatura de activación, 30 minutos de tiempo de pirólisis, 1.5 g H₃PO₄/g de razón de impregnación de agente activante y pH de 2. La figura 20 presenta la isoterma que resulta de graficar las concentraciones en el equilibrio (C_e) versus la cantidad de mercurio (II) que es adsorbida por cada gramo de carbón activado (Y).

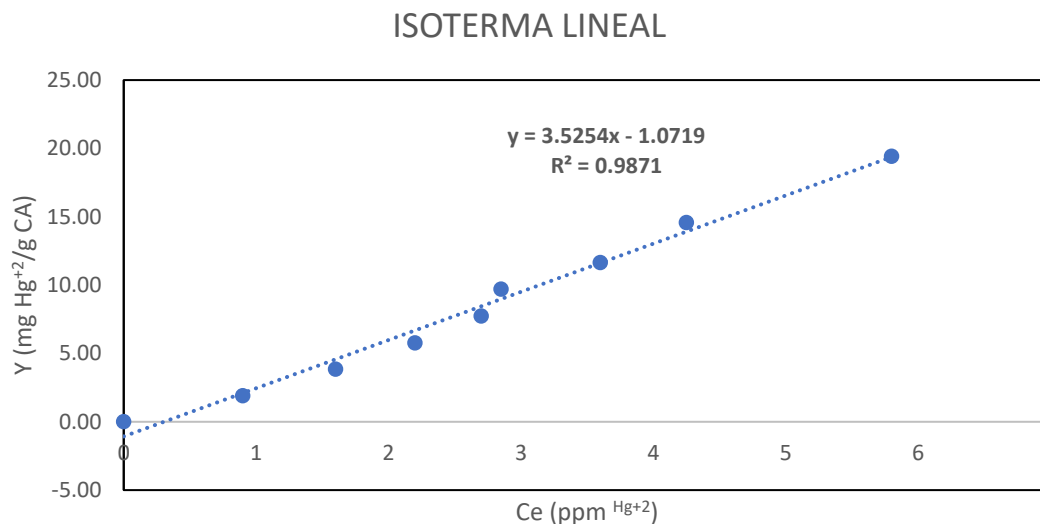


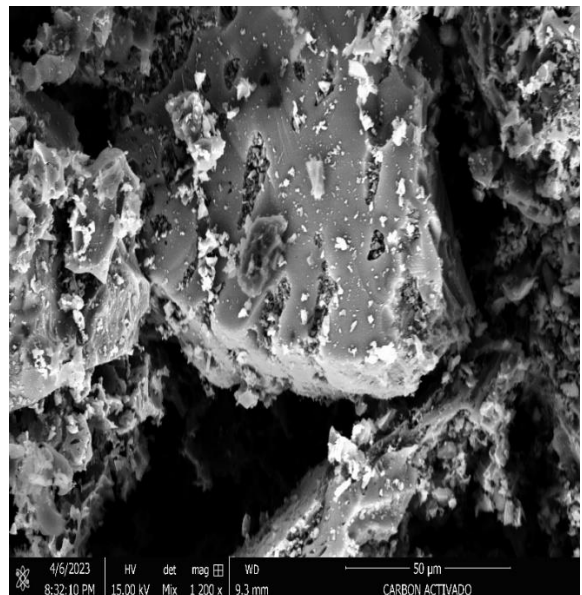
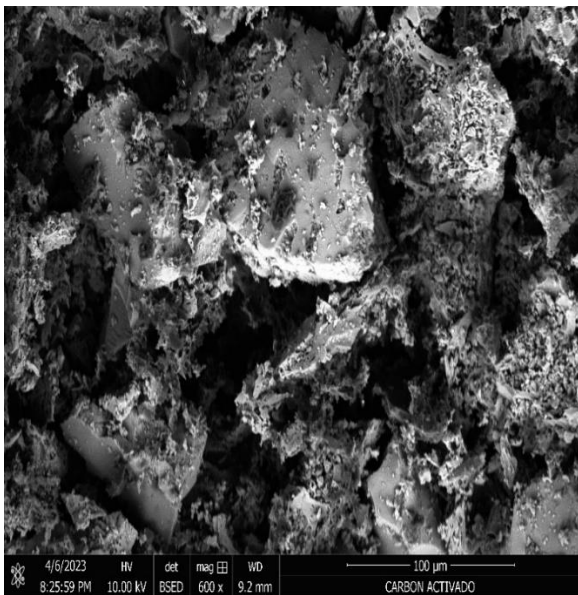
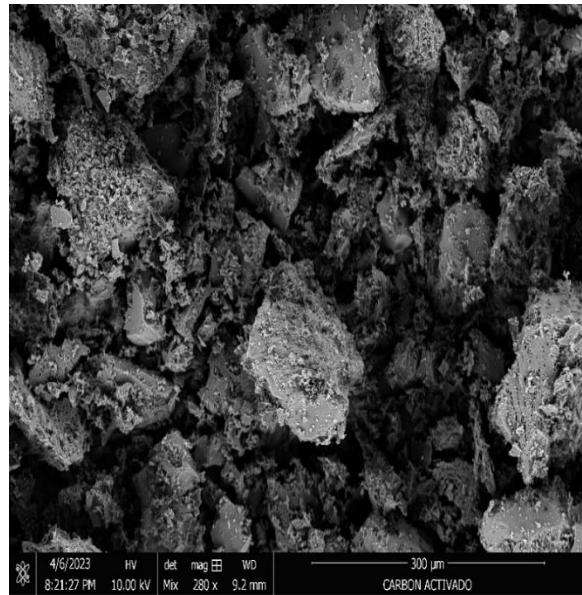
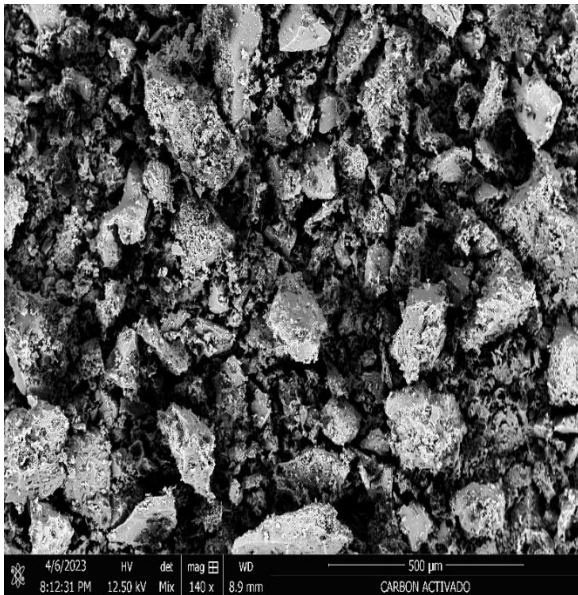
Figura 20: Isoterma del tratamiento de 700 °C de temperatura de activación, 30 minutos de tiempo de pirólisis, 1.5 g H₃PO₄/g de razón de impregnación de agente activante y pH de 2.

Al analizar el gráfico de la isoterma, se puede observar que se obtuvo un coeficiente de determinación de 0.9871, esto indicaría que la isoterma de adsorción es de tipo lineal. Es decir, la cantidad de mercurio (II) que es adsorbida por cada gramo de carbón activado (Y) está en función de la concentración en el equilibrio (Ce). De acuerdo a Rodríguez et al. (2009), la obtención de una isoterma lineal es una señal que el soluto logre ingresar a espacios inaccesibles para el solvente, esto explicaría el alto porcentaje de remoción de mercurio (II) que resultó del carbón activado preparado a partir del endocarpio de durazno. Adicionalmente, se debe mencionar que las isotermas de forma lineal no son frecuentes en la adsorción de carbono (Moreno, 2004).

Por otro lado, se realizó la corrida de las isotermas de Freundlich, Langumir y Temkin en donde los coeficientes de determinación fueron de 0.9944, 0.9919 y 0.9032, respectivamente. La razón por la que los coeficientes de determinación de las isotermas de Freundlich y Langumir son más cercanos a 1, en comparación con la isoterma lineal, es porque al linealizar estos modelos se induce forzosamente a que se tenga un comportamiento lineal; sin embargo, estos modelos no se ajustan a la realidad del proceso de la adsorción. El detalle de los cálculos realizados para la obtención de los distintos parámetros para los modelos de isotermas se presenta en el Anexo 9 y las gráficas de las isotermas de Freundlich, Langumir y Temkin se muestra en el Anexo 10.

4.4 Análisis morfológico mediante la microscopía electrónica de barrido

Se realizaron las microfotografías del carbón activado con las magnitudes de ampliación de 140x, 280x, 600x, 1200x, 2400x, 5 000x y 10 000x con la finalidad de visualizar la porosidad a gran detalle. Adicional a ello, se llevó a cabo la toma de microfotografías del carbón vegetal para observar la diferencia que existe en torno al grado de porosidad. La figura 21 y 22 muestran las microfotografías del carbón activado y carbón vegetal, respectivamente.



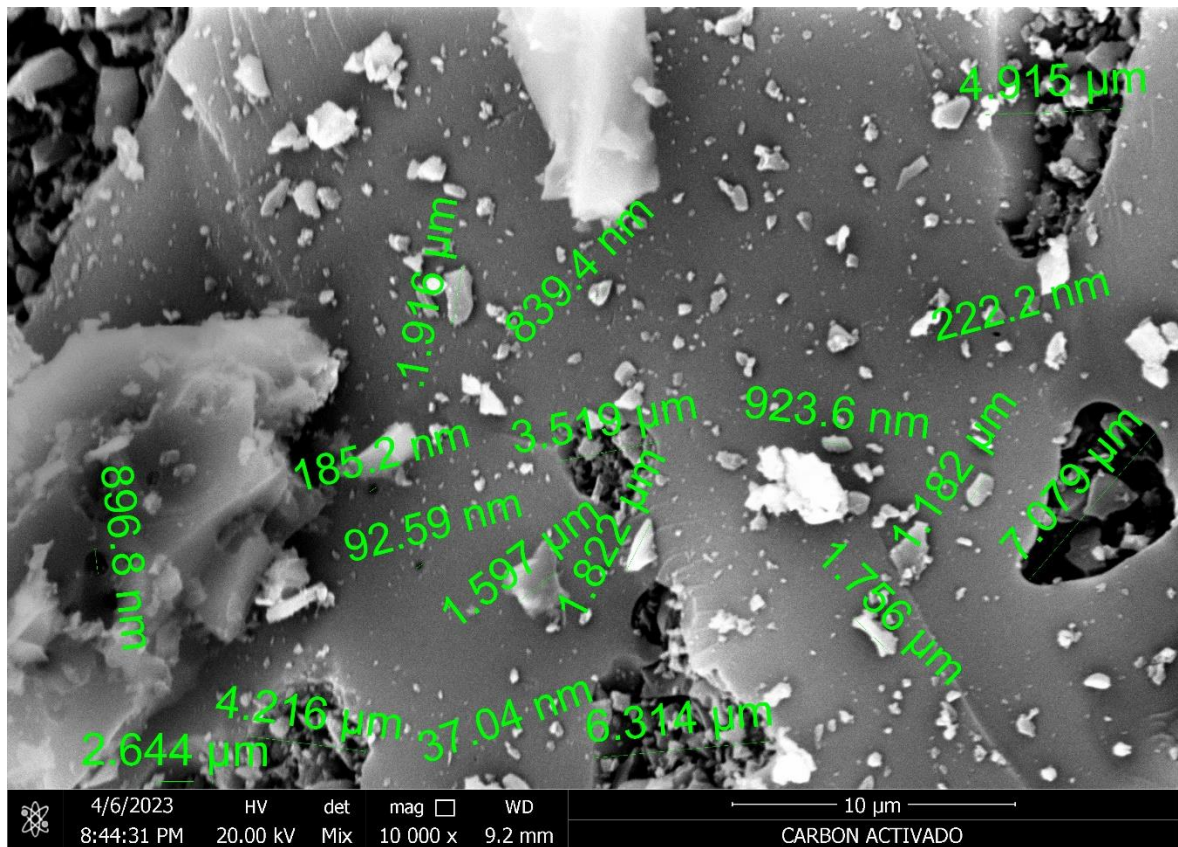
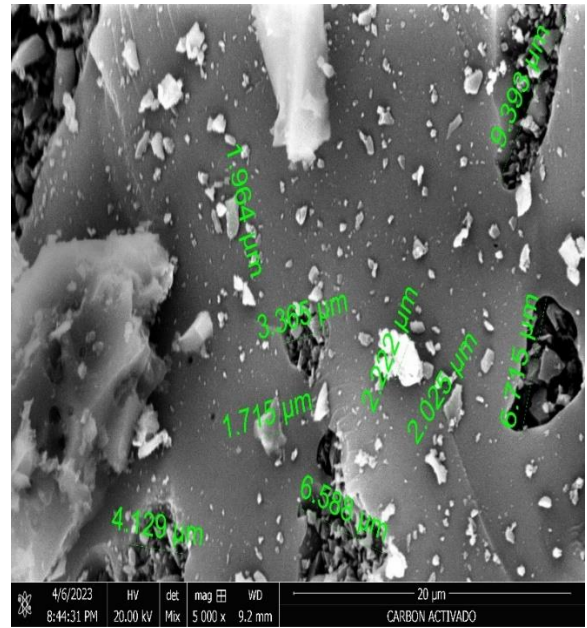
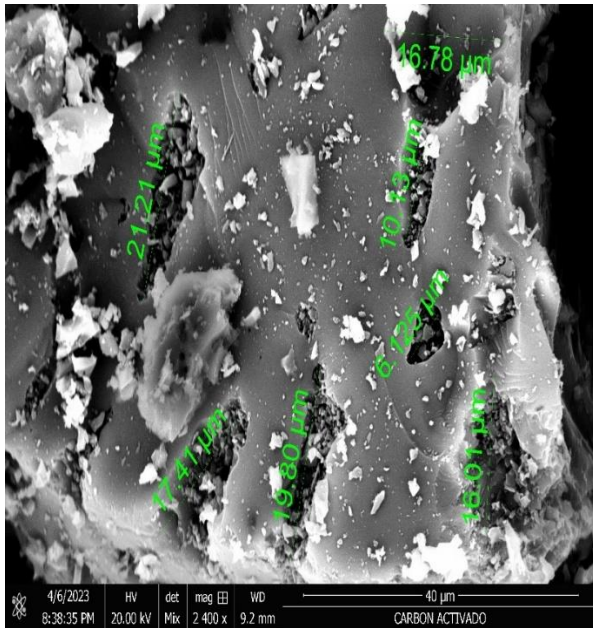
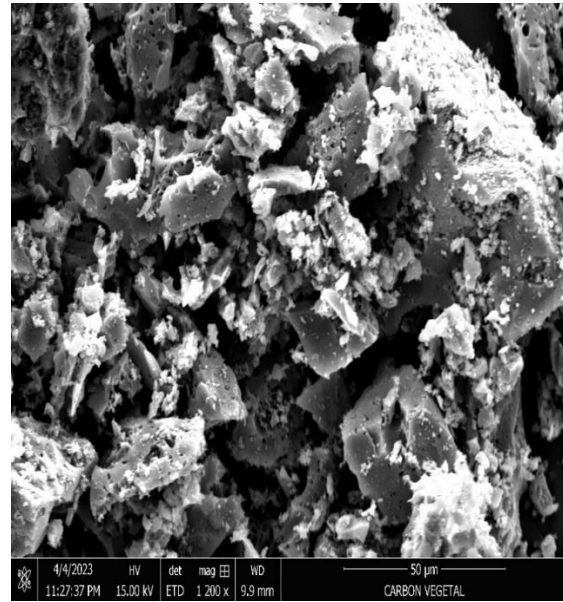
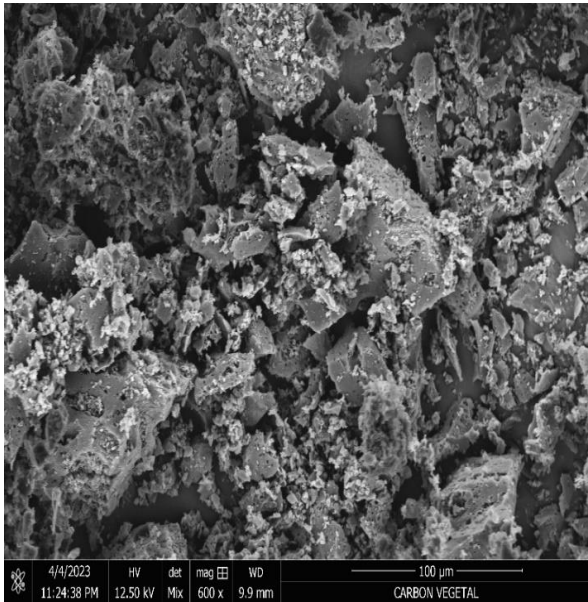
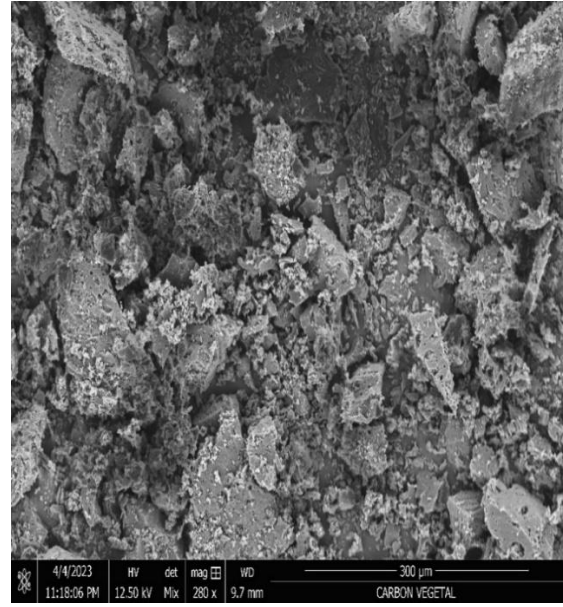
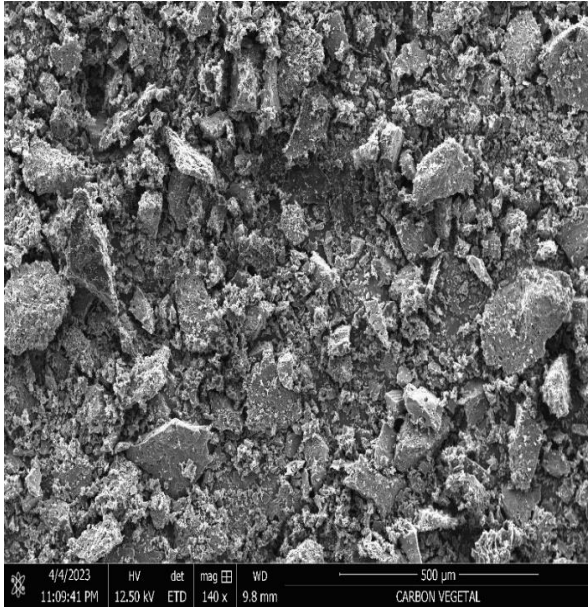


Figura 21: Microfotografías con aumentos de 140x, 280x, 600x, 1200x, 2400x, 5 000x y 10 000x del carbón activado elaborado a partir del endocardio de durazno de la variedad Huayco Rojo.



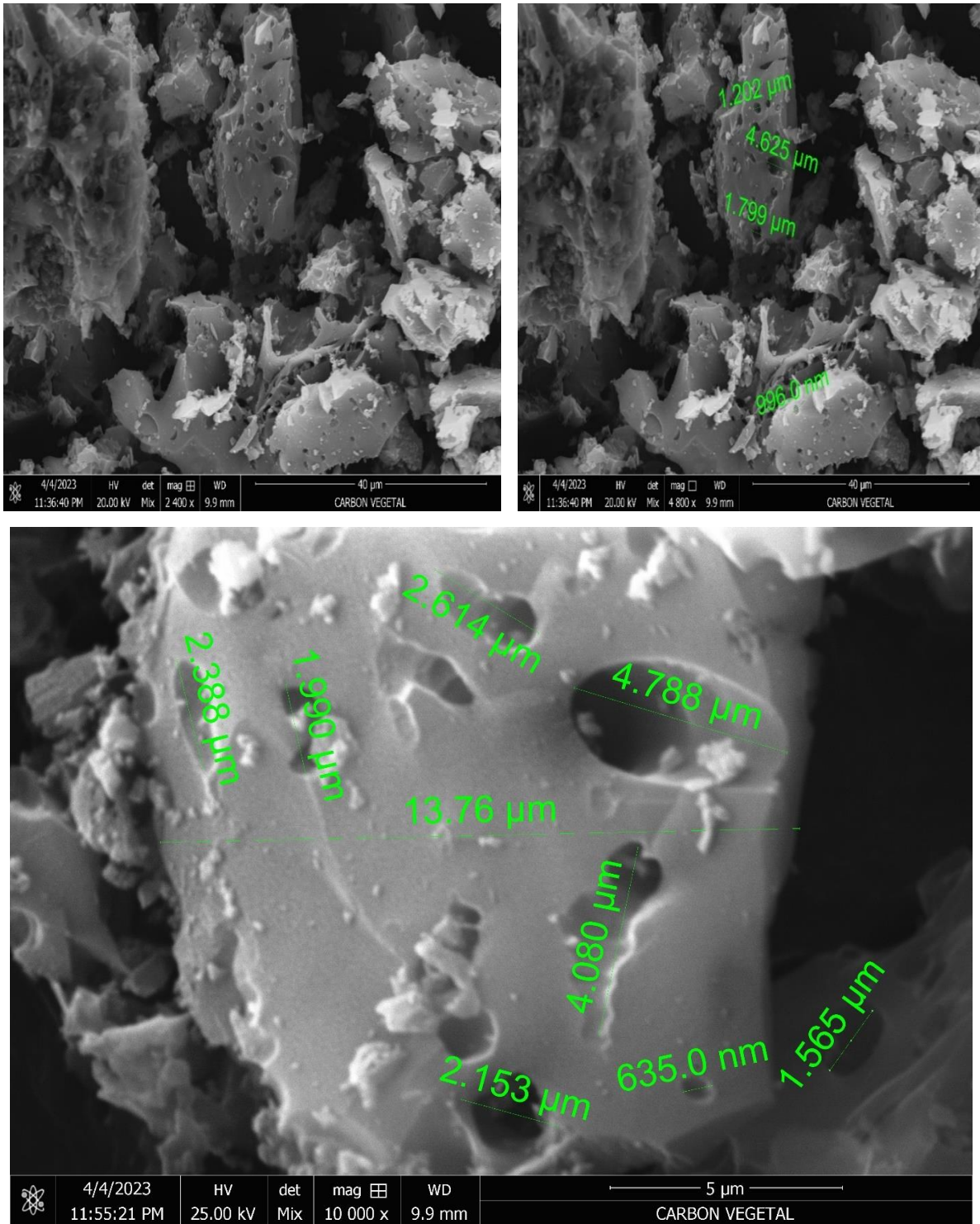


Figura 22: Microfotografías con aumentos de 140x, 280x, 600x, 1200x, 2400x, 5 000x y 10 000x del carbón vegetal elaborado a partir del endocarpio de durazno de la variedad Huayco Rojo.

De las figuras 21 y 22 se puede observar que el carbón activado presenta poros de tamaño del orden de los nanómetros (microporos y mesoporos) y el carbón vegetal del orden de los micrómetros.

De acuerdo a Ioannidou y Zabaniotou (2007), el método químico produce un mayor grado de porosidad al promover reacciones de deshidratación u oxidación en el precursor celulósico. De la misma manera, este grado de porosidad que muestra el carbón activado sería el motivo por el cual se presenta un alto porcentaje de remoción, dado que los microporos son lo suficientemente pequeños para lograr capturar el mercurio (II) de manera eficiente.

V. CONCLUSIONES

- A partir del endocarpio de durazno de la variedad Huayco Rojo se logró obtener carbón activado de calidad, ya que presentó un bajo contenido de cenizas (6.22 %) y un alto contenido de carbono fijo (7.92 %). Además, el mayor rendimiento resultó de temperaturas y tiempo de pirólisis cortos (41,4 %), lo que indica un reducido costo energético en la elaboración de este carbón activado.
- En cuanto a la cinética química, se determinó que la mayor capacidad de adsorción de mercurio (II) fue de 19.465 mg.g⁻¹ en un tiempo de equilibrio de 150 minutos, lo cual corresponde al tratamiento de temperatura de activación de 700 °C, tiempo de pirólisis de 30 minutos, razón de impregnación de 1.5 g H₃PO₄/g y pH de 2.
- El máximo porcentaje de remoción de mercurio (II) fue de 97.3 %.
- El factor más influyente en el proceso de adsorción fue el tiempo de pirólisis. Al inicio esta variable tuvo un comportamiento directo entre los tiempos de 15 y 30 minutos, sin embargo, a medida que el tiempo aumenta, la capacidad de adsorción disminuye. El segundo factor determinante fue el de la temperatura de activación, ya que se observó un comportamiento directo entre la temperatura y la capacidad de adsorción.
- Se determinó que el modelo de pseudo segundo orden logró un mejor ajuste en todos los tratamientos porque el valor del coeficiente de correlación fue cercano a 1.
- El proceso de adsorción de mercurio (II) presentó una isoterma de tipo lineal.
- En cuanto a las microfotografías de carbón activado y carbón vegetal, se logró comprobar que la activación química produce un mayor grado de porosidad.

VI. RECOMENDACIONES

- Se sugiere que el carbón activado elaborado a partir del endocarpio de durazno de la variedad de Huayco Rojo sea aplicado a mayor escala y con fines comerciales, ya que presenta una alta capacidad de remoción.
- Se recomienda activar el carbón activado con ultrasonido, dado que la bibliografía indica que este efecto aumenta la porosidad.
- Evaluar la capacidad de adsorción en la remoción del mercurio en los drenajes de minería.
- Estudiar la capacidad de adsorción en la remoción del metilmercurio.
- Evaluar la capacidad de adsorción del carbón activado en otros metales pesados como el plomo, cadmio, arsénico y cromo.
- Determinar el peso óptimo para la preparación del carbón activado.
- Estudiar las aplicaciones del presente carbón activado en su forma granular.
- Tomar las medidas de protección adecuadas, tal como el uso de máscara antigases y realizar los experimentos en campanas de extracción de gases.

VII. BIBLIOGRAFÍA

- Africano-Pérez, K. L., Balaguera-López, H. E., Almanza-Merchán, P. J., Cárdenas-Hernández, J. F., & Herrera-Arévalo, A. (2016). Caracterización poscosecha del fruto de durazno [*Prunus persica* (L.) Bastch] cv. Dorado producido bajo condiciones de trópico alto. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, *10*(2), 232–240. <https://doi.org/10.17584/rcch.2016v10i2.5212>
- Akbudak, B., & Eris, A. (2004). Physical and chemical changes in peaches and nectarines during the modified atmosphere storage. *Food Control*, *15*(4), 307–313. [https://doi.org/10.1016/s0956-7135\(03\)00082-3](https://doi.org/10.1016/s0956-7135(03)00082-3)
- Alonso, M., Ramírez, C., & Rigal, L. (2012). Valorización de residuos agroindustriales del tequila para alimentación de rumiantes. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, *XVIII*(3), 449–457. <https://doi.org/10.5154/r.rchscfa.2011.08.059>
- American Society for Testing and Materials. (2003). Standard Test Method for Moisture in the Analysis Sample of Coal and Coke. ASTM D3173 - 03.
- American Society for Testing and Materials. (2004). Standard Test Method for Ash in the Analysis Sample of Coal and Coke from Coal. ASTM D3174 - 04.
- American Society for Testing and Materials. (2002). Standard Test Method for Volatile Matter in the Analysis Sample of Coal and Coke. ASTM D3175 - 02.
- American Society for Testing and Materials. (2011). Standard Test Method for Chemical Analysis of Wood Charcoal. Norma ASTM D1762-84. Ed. Rev. Estados Unidos de América. 14 jul. 2 p.

- Arshadi, M. (2015). Manganese chloride nanoparticles: A practical adsorbent for the sequestration of Hg (II) ions from aqueous solution. *Chemical Engineering Journal*, 259, 170–182. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2014.07.111>
- Ayawei, N., Angaye, S. S., Wankasi, D., & Dikio, E. D. (2015). Synthesis, Characterization and Application of Mg/Al Layered Double Hydroxide for the Degradation of Congo Red in Aqueous Solution. *Open Journal of Physical Chemistry*, 05(03), 56–70. <https://doi.org/10.4236/ojpc.2015.53007>
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 2017, 1–11. <https://doi.org/10.1155/2017/3039817>
- Ayawei, N., Ekubo, A. T., Wankasi, D., & Dikio, E. D. (2015). Adsorption of Congo Red by Ni/Al-CO₃: Equilibrium, Thermodynamic and Kinetic Studies. *Oriental Journal of Chemistry*, 31(3), 1307–1318. <https://doi.org/10.13005/ojc/310307>
- Barboza, L., & Díaz, H. (2018). Efectividad del carbon activado elaborado del endocarpio de palma africana (*Elaeis guineensis*), para disminuir la concentración de fe⁺³ en el agua potable del pozo tubular de la habilitación urbana municipal de Manantay, noviembre 2017. <http://repositorio.unu.edu.pe/handle/UNU/3573>
- Boehm, H. P. Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon*. 1994.32 (5): 759-769.
- Brandi, F., Bar, E., Mourgues, F., Horváth, G., Turcsi, E., Giuliano, G., Liverani, A., Tartarini, S., Lewinsohn, E., & Rosati, C. (2011). Study of «Redhaven» peach and its white-fleshed mutant suggests a key role of CCD4 carotenoid dioxygenase in carotenoid and norisoprenoid volatile metabolism. *BMC Plant Biology*, 11(1). <https://doi.org/10.1186/1471-2229-11-24>

- Broche, M., Rodríguez, I., Pérez, M., & Prieto, J. (2022). Equilibrio y modelos cinéticos en la adsorción de azul de metileno sobre residuos agroindustriales. *Tecnología Química*, 42(3). http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2224-61852022000300420
- Caravati, E. M., Erdman, A. L., Christianson, G., Nelson, L. S., Woolf, A. D., Booze, L. L., Cobaugh, D. J., Chyka, P. A., Scharman, E. J., Manoguerra, A. S., & Troutman, W. G. (2008). Elemental mercury exposure: An evidence-based consensus guideline for out-of-hospital management. *Clinical Toxicology*, 46(1), 1-21. <https://doi.org/10.1080/15563650701664731>
- Cárdenas, J., & Fischer, G. (2013). Los frutales caducifolios en Colombia. Situación actual, sistemas de cultivo y plan de desarrollo. En *Situación actual de los frutales caducifolios en el mundo y en Colombia* (pp. 21–29). Sociedad Colombiana de Ciencias Hortícolas, Bogotá.
- Carriazo, J. G., Saavedra, M. J., & Molina, M. F. (2010). Propiedades adsorptivas de un carbón activado y determinación de la ecuación de Langmuir empleando materiales de bajo costo. *Educación Química*, 21(3), 224–229. [https://doi.org/10.1016/s0187-893x\(18\)30087-9](https://doi.org/10.1016/s0187-893x(18)30087-9)
- Chen, Y., Zhu, Y., Wang, Z., Li, Y., Wang, L., Ding, L., Gao, X., Ma, Y., & Guo, Y. (2011). Application studies of activated carbon derived from rice husks produced by chemical-thermal process—A review. *Advances in Colloid and Interface Science*, 163(1), 39–52. <https://doi.org/10.1016/j.cis.2011.01.006>
- Clifton, J. C. (2007). Mercury Exposure and Public Health. *Pediatric Clinics of North America*, 54(2), 237.e1-237.e45. <https://doi.org/10.1016/j.pcl.2007.02.005>
- Copat, C., Bella, F., Castaing, M., Fallico, R., Sciacca, S., & Ferrante, M. (2011). Heavy Metals Concentrations in Fish from Sicily (Mediterranean Sea) and Evaluation of

- Possible Health Risks to Consumers. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88(1), 78–83. <https://doi.org/10.1007/s00128-011-0433-6>
- Cunha, L. C., Durigan, M. F. B., Mattiuz, B. H., Martins, R. N., & Durigan, J. F. (2007). Caracterização da curva de maturação de pêssegos «Aurora-1», na região de Jaboticabal-SP. *Revista Brasileira de Fruticultura*, 29(3), 661–665. <https://doi.org/10.1590/s0100-29452007000300045>
- Delgado, L. F., Charles, P., Glucina, K., & Morlay, C. (2012). The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon—A review. *Science of The Total Environment*, 435-436, 509–525. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.046>
- Diez, S. (2011). Metilmercurio. *Revista Española de Nutrición Humana y Dietética*, 15(3), 93-95. [https://doi.org/10.1016/s2173-1292\(11\)70026-6](https://doi.org/10.1016/s2173-1292(11)70026-6)
- Earl, D. (1975). Informe sobre el carbón vegetal. Roma, Italia: FAO.
- Elly, C. T. (1973). Dithizone Procedure for Mercury Analysis. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 45(5), 940–945. <http://www.jstor.org/stable/25037844>
- Español, S. E. (2012). Contaminación con mercurio por la actividad minera. *Redalyc.org*, 32(3). <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=84324092001>
- Gaioli, M., Amoedo, D. A., & González, D. G. (2012). Impacto del mercurio sobre la salud humana y el ambiente. *SCIELO*, 110(03), 259-264. <https://doi.org/10.5546/aap.2012.259>
- Gallo, Y., Rodríguez, I. y Prieto, J. (2017). Influencia del pH y la temperatura en la adsorción de fenol en agua utilizando ceniza de bagazo de caña de azúcar. *Afinidad*, 74 (579), 176-179.

- Gilani, A. H., Mehmood, M. H., Janbaz, K. H., Khan, A. U., & Saeed, S. A. (2008). Ethnopharmacological studies on antispasmodic and antiplatelet activities of *Ficus carica*. *Journal of Ethnopharmacology*, *119*(1), 1–5. <https://doi.org/10.1016/j.jep.2008.05.040>
- Giles C., MacEwan T.H., Nakhwa, S.N. and Smith, D. (1960). *A system of classification of solution adsorption Isotherms, and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids*. *J. Chem. Soc.* 3973-3993
- Giraldo, L., & Moreno-Piraján, J. C. (2012). Lipase supported on mesoporous materials as a catalyst in the synthesis of biodiesel from *Persea americana* mill oil. *Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic*, *77*, 32–38. <https://doi.org/10.1016/j.molcatb.2012.01.001>
- Gonzales, H. y Teruya, R. (2004). Estudio preliminar de carbón activado; situación en el Perú. Departamento Académico de Industrias Forestales- Área Transformación Química, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Recuperado de: https://www.academia.edu/8071614/Carb%C3%B3n_Activado._Estudio_Preliminar_situaci%C3%B3n_en_el_Per%C3%BA
- Grisales, A., & Rojas, W. (2016). *Obtención de carbón activado a partir de activación química de pulpa de café y su aplicación en la remoción de colorantes en aguas residuales industriales*. <https://repositorio.utp.edu.co>. Recuperado 8 de julio de 2022, de <https://repositorio.utp.edu.co/handle/11059/6965>
- Günay, A., Arslankaya, E., & Tosun, S. (2007). Lead removal from aqueous solution by natural and pretreated clinoptilolite: Adsorption equilibrium and kinetics. *Journal of Hazardous Materials*, *146*(1–2), 362–371. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.12.034>

- Helmenstine, A. M., PhD. (2019). Mercury Facts. ThoughtCo. <https://www.thoughtco.com/mercury-facts-606560>
- Herrera, C., Laitón, M., Paredes, A., & Sánchez, G. (2006). *Manejo poscosecha en durazno y ciruelo*. Produmedios, Bogotá.
- Hoornweg, D., & Bhada-Tata, P. (2012, marzo). *What a waste. A global review of solid waste management*. The World Bank. <http://hdl.handle.net/10986/17388>
- Horikawa, T., Kitakaze, Y., Sekida, T., Hayashi, J., & Katoh, M. (2010). Characteristics and humidity control capacity of activated carbon from bamboo. *Bioresource Technology*, *101*(11), 3964–3969. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.032>
- Hu, J., Zhang, Q., He, C., Chen, Q. L., Qi, Z., Li, Q., & Zhang, B. J. (2020). A multi-stage activated carbon impregnation system: Isotherms, kinetics and multi-objective modeling optimization. *Chemical Engineering Science*, *227*, 115895. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2020.115895>
- Hyman, H. (1979). Electron-impact ionization cross sections for excited states of the rare gases (Ne, Ar, Kr, Xe), cadmium, and mercury. *Physical review*, *20*(3), 855-859. <https://doi.org/10.1103/physreva.20.855>
- Ioannidou, O., & Zabaniotou, A. (2007). Agricultural residues as precursors for activated carbon production—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *11*(9), 1966–2005. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2006.03.013>
- Lazo, R. (2015). *Operaciones y procesos para la producción de carbón activado a partir de la cáscara de coco* (Tesis). <http://hdl.handle.net/20.500.12952/1043>
- Lillo-Ródenas, M., Cazorla-Amorós, D., & Linares-Solano, A. (2003). Understanding chemical reactions between carbons and NaOH and KOH. *Carbon*, *41*(2), 267–275. [https://doi.org/10.1016/s0008-6223\(02\)00279-8](https://doi.org/10.1016/s0008-6223(02)00279-8)

- Liu, Y., & Liu, Y. J. (2008). Biosorption isotherms, kinetics and thermodynamics. *Separation and Purification Technology*, 61(3), 229–242. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.10.002>
- Martin, M. J., Artola, A., Balaguer, M., & Rigola, M. (2003). Activated carbons developed from surplus sewage sludge for the removal of dyes from dilute aqueous solutions. *Chemical Engineering Journal*, 94(3), 231–239. [https://doi.org/10.1016/s1385-8947\(03\)00054-8](https://doi.org/10.1016/s1385-8947(03)00054-8)
- Martínez De Yuso, A., Rubio, B., & Izquierdo, M. T. (2014). Influence of activation atmosphere used in the chemical activation of almond shell on the characteristics and adsorption performance of activated carbons. *Fuel Processing Technology*, 119, 74–80. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2013.10.024>
- Moreno, C. (2004). Adsorption of organic molecules from aqueous solutions on carbon materials. *Carbon*, 42(1), 83–94. <https://doi.org/10.1016/j.carbon.2003.09.022>
- Nava, A. (2005, diciembre). *Cultivo y manejo del Durazno Prunus pérsica L.* (Tesis). Repositorio Universidad Autónoma Agraria Antonio Narro. [http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/1326/CULTIVO%20Y%20MANEJO%20DE%20EL%20DURAZNO%20\(Pranus%20persica%20L.\).pdf?sequence=1](http://repositorio.uaaan.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/123456789/1326/CULTIVO%20Y%20MANEJO%20DE%20EL%20DURAZNO%20(Pranus%20persica%20L.).pdf?sequence=1)
- Obregón, D. (2012). *Estudio comparativo de la capacidad de adsorción de Cadmio utilizando carbones activados preparados a partir de semillas de aguaje y aceituna* (Tesis). PUCP. <http://hdl.handle.net/20.500.12404/5717>
- Obregón, D., Ilse Acostaa, I. D., & Sun Kou, R. (2020). Remoción de Mercurio empleando Carbón Activado Preparado a partir de Aguaje (*Mauritia flexuosa*). *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 86(1), 70–87. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v86i1.274>

- Ospina, V. M., Buitrago, R., & López, D. P. (2014). Preparación y caracterización de carbón activado a partir de torta de higuera. *TecnoLógicas*, 17(32), 75. <https://doi.org/10.22430/22565337.207>
- Pathania, D., Sharma, S., & Singh, P. (2017). Removal of methylene blue by adsorption onto activated carbon developed from *Ficus carica* bast. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S1445-S1451. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.04.021>
- Pauly, A. (1947). Aspecto actual de la destilación de la madera. *Industria y Química*, 9(10).
- Ramírez, F. (2007). En: Memorias Primer Simposio Colombiano sobre Producción, Agroindustria y Comercialización de Frutas Tropicales. En *Cosecha y acondicionamiento de frutas para la comercialización* (pp. 136–149). Palmira, Colombia.
- Ramos, S. D. A., & Ubillus, K. (2021, 13 mayo). *Obtención de carbón activado a partir del epispermo de la semilla de Lúcumo (Pouteria lúcumo)*. Repositorio Universidad Nacional Agraria La Molina. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4697>
- Ringot, D., Lerzy, B., Chaplain, K., Bonhoure, J., AUCLAIR, E., & Larondelle, Y. (2007). In vitro biosorption of ochratoxin A on the yeast industry by-products: Comparison of isotherm models. *Bioresource Technology*, 98(9), 1812–1821. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.06.015>
- Rodríguez, R., Linares, R., & Guadalupe, E. (2009). Adsorción y desorción de cromo hexavalente en relaves mineros. *Revista Del Instituto De investigación De La Facultad De Minas, Metalurgia Y Ciencias geográficas*, 12(24), 108–116. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v12i24.383>

- Rodríguez, P., Giraldo, L., & Moreno, J. (2010, 22 noviembre). *Influencia del ph sobre la adqui en carbón activado de Cd(II) Y Ni(II) desde soluciones acuosas*. scielo. Recuperado 15 de agosto de 2022, de http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28042010000300008#:text=Se%20observa%20que%20el%20proceso,pH%20de%20la%20soluci%C3%B3n%20disminuye.
- Sahu, J., Acharya, J., & Meikap, B. (2010). Optimization of production conditions for activated carbons from Tamarind wood by zinc chloride using response surface methodology. *Bioresource Technology*, 101(6), 1974–1982. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.031>
- Salleh, M. A. M., Mahmoud, D. K., Karim, W. A. W. A., & Idris, A. (2011). Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review. *Desalination*, 280(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.019>
- Sánchez, J., & Cameselle, C. (2017). Biosorción de mercurio (Hg²⁺) usando materiales solidos residuales como adsorbentes. Afinidad. *Journal of Chemical Engineering Theoretical and Applied Chemistry*, 74(577). <https://raco.cat/index.php/afinidad/article/view/320727>
- Saruchi, S., Thakur, P., & Kumar, V. (2019). Kinetics and thermodynamic studies for removal of methylene blue dye by biosynthesize copper oxide nanoparticles and its antibacterial activity. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 17(1), 367–376. <https://doi.org/10.1007/s40201-019-00354-1>
- Saval, S. 2012. Aprovechamiento de residuos agroindustriales: pasado, presente y futuro. *Bio-Tecnología*, 16(2):14-16

- Serna-Guerrero, R., & Sayari, A. (2010). Modeling adsorption of CO₂ on amine-functionalized mesoporous silica. 2: Kinetics and breakthrough curves. *Chemical Engineering Journal*, 161(1–2), 182–190. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.04.042>
- Sevilla, M., & Mokaya, R. (2014). Energy storage applications of activated carbons: supercapacitors and hydrogen storage. *Energy Environ. Sci.*, 7(4), 1250–1280. <https://doi.org/10.1039/c3ee43525c>
- Shafeeyan, M. S., Daud, W. M. A. W., Houshmand, A., & Shamiri, A. (2010). A review on surface modification of activated carbon for carbon dioxide adsorption. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 89(2), 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2010.07.006>
- Snoeyink, V. L., & Jenkins, D. (1987). *Química del agua*.
- Sosa, G. L., & Zalts, A. (2012). Adsorción de colorantes sobre tierra de diatomeas. Un trabajo de laboratorio con enfoque ambiental. *Educación Química*, 23(4), 492–497. [https://doi.org/10.1016/s0187-893x\(17\)30138-6](https://doi.org/10.1016/s0187-893x(17)30138-6)
- Sparks D.L. (1995). Ion exchange processes. Chapter 6 in *Environmental soil chemistry*. Academic press. New York. 141-158
- Stavropoulos, G., & Zabaniotou, A. (2005). Production and characterization of activated carbons from olive-seed waste residue. *Microporous and Mesoporous Materials*, 82(1–2), 79–85. <https://doi.org/10.1016/j.micromeso.2005.03.009>
- Stumm, W. (1992). *Chemistry of the Solid-Water Interface: Processes at the Mineral-Water and Particle-Water Interface in Natural Systems* (1.^a ed.). Wiley-Interscience. http://www.jlakes.org/config/hpkx/news_category/2015-12-11/ChemistryOfTheSolidWaterInterface_Stumm1992.pdf

- Suárez, D., & Ubillus, K. (2022). Uso del epispermo de semilla de lúcuma como carbón activado. *Anales científicos U.N.A.*, 83(1), 97-108. <https://doi.org/10.21704/ac.v83i1.1887>
- Tay, T., Ucar, S., & Karagöz, S. (2009). Preparation and characterization of activated carbon from waste biomass. *Journal of Hazardous Materials*, 165(1–3), 481–485. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.10.011>
- Tran, H. N., Nguyen, H. C., Woo, S. H., Nguyen, T. V., Vigneswaran, S., Hosseini-Bandegharaei, A., Rinklebe, J., Kumar Sarmah, A., Ivanets, A., Dotto, G. L., Bui, T. T., Juang, R. S., & Chao, H. P. (2019). Removal of various contaminants from water by renewable lignocellulose-derived biosorbents: a comprehensive and critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49(23), 2155–2219. <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1607442>
- Tuck, C. O., Pérez, E., Horváth, I. T., Sheldon, R. A., & Poliakoff, M. (2012). Valorization of Biomass: Deriving More Value from Waste. *Science*, 337(6095), 695–699. <https://doi.org/10.1126/science.1218930>
- Tunç, Z., Tanacı, H., & Aksu, Z. (2009). Potential use of cotton plant wastes for the removal of Remazol Black B reactive dye. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 187–198. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.078>
- Vargas, A., Amescua-Guerra, LM., Bernal, MA., Pineda, C. 2008. Principios físicos básicos del ultrasonido, sonoanatomía del sistema muscoesquelético y artefactos ecográficos. *Medigraphics* 22(6): 361-373
- Vargas, Y. A., & Pérez, L. I. (2018). Aprovechamiento de residuos agroindustriales en el mejoramiento de la calidad del ambiente. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 59–72. <https://doi.org/10.18359/rfcb.3108>

- Vásquez, E. (2018). *Calidad del agua del río Cumbe empleando filtro francés y carbón activado* (Tesis). <https://hdl.handle.net/11537/14983>
- Viades, J. (2014). Unidad 3: Fenómenos de superficie. Adsorción. En *Fisicoquímica de Alimentos* (pp. 514–530). Universidad Nacional Autónoma de México. <https://oscarcuellar184.files.wordpress.com/2019/11/fenomenos-superficiales.pdf>
- Vidal, M., Rodríguez, A., Martínez, K., Ocampo, J., & Barrios, W. (2018). Potencial de residuos agroindustriales para la síntesis de Carbón Activado: una revisión. *Scientia et Technica*, 23(03), 411–419. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=84959041015>
- Vijayaraghavan, K., Padmesh, T., Palanivelu, K., & Velan, M. (2006). Biosorption of nickel (II) ions onto *Sargassum wightii*: Application of two-parameter and three-parameter isotherm models. *Journal of Hazardous Materials*, 133(1–3), 304–308. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.10.016>
- Yahya, M. A., Al-Qodah, Z., & Ngah, C. Z. (2015). Agricultural bio-waste materials as potential sustainable precursors used for activated carbon production: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 46, 218–235. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.051>

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Análisis proximal del endocarpio del durazno

Análisis de humedad (Base Húmeda)

	m crisol (g)	m tapa (g)	m muestra h. (g)	m muestra seca + m crisol (g)	m muestra seca 105 °C (g)	% humedad	Desviación estándar	CV %
R1	23.6549	13.356	1.026	24.53	0.8733	14.87	-	-
R2	22.7245	13.0009	1.006	23.58	0.8508	15.39	-	-
R3	23.6396	12.8287	1.055	24.54	0.9032	14.36	-	-
						14.87	0.5106	3.432

Análisis de sólidos volátiles (Base Húmeda)

	m muestra seca 105 °C (g)	m muestra 950°C + m crisol (g)	m crisol (g)	m muestra 950 °C (g)	% Sólidos Volátiles	Desviación estándar	CV %
R1	0.8733	23.7983	23.6549	0.1434	71.15	-	-
R2	0.8508	22.8781	22.7245	0.1536	69.34	-	-
R3	0.9032	23.7785	23.6396	0.1389	72.47	-	-
					70.98	1.5701	2.212

Análisis de cenizas (Base Húmeda)

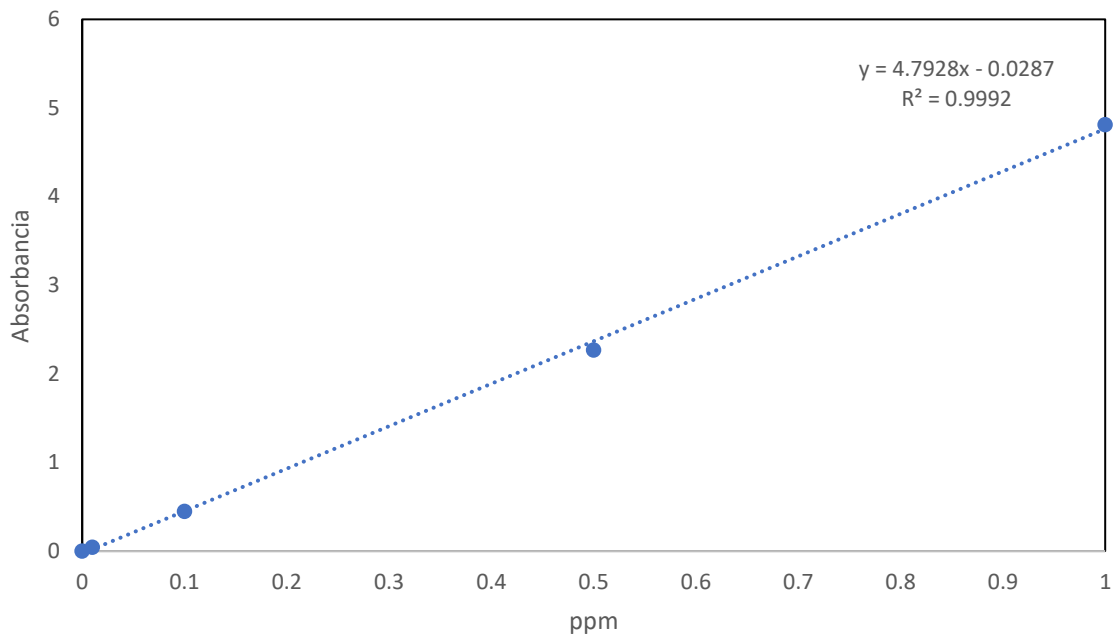
	m muestra 750 °C + m crisol	m crisol (g)	m muestra 750 °C (g)	m muestra seca 105 °C (g)	% Cenizas	Desviación estándar	CV %
R1	23.7243	23.6549	0.0694	0.8733	6.76	-	-
R2	22.7938	22.7245	0.0693	0.8508	6.89	-	-
R3	23.6923	23.6396	0.0527	0.9032	4.99	-	-
					6.22	1.0594	17.039

Carbono fijo

	% Humedad	% Sólidos Volátiles	% Cenizas	% Carbono fijo	Desviación estándar	CV %
R1	14.87	71.15	6.76	7.21	-	-
R2	15.38	69.34	6.89	8.38	-	-
R3	14.36	72.47	5.00	8.17	-	-
				7.92	0.6239	7.875

Anexo 2. Curva de calibración del mercurio (II)

curva de calibración Hg (II)

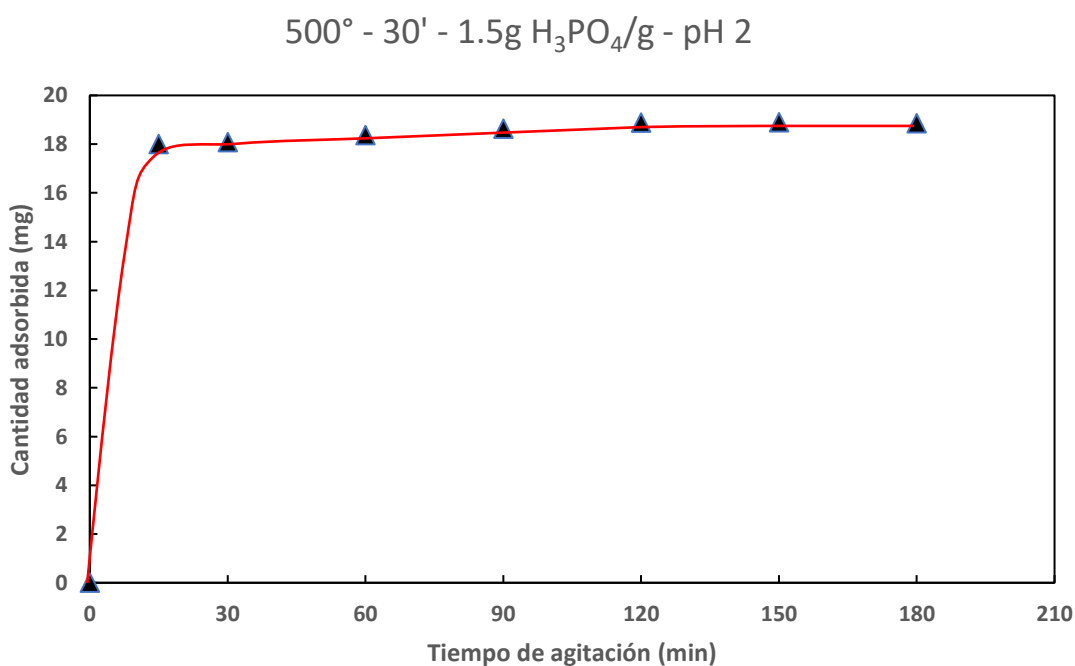


	Concentración	
	ppm	Absorbancia
Blanco	0	0
E1	0.01	0.043
E2	0.1	0.448
E3	0.5	2.268
E4	1	4.814

Anexo 3. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de temperatura de activación de 500 °C, 600 °C y 700 °C.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 500°C de temperatura de activación

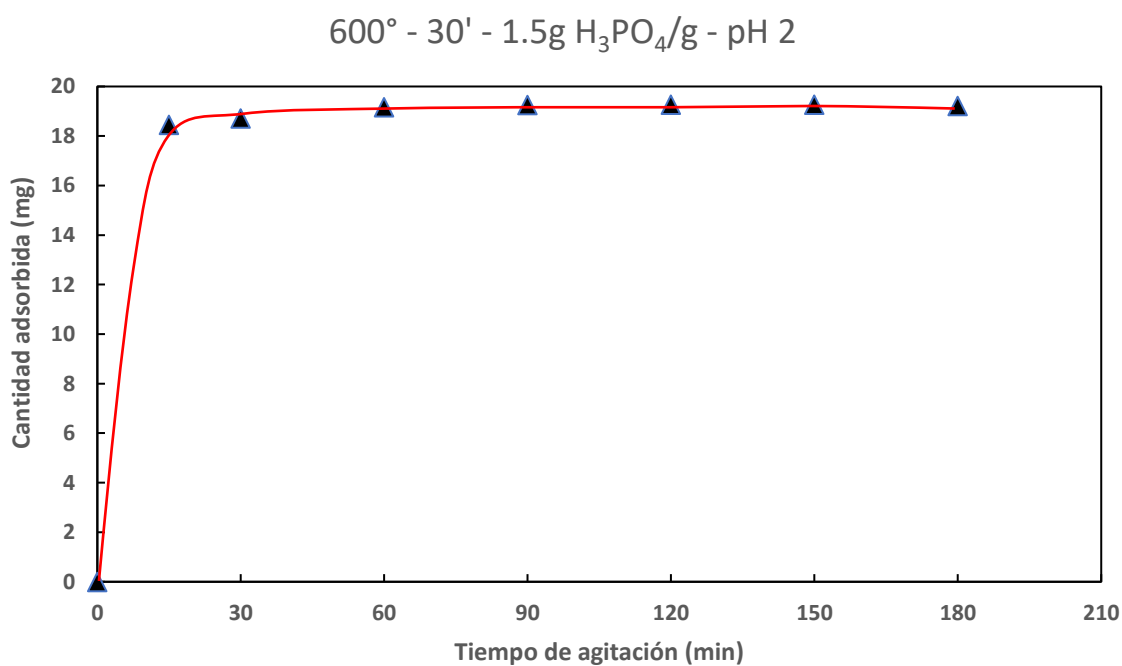
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0.000	0
15	0.436	0.1	x200	20	180	18.000	90
30	0.418	0.096	x200	19.2	180.8	18.080	90.4
60	0.349	0.0815	x200	16.31	183.69	18.369	91.845
90	1.273	0.274	x50	13.7	186.3	18.630	93.15
120	1.029	0.223	x50	11.15	188.85	18.885	94.425
150	1.015	0.220	x50	11	189	18.900	94.5
180	1.063	0.230	x50	11.5	188.5	18.850	94.25



Curva cinética de adsorción del tratamiento 500°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 600°C de temperatura de activación

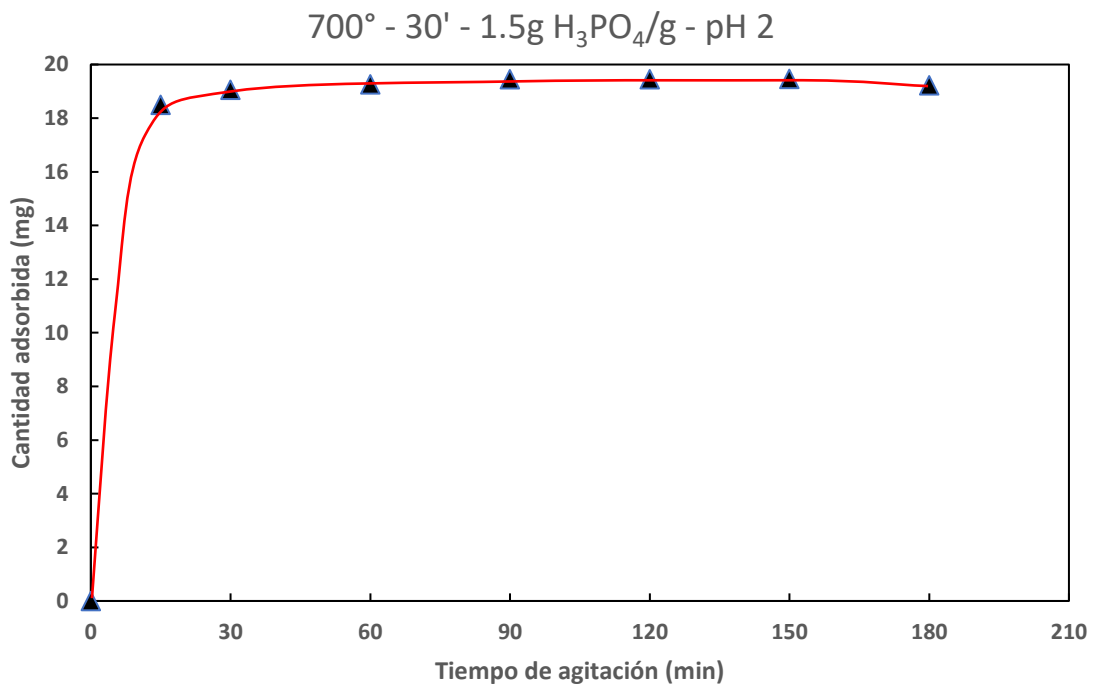
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0.000	0
15	0.327	0.077	x200	15.4	184.6	18.460	92.3
30	0.267	0.064	x200	12.8	187.2	18.720	93.6
60	0.157	0.042	x200	8.4	191.6	19.160	95.8
90	0.674	0.149	x50	7.45	192.55	19.255	96.275
120	0.662	0.147	x50	7.35	192.65	19.265	96.325
150	0.659	0.146	x50	7.3	192.7	19.270	96.35
180	0.707	0.156	x50	7.8	192.2	19.220	96.1



Curva cinética de adsorción del tratamiento 600°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 700°C de temperatura de activación

Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.317	0.075	x200	15	185	18.5	92.5
30	0.185	0.047	x200	9.4	190.6	19.06	95.3
60	0.132	0.0365	x200	7.3	192.7	19.27	96.35
90	0.482	0.109	x50	5.45	194.55	19.455	97.275
120	0.478	0.108	x50	5.4	194.6	19.46	97.3
150	0.472	0.107	x50	5.35	194.65	19.465	97.325
180	0.713	0.154	x50	7.7	192.3	19.23	96.15

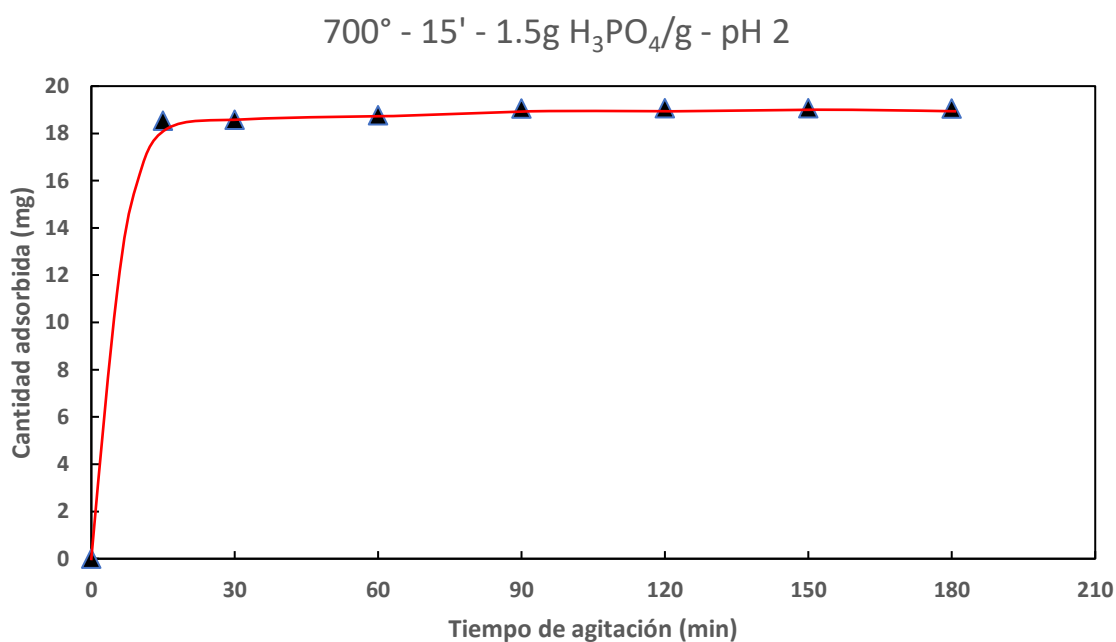


Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Anexo 4. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de tiempo de pirólisis de 15, 30 y 45 minutos.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 15' de tiempo de pirólisis

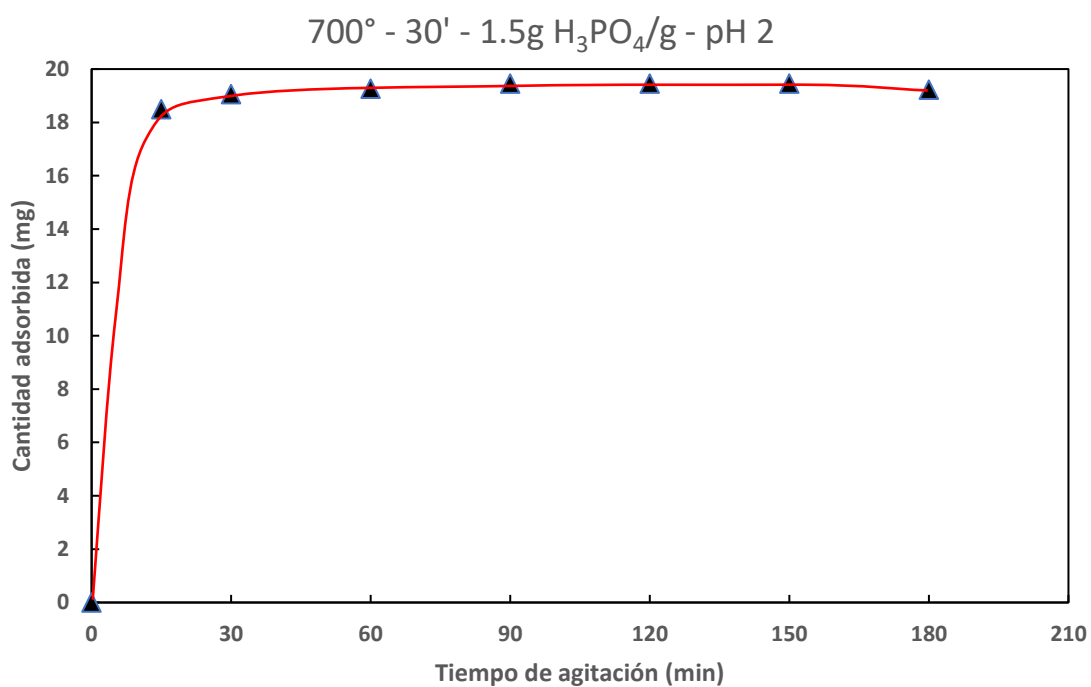
Tiempo	[Hg ⁺²]		F.D	[Hg ⁺²] _{eq}	[Hg ⁺²] _{ads}	q _{ads} (mg)	%
	ABS	parcial		(ppm)	(ppm)		Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.308	0.073	x200	14.6	185.4	18.54	92.7
30	0.297	0.071	x200	14.2	185.8	18.58	92.9
60	0.636	0.0615	x200	12.3	187.7	18.77	93.85
90	0.875	0.191	x50	9.55	190.45	19.045	95.225
120	0.861	0.188	x50	9.4	190.6	19.06	95.3
150	0.852	0.186	x50	9.3	190.7	19.07	95.35
180	0.871	0.19	x50	9.5	190.5	19.05	95.25



Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 15', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 30' de tiempo de pirólisis

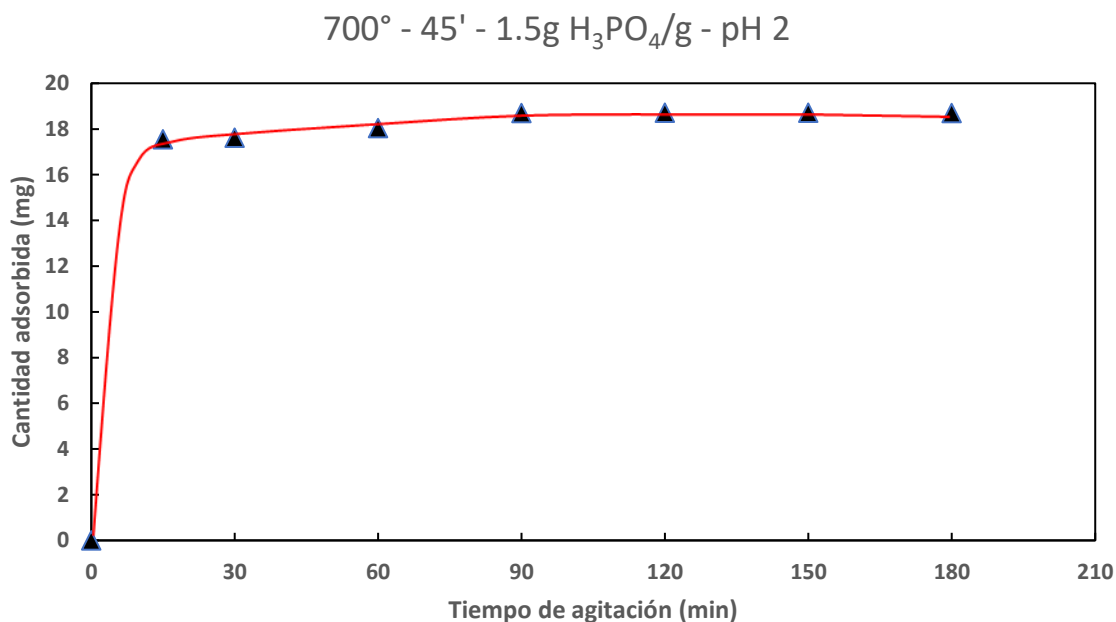
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.317	0.075	x200	15	185	18.5	92.5
30	0.185	0.047	x200	9.4	190.6	19.06	95.3
60	0.132	0.0365	x200	7.3	192.7	19.27	96.35
90	0.482	0.109	x50	5.45	194.55	19.455	97.275
120	0.478	0.108	x50	5.4	194.6	19.46	97.3
150	0.472	0.107	x50	5.35	194.65	19.465	97.325
180	0.713	0.154	x50	7.7	192.3	19.23	96.15



Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 45' de tiempo de pirólisis

Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.55	0.123	x200	24.6	175.4	17.54	87.7
30	0.531	0.119	x200	23.8	176.2	17.62	88.1
60	0.428	0.098	x200	19.6	180.4	18.04	90.2
90	1.205	0.26	x50	13	187	18.7	93.5
120	1.203	0.259	x50	12.95	187.05	18.705	93.525
150	1.198	0.258	x50	12.9	187.1	18.71	93.55
180	1.217	0.262	x50	13.1	186.9	18.69	93.45

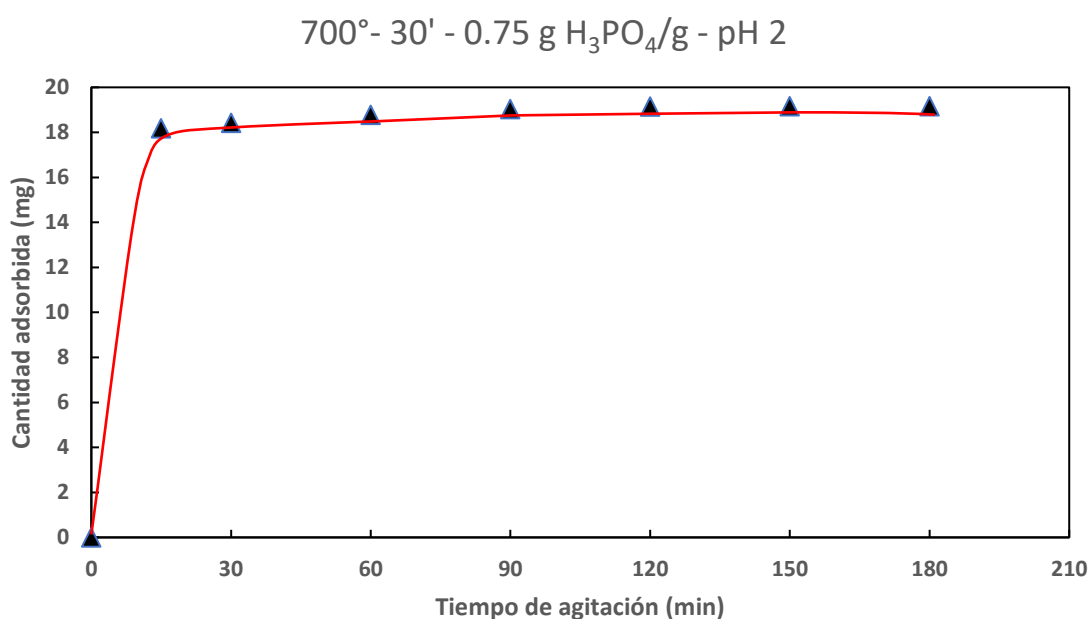


Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 45', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Anexo 5. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de razón de impregnación de agente activante de 0.75 g H₃PO₄/g y 1.5 g H₃PO₄/g.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 0.75 g H₃PO₄/g de razón de impregnación

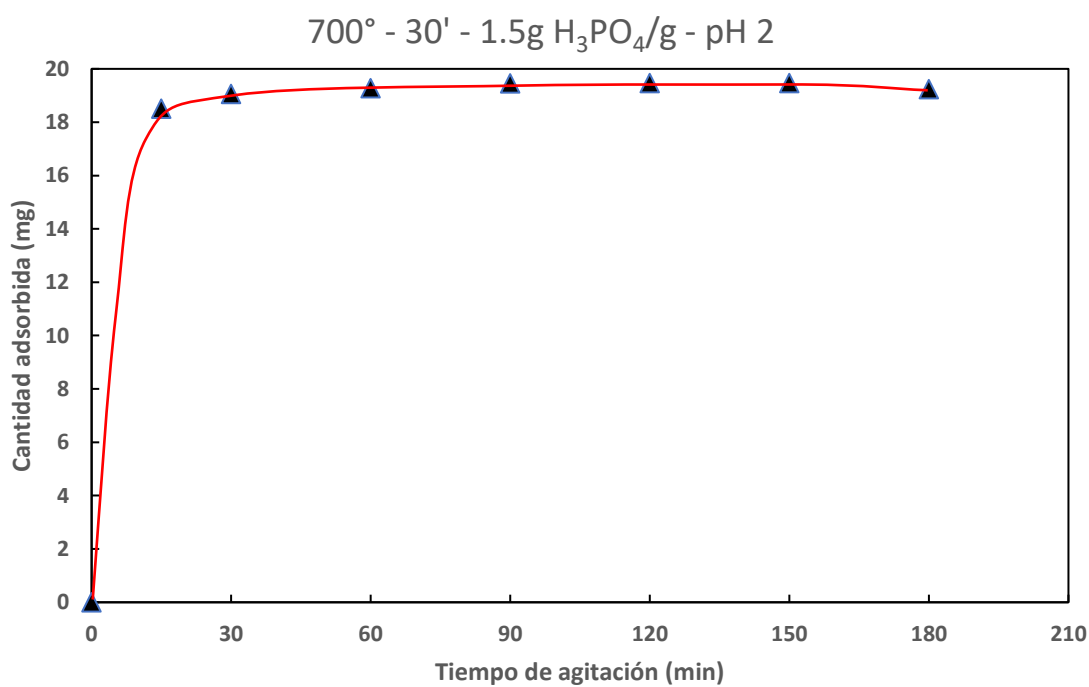
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.394	0.091	x200	18.2	181.8	18.18	90.9
30	0.335	0.079	x200	15.8	184.2	18.42	92.1
60	0.25	0.061	x200	12.2	187.8	18.78	93.9
90	0.877	0.191	x50	9.55	190.45	19.045	95.225
120	0.77	0.169	x50	8.45	191.55	19.155	95.775
150	0.758	0.166	x50	8.3	191.7	19.17	95.85
180	0.765	0.168	x50	8.4	191.6	19.16	95.8



Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 0.75 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de 1.5 g H₃PO₄/g de razón de impregnación

Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.317	0.075	x200	15	185	18.5	92.5
30	0.185	0.047	x200	9.4	190.6	19.06	95.3
60	0.132	0.0365	x200	7.3	192.7	19.27	96.35
90	0.482	0.109	x50	5.45	194.55	19.455	97.275
120	0.478	0.108	x50	5.4	194.6	19.46	97.3
150	0.472	0.107	x50	5.35	194.65	19.465	97.325
180	0.713	0.154	x50	7.7	192.3	19.23	96.15

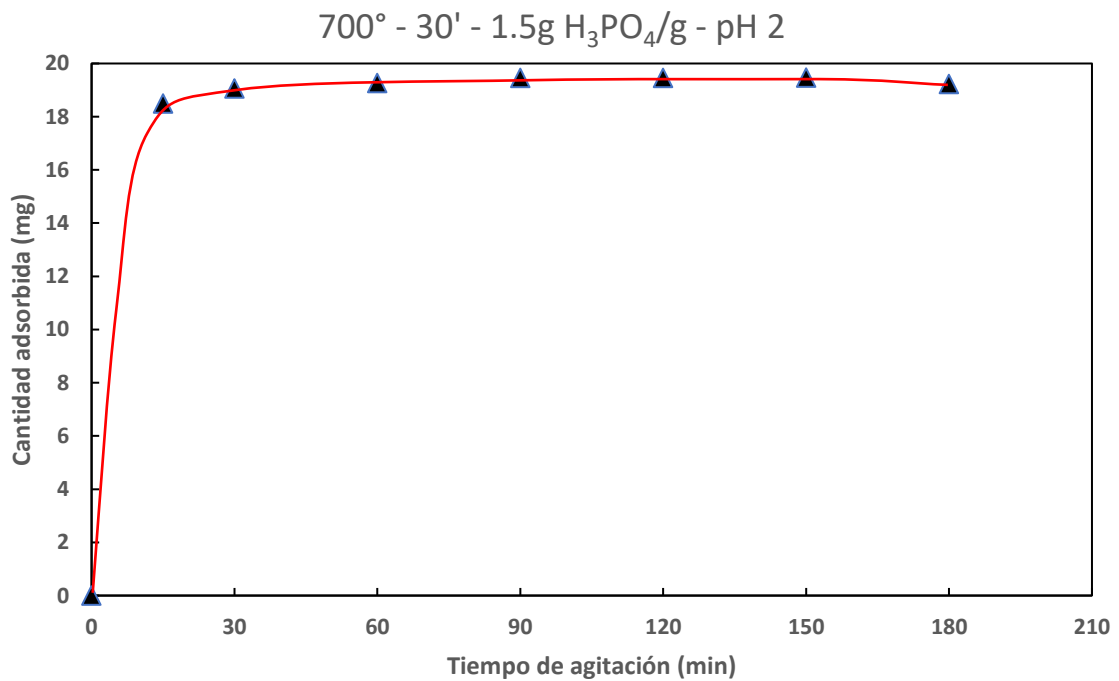


Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Anexo 6. Cálculos realizados para la obtención de las curvas cinéticas de adsorción de los tratamientos de pH de 2 y 7.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de pH 2

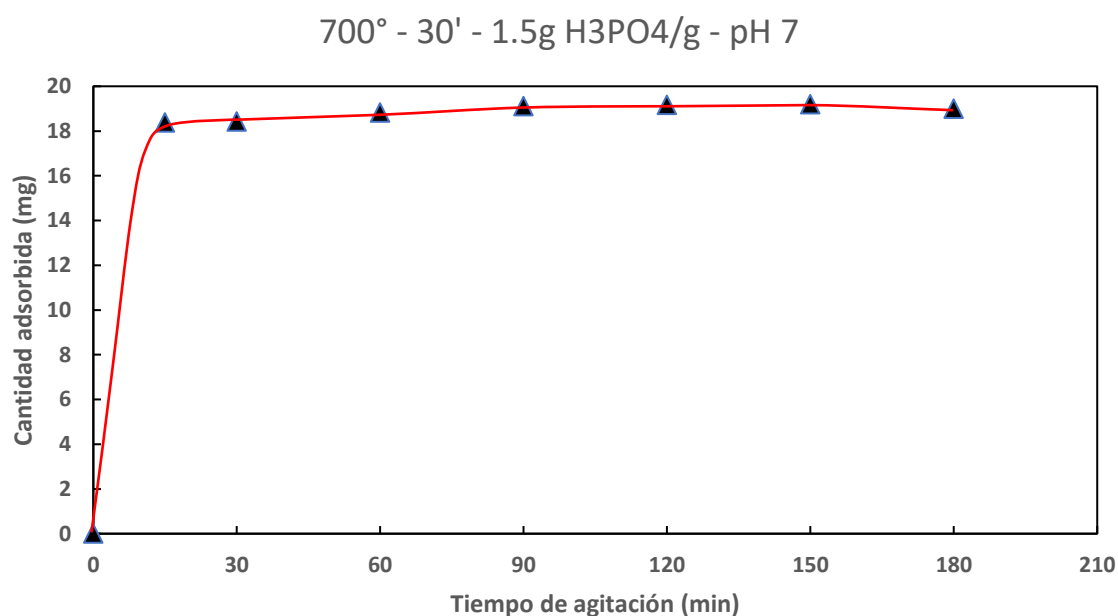
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.317	0.075	x200	15	185	18.5	92.5
30	0.185	0.047	x200	9.4	190.6	19.06	95.3
60	0.132	0.0365	x200	7.3	192.7	19.27	96.35
90	0.482	0.109	x50	5.45	194.55	19.455	97.275
120	0.478	0.108	x50	5.4	194.6	19.46	97.3
150	0.472	0.107	x50	5.35	194.65	19.465	97.325
180	0.713	0.154	x50	7.7	192.3	19.23	96.15



Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 2.

Cálculos para la cinética de adsorción del tratamiento de pH 7

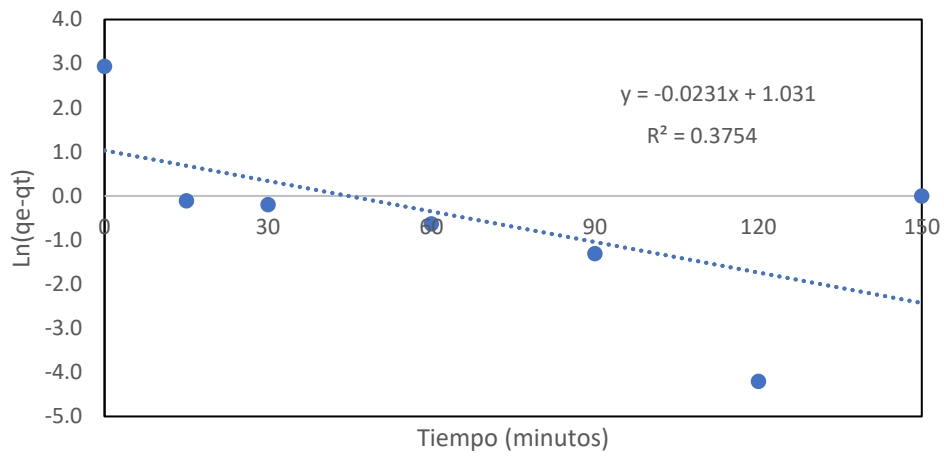
Tiempo	ABS	[Hg ⁺²] parcial	F.D	[Hg ⁺²] _{eq} (ppm)	[Hg ⁺²] _{ads} (ppm)	q _{ads} (mg)	% Remoción
0	0	0	0	0	0	0	0
15	0.344	0.081	x200	16.2	183.8	18.38	91.9
30	0.338	0.079	x200	15.8	184.2	18.42	92.1
60	0.240	0.059	x200	11.8	188.2	18.82	94.1
90	0.814	0.178	x50	8.9	191.1	19.11	95.55
120	0.756	0.168	x50	8.4	191.6	19.16	95.8
150	0.729	0.161	x50	8.05	191.95	19.195	95.975
180	0.929	0.202	x50	10.1	189.9	18.99	94.95



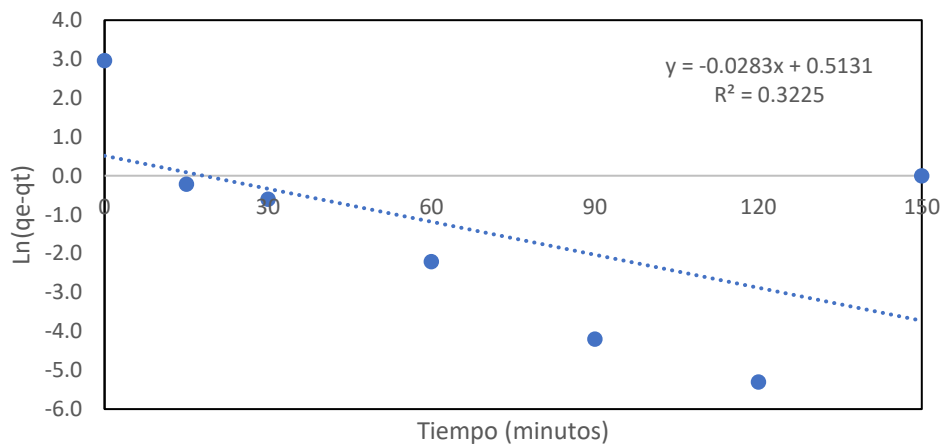
Curva cinética de adsorción del tratamiento 700°C, 30', 1.5 g H₃PO₄/g y pH 7.

Anexo 7. Gráficas del modelo cinético de pseudo primer orden

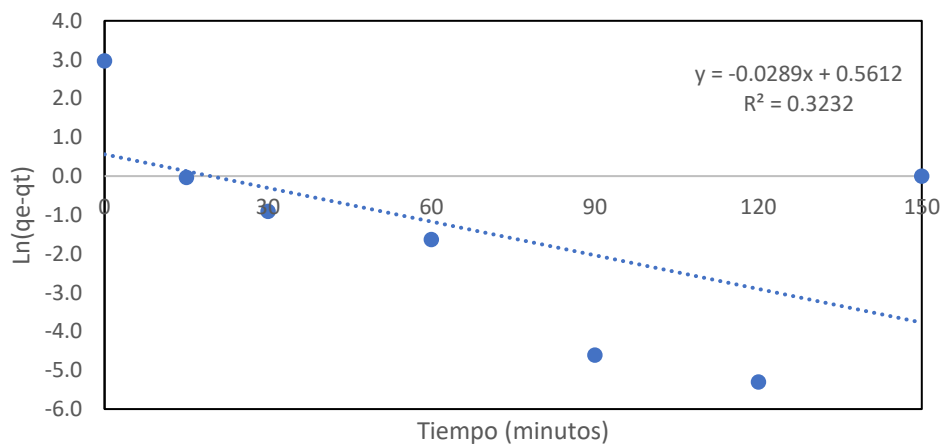
500° - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



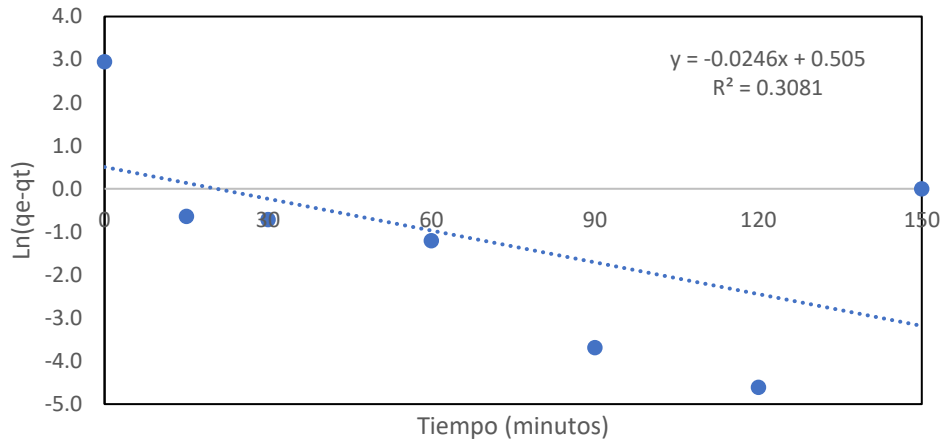
600° - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



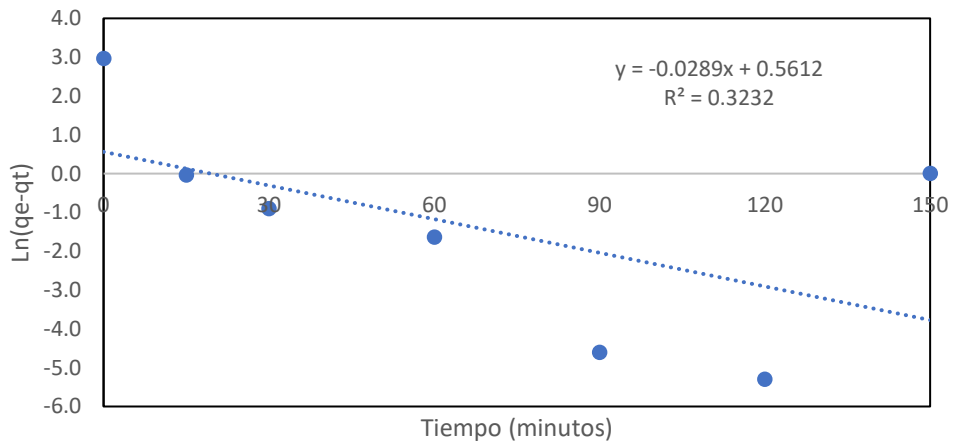
700° 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



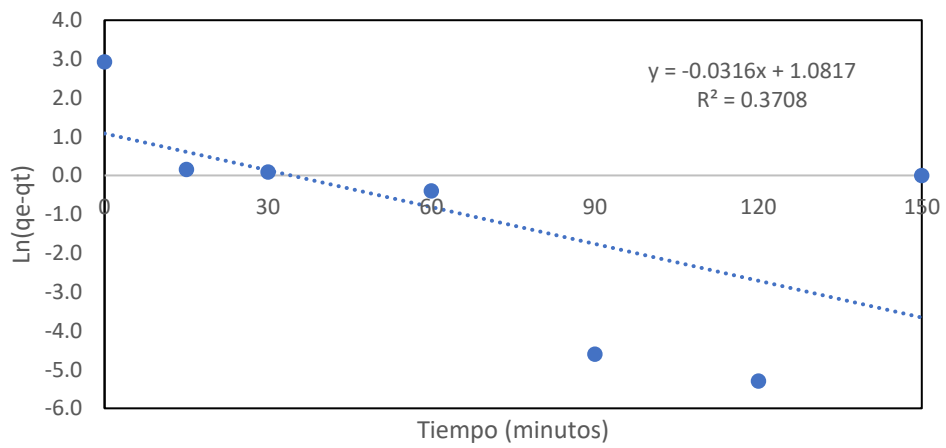
700°C - 15' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



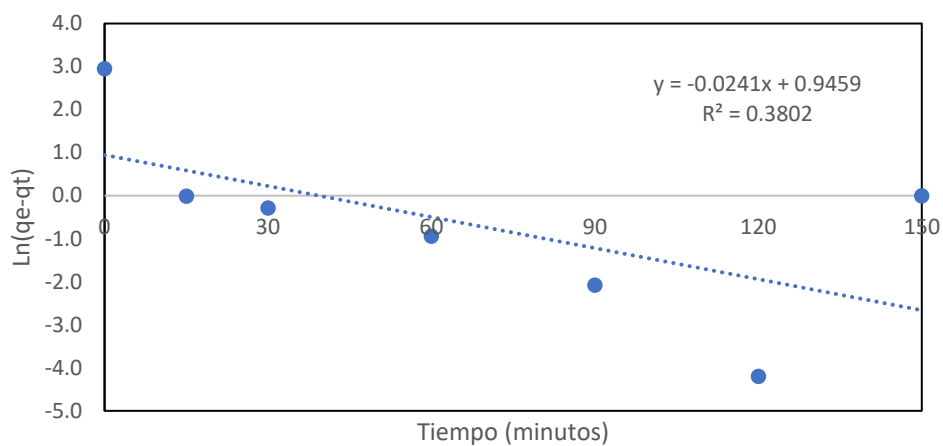
700°C - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



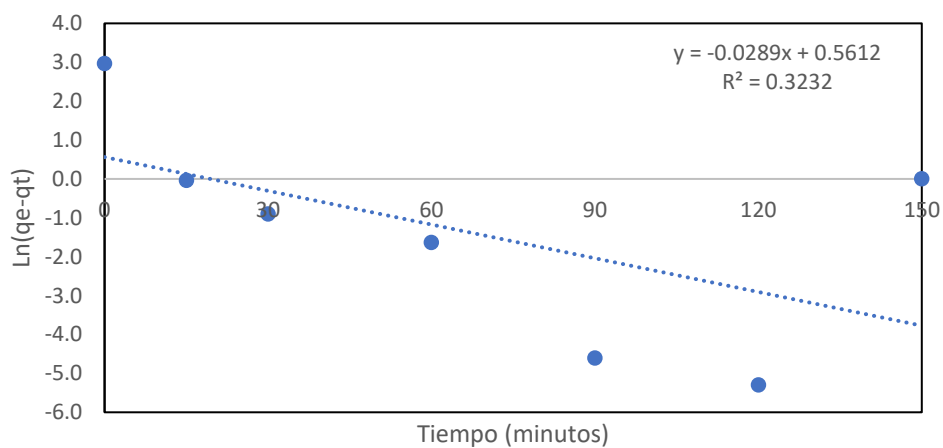
700°C - 45' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



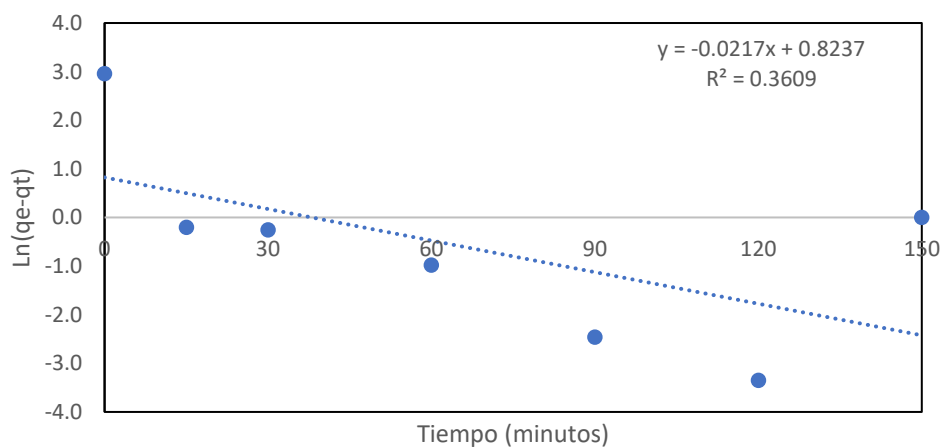
700°C - 30' - 0.75 g H₃PO₄/g - pH 2



700°C - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2

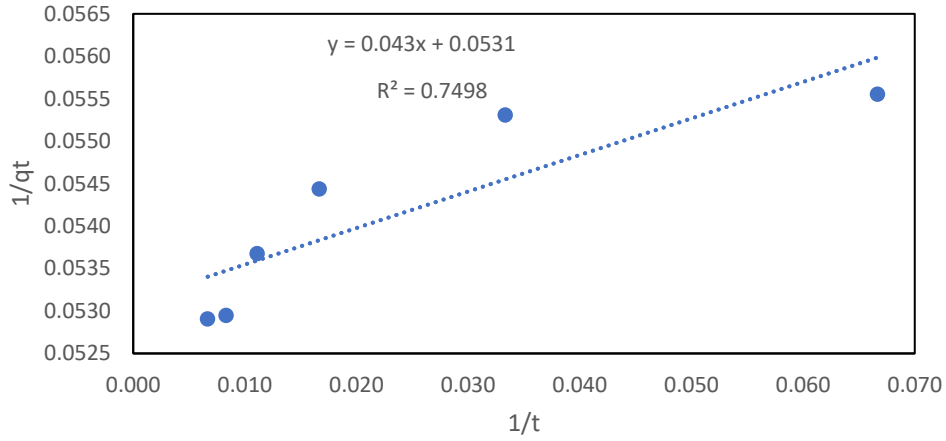


700°C - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 7

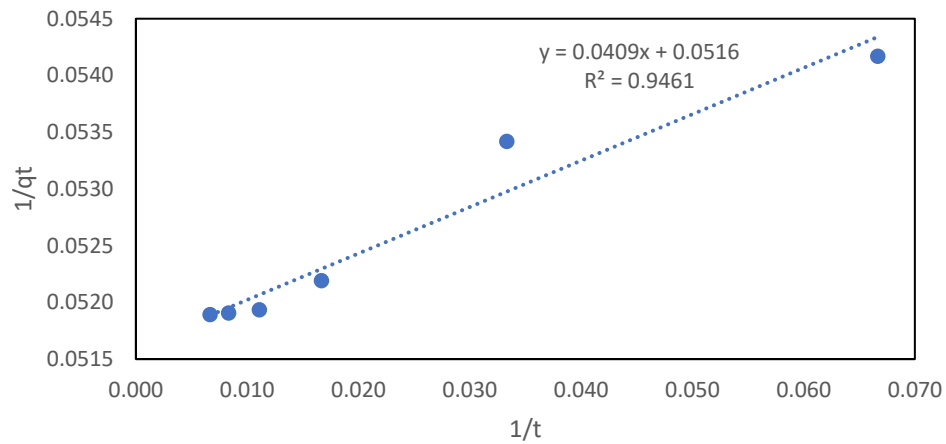


Anexo 8. Gráficas del modelo cinético de pseudo segundo orden

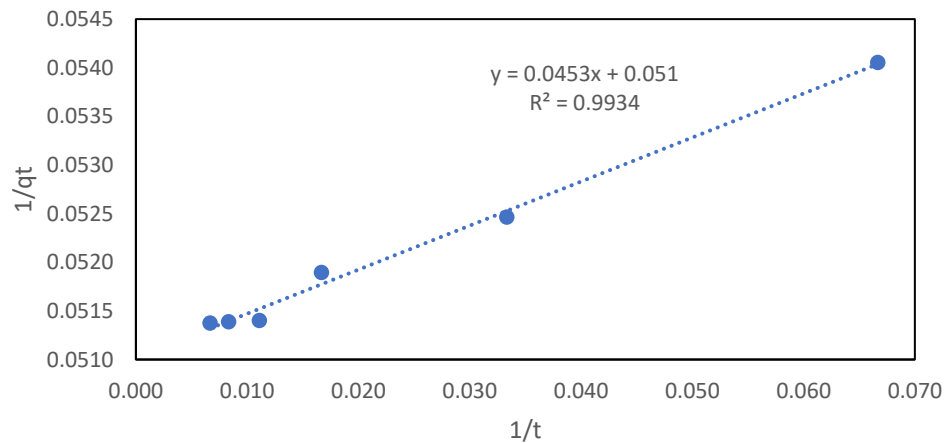
500° - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



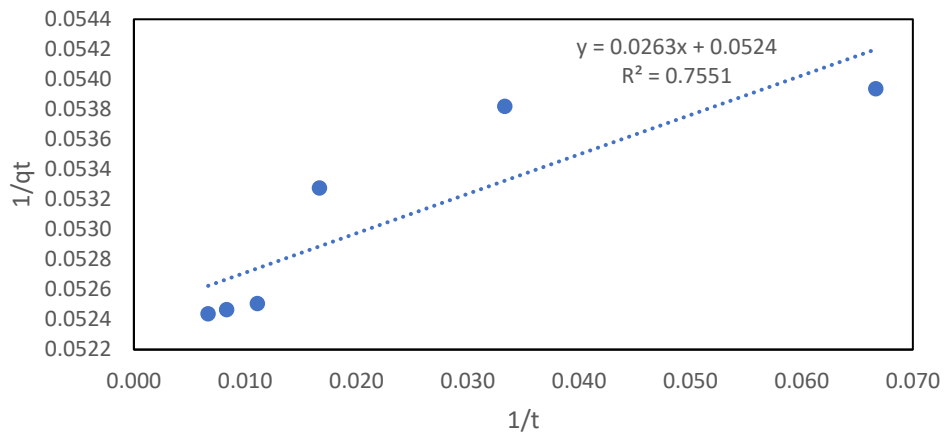
600° - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



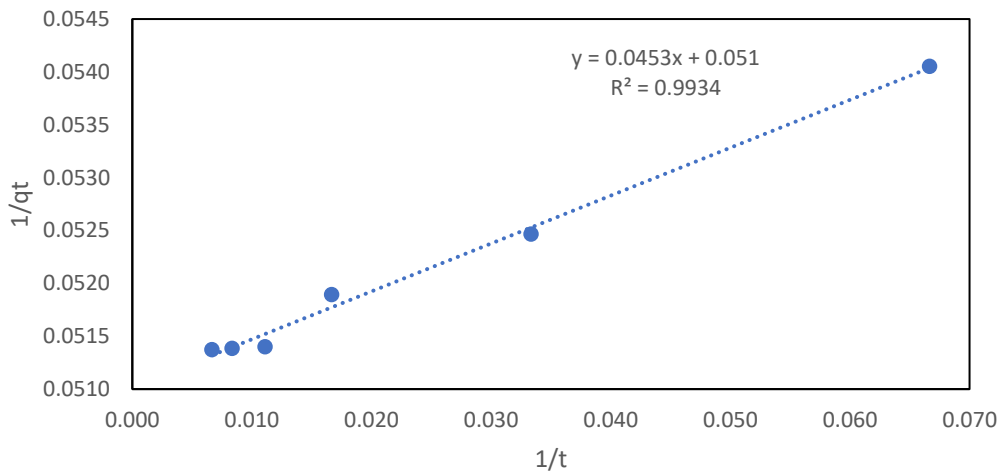
700° - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



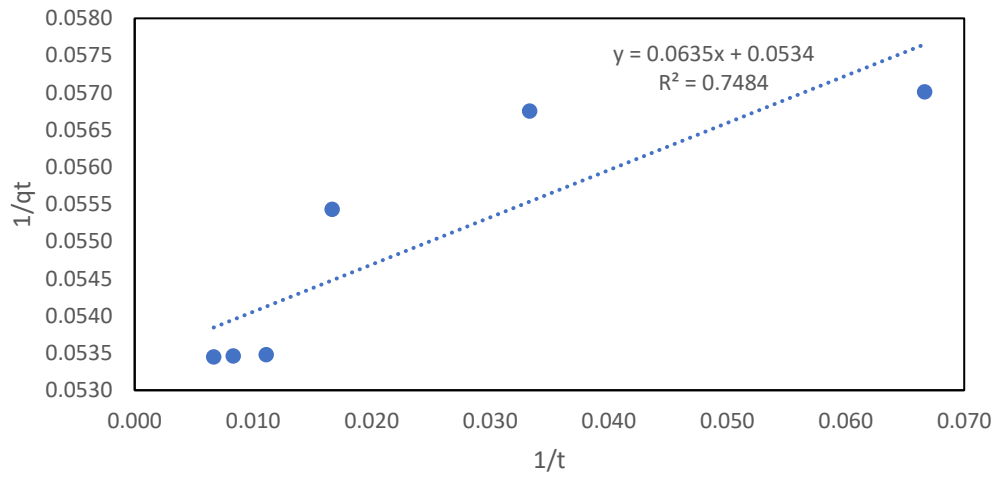
700°C - 15' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



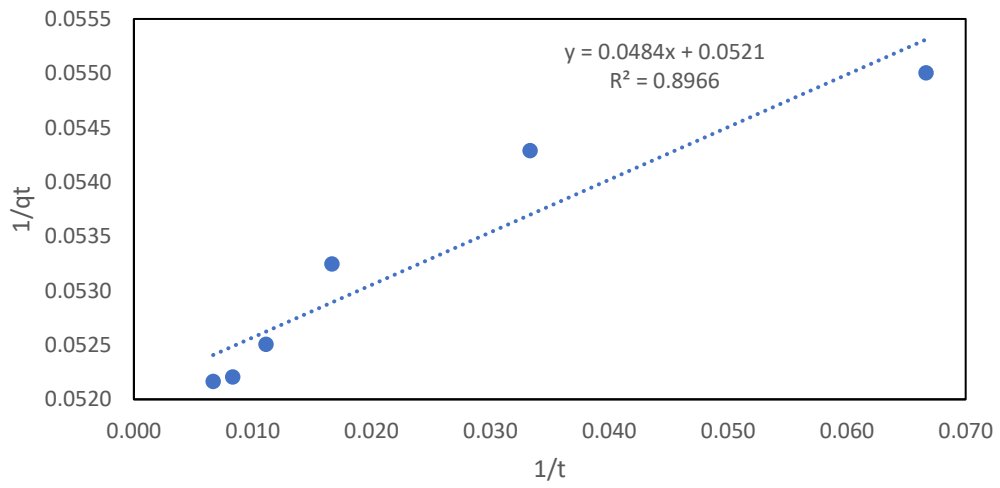
700°C - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



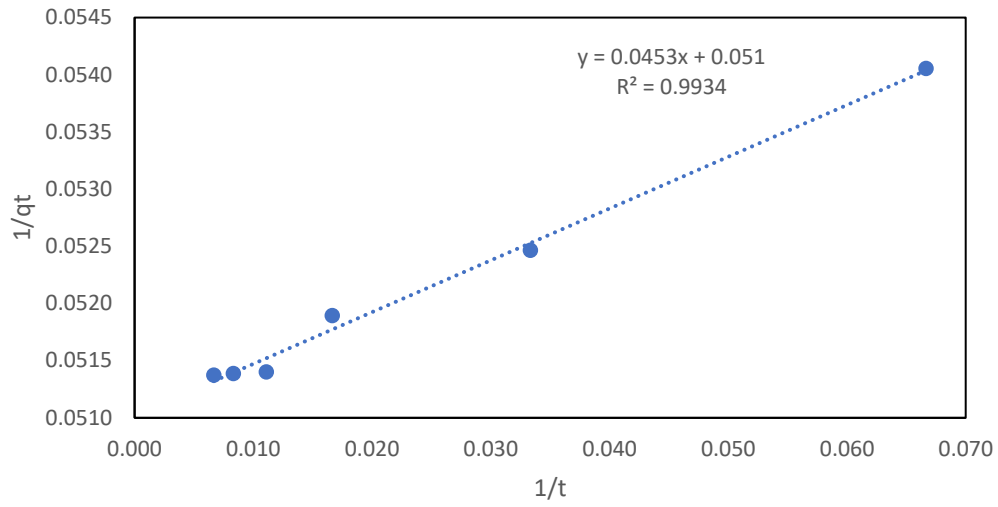
700°C - 45' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



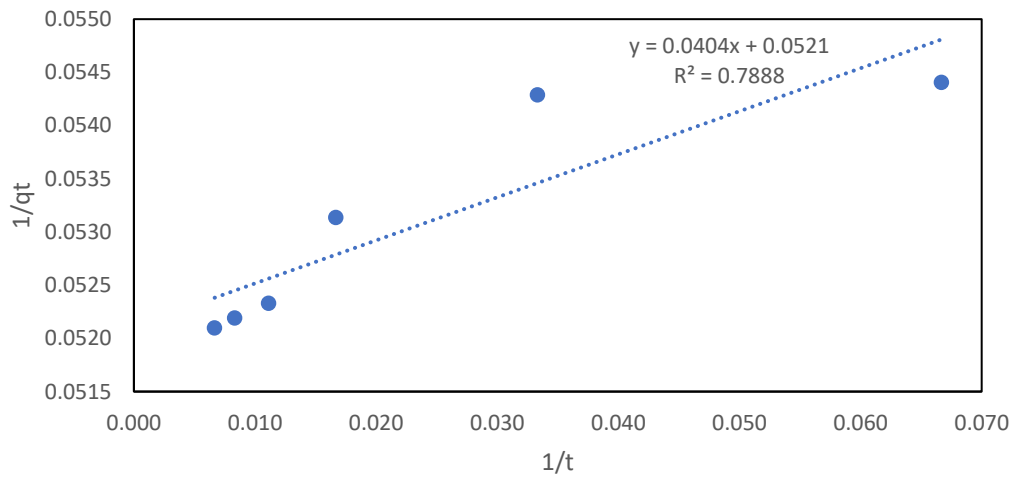
700°C - 30' - 0.75 g H₃PO₄/g - pH 2



700°C 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 2



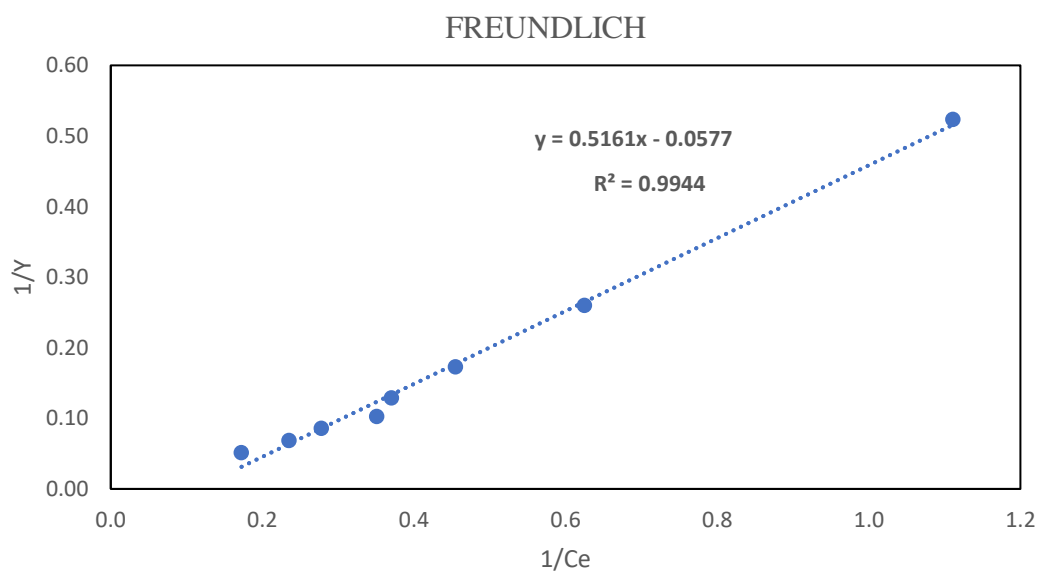
700°C - 30' - 1.5 g H₃PO₄/g - pH 7



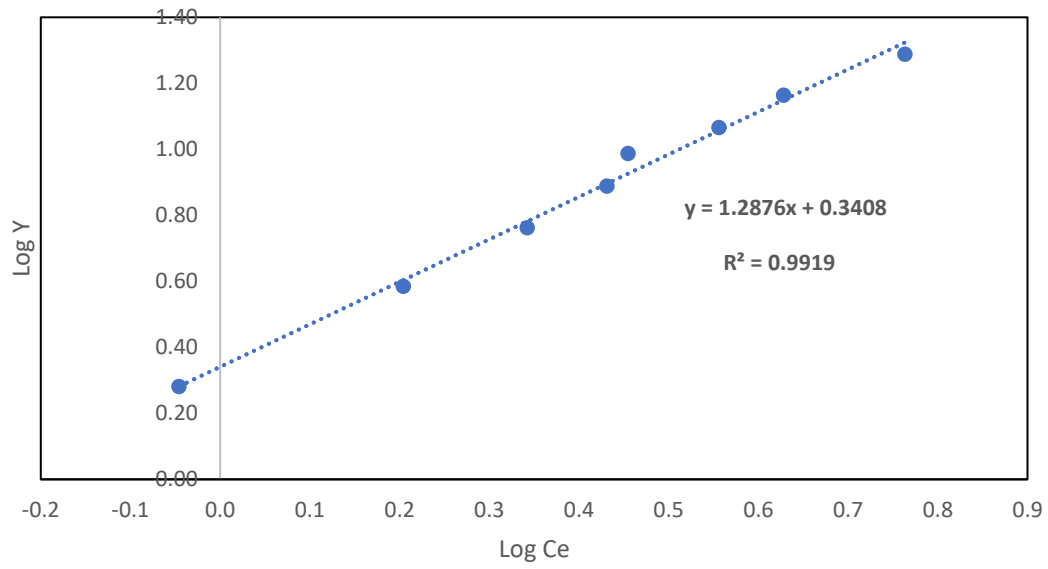
Anexo 9. Cálculos de los modelos de isotermas de Freundlich, Langumir, y Temkin

Modelo	Parámetro	700°C - 30' - 1.5 g H ₃ PO ₄ /g - pH 2
	1/n	0.5161
Freundlich	K _F (mg ^{1-1/n} .L ^{1/n} .g ⁻¹)	0.8756
	r ²	0.9944
	q _m (mg.g ⁻¹)	0.7766
Langmuir	K _L (L.mg ⁻¹)	3.7782
	r ²	0.9919
	b (kJ.mol ⁻¹)	400.15
Temkin	A (L.g ⁻¹)	9.4272
	r ²	0.9032

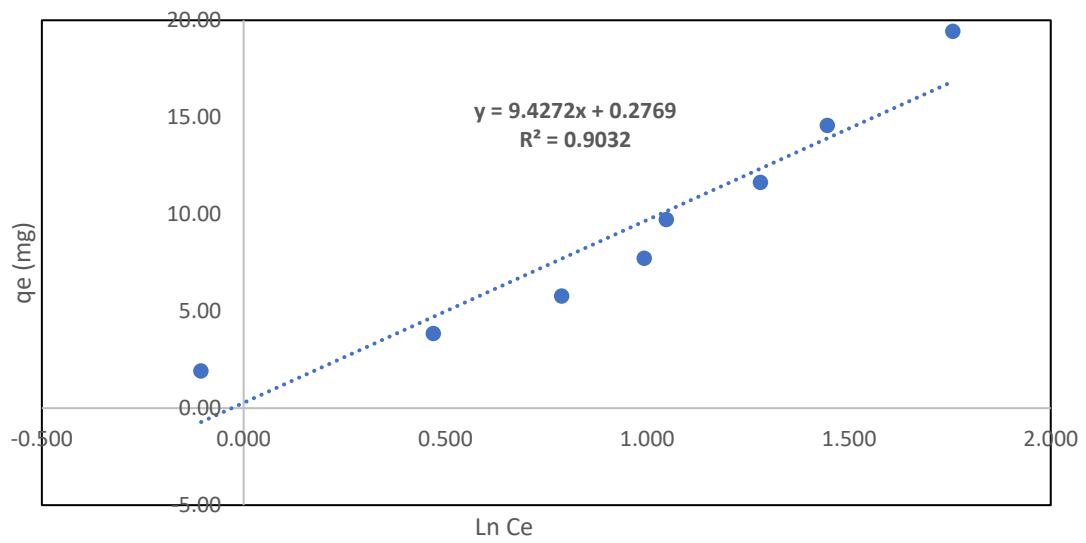
Anexo 10. Gráficas de las modelos de isotermas de Freundlich, Langumir, y Temkin.



LANGUMIR



TEMKIN



Anexo 11. Galería fotográfica

Acondicionamiento de la materia prima



Análisis proximal del endocarpio del durazno

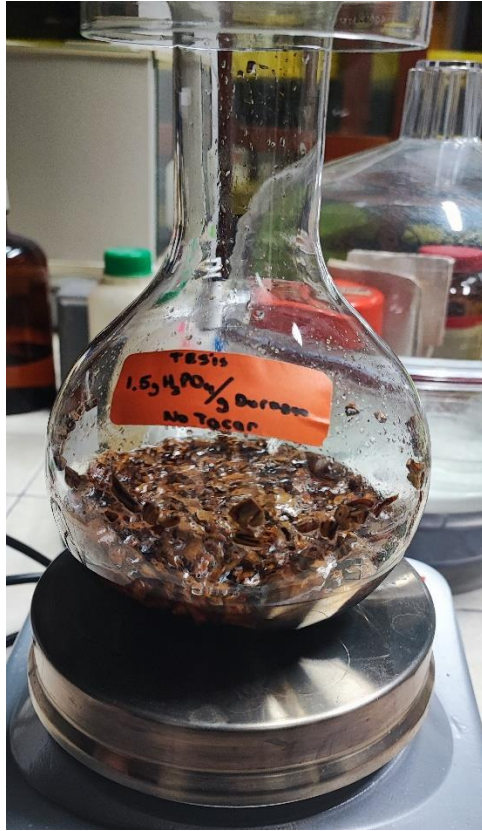


Reactivos utilizados

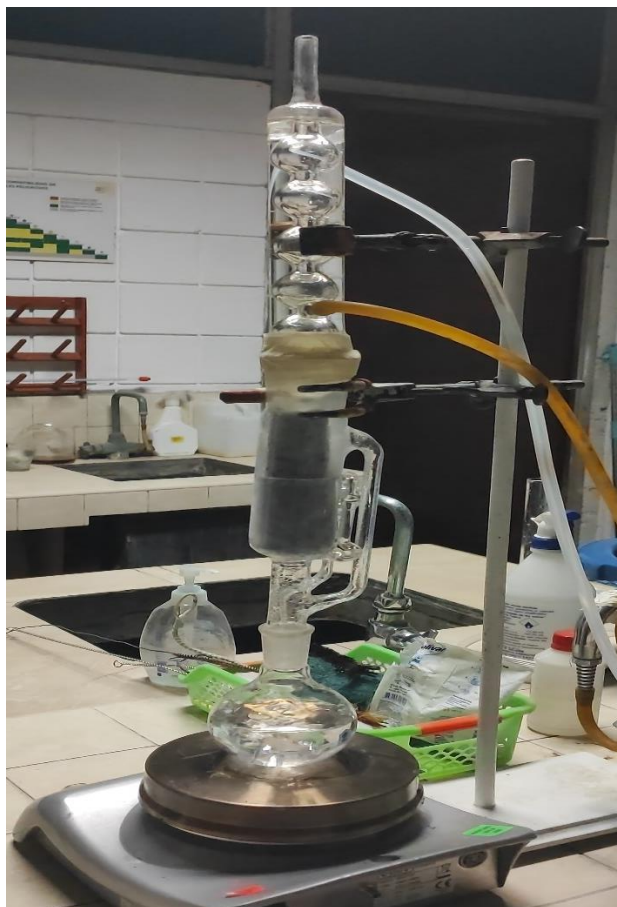


Impregnación del agente activante





Lavado y filtrado



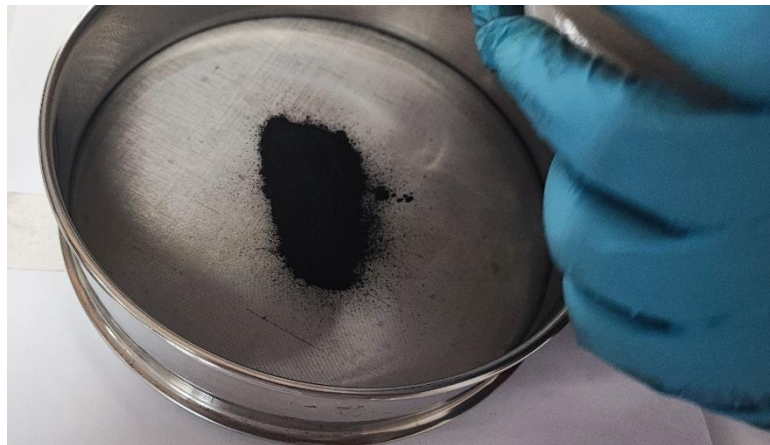
Activación del carbón activado





Molienda y tamizado







Detección de mercurio por el procedimiento colorimétrico de la Ditizona





Cuantificación de mercurio en el espectrofotómetro



Medición del pH

