



Universidad Autónoma de San Luis Potosí

Facultad de Ingeniería

Centro de Investigación y Estudios de Posgrado

**Remoción de iones plomo (II) presentes en solución acuosa mediante
residuos de cáscara de piña**

T E S I S

Que para obtener el grado de:

Maestría en Tecnología y Gestión del Agua

Presenta:

Lic. Angélica Bear de la Torre

Asesor:

Dr. Luis Armando Bernal Jácome

Co-asesora:

Dra. Karla Ximena Vargas Berrones

San Luis Potosí, S. L. P.

Septiembre de 2025



19 de junio de 2025

**LIC. ANGÉLICA BEAR DE LA TORRE
P R E S E N T E.**

En atención a su solicitud de Temario, presentada por los **Dres. Luis Armando Bernal Jácome y Karla Ximena Vargas Berrones**, *Asesor y Coasesora del Trabajo de Tesis* que desarrollará Usted, con el objeto de obtener el Grado de **Maestra en Tecnología y Gestión del Agua**. Me es grato comunicarle que en la sesión del H. Consejo Técnico Consultivo celebrada el día 19 de junio del presente, fue aprobado el Temario propuesto:

TEMARIO:

**"Remoción de iones plomo (II) presentes en solución acuosa
mediante residuos de cáscara de piña"**

Introducción.

- I. Contaminación por plomo: análisis de la problemática y estrategias de remediación.
- II. Materiales y métodos para la caracterización y adsorción de cáscara de piña.
- III. Análisis de la caracterización de la cáscara de piña y remoción de iones plomo (II) a partir de adsorción.

Conclusiones.

Referencias.

"MODOS ET CUNCTARUM RERUM MENSURAS AUDEBO"

ATENTAMENTE

DR. EMILIO JORGE GONZÁLEZ GALVÁN
DIRECTOR



www.uaslp.mx

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

Ccp. Archivo
-bvlg

"1945-2025: 80 años formando profesionales de la Ingeniería en beneficio de la sociedad"



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

D E C L A R A C I Ó N

El presente trabajo que lleva por título:

“Remoción de iones plomo (II) presentes en solución acuosa mediante residuos de cáscara de piña”

se realizó en el periodo septiembre de 2023 a septiembre de 2025 bajo la dirección del Dr. Luis Armando Bernal Jácome y Dra. Karla Ximena Vargas Berrones.

Originalidad

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

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

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

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

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

El autor del trabajo escrito, Angélica Bear de la Torre

Agradecimientos

En primer lugar, deseo expresar mi más sincera gratitud a mis padres, Miguel Ángel Bear y Alicia de la Torre, cuyo amor incondicional, esfuerzo y dedicación han sido el pilar fundamental en cada etapa de mi vida. Gracias por inculcarme valores, disciplina y perseverancia, elementos que no solo me han guiado en el ámbito académico, sino que también han forjado mi carácter y mi manera de enfrentar los retos de la vida. Este logro es tan suyo como mío.

Extiendo mi agradecimiento al Dr. Luis Armando Bernal Jácome, Dra. Karla Ximena Vargas Berrones, Dr. Cristóbal Aldama Aguilera y Dr. Alfredo Ávila Galarza, distinguidos miembros del comité, quienes con su conocimiento, orientación y entrega contribuyeron de manera invaluable a enriquecer este trabajo académico. Sus observaciones y consejos fortalecieron la calidad de este proyecto.

A José Isabel Rivera Benítez, le debo un reconocimiento muy especial. Su paciencia, compañía y constante motivación fueron un faro en los momentos de mayor incertidumbre. Su confianza en mí y su apoyo emocional se convirtieron en un motor que me permitió mantener la fuerza, la constancia y la esperanza a lo largo de este proceso.

A mis amigos y compañeros, les agradezco profundamente por el aliento, la colaboración y las palabras de ánimo que hicieron más llevadero este camino. Compartir con ustedes este trayecto académico fue un recordatorio de que los logros se disfrutan aún más cuando se celebran en comunidad.

Finalmente, a Nala, que es mucho más que una mascota: una compañera fiel que me acompañó en largas jornadas y desvelos, recordándome con su presencia la importancia de la compañía sincera y desinteresada.

A todos ustedes, les expreso mi reconocimiento y gratitud, pues este logro no habría sido posible sin su apoyo, su cariño y su confianza.

ÍNDICE

RESUMEN.....	13
Introducción	14
CAPÍTULO 1. CONTAMINACIÓN POR PLOMO: ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA Y ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN.....	16
1.1 Contaminación del agua.....	16
1.2 Metales pesados	17
1.2.1 Generalidades y aplicaciones del plomo.....	17
1.2.2 Efectos dañinos del plomo	19
1.2.3 Límites máximos permisibles del plomo en el agua.....	20
1.2 Problemática de la remoción de plomo en sistemas de tratamiento de agua	23
1.3 Métodos de remediación de metales pesados	24
1.3.1 Intercambio iónico	24
1.3.2 Precipitación química.....	25
1.4 Adsorción.....	26
1.4.1 Modelo de Langmuir.....	27
1.4.2 Modelo de Freundlich	28
1.5 Biosorción	29
1.5.1 Residuos agrícolas en la biosorción.....	30
1.5.2 La piña (Ananas comosus) y la valorización de su cáscara: variedades, aplicaciones y composición química	32
1.6 Justificación	37
1.7 Hipótesis.....	39
1.8 Objetivo general.....	39
1.8.1 Objetivos específicos	39

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS PARA LA CARACTERIZACIÓN Y ADSORCIÓN DE CÁSCARA DE PIÑA.....	40
2.1 Materiales y reactivos	40
2.2 Instrumentos y equipo analítico	41
2.3 Escaldado de cáscara de piña (CP-E).....	41
2.4 Pretratamiento de la cascara de piña	42
2.5 Cáscara de piña tratada con ácido nítrico (CP-HNO ₃).....	43
2.6 Cáscara de piña tratada con ácido clorhídrico (CP-HCl).....	43
Figura 2.2 Esquema para el lavado con ácido de la cáscara de piña (elaboración propia)	43
2.7 Determinación del punto de carga cero	43
2.8 Espectroscopia infrarroja	45
2.9 Determinación de sitios activos.	45
2.10 Isotermas de Adsorción.....	47
CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA CÁSCARA DE PIÑA Y REMOCIÓN DE IONES PLOMO (II) A PARTIR DE ADSORCIÓN.....	49
3.1 Concentración de los sitios activos	49
3.2 Punto de carga cero	53
3.3 Espectroscopia infrarroja	56
3.4 Remoción de plomo	61
3.5 Isotermas de adsorción.....	63
Referencias.....	74
Anexos.....	83
A. Imágenes de laboratorio	83
B. Espectros infrarrojos	89

C. Datos obtenidos en STATISTICA	91
D. Densidad del material adsorbente	94

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1	Propiedades del plomo (McMurry & Fay, 2009).....	18
Tabla 1.2	NOM-127-SSA1-2021. Especificaciones sanitarias de metales y metaloides (Secretaría de Salud (SSA), 2022)	21
Tabla 1.3	NOM-201-SSA1-2015. Metales, metaloides y compuestos inorgánicos (SSA, 2015).....	21
Tabla 1.4	NOM-001-SEMARNAT-2021. Límites Permisibles para Metales y Cianuros por la Secretaría (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT),, 2021).....	22
Tabla 1.5	NOM-002-ECOL-1996. Límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales (Secretaría de Medio Ambiente, 1998).	22
Tabla 1.6	Principales grupos de unión para la biosorción adaptada (Volesky, 2001)	30
Tabla 1.7	Residuos agrícolas utilizados para la adsorción de Pb (II)	32
Tabla 1.8	Posibles productos de procesamiento de residuos y base de alimentos relacionados con la piña modificada de (Mohd Ali et al., 2020).	33
Tabla 1.9	Composición química aproximada de la cáscara de piña tipo Cayena (Avila Garavito, 2019)	36
Tabla 2.1	Reactivos y materiales utilizados en la caracterización de la cáscara de piña.	40
Tabla 2.2	Instrumentos y equipo analítico.	41
Tabla 3.1	Concentración de sitios ácidos y básicos determinados por el método de Boehm ...	50
Tabla 3.2	Valor del pH _{PCZ} de los materiales adsorbentes	53
Tabla 3.3	Valores de pH _{PZC} reportados de materiales según tipo y concentración del tratamiento..	55

Tabla 3.4 Principales bandas de absorción infrarroja reportadas para lignina, celulosa, hemicelulosa y pectina.....	56
Tabla 3.5 Bandas características observadas en los espectros infrarrojos de los materiales biosorbentes.	59
Tabla 3.6 Concentraciones iniciales, finales y porcentaje de remoción de Pb(II) en los experimentos de adsorción en lote.....	61
Tabla 3.7 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara escaldada pH=3	64
Tabla 3.8 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara escaldada pH=4	64
Tabla 3.9 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido clorhídrico pH=3.....	64
Tabla 3.10 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido clorhídrico pH=4.....	64
Tabla 3.11 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido nítrico pH=3	65
Tabla 3.12 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido nítrico pH=4.....	65
Tabla 3.13 Parámetros de las isotermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de Pb(II) sobre biosorbente de cáscara de piña a 25 °C según el pH	66
Tabla 3.14 Comparación de $q_{\text{máx}}$ de Pb (II) con diferentes residuos agrícolas	69
Tabla D.1. Densidad aparente de muestras de cáscara de piña.....	94

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1 Diagrama de especiación del plomo (Giraldo & Moreno-Piraján, 2008).	19
Figura 1.2 Principales componentes de la cáscara de piña (Lucia & Arteaga, 2022).	34
Figura 1.3 Estructura de la celulosa (Suárez Matallana et al., 2022).	35
Figura 1.4 Estructura de la hemicelulosa (Suárez Matallana et al., 2022).	35
Figura 1.5 Estructura de la lignina (Suárez Matallana et al., 2022).	35
Figura 1.6 Estructura parcial de la molécula de pectina (Fon et al., 2019).	35
Figura 2.1 Pasos para el procedimiento del escaldado de cáscara de piña (elaboración propia).	42
Figura 2.2 Esquema para el lavado con ácido de la cáscara de piña (elaboración propia).	43
Figura 2.3 Esquema de la determinación del punto de carga cero (elaboración propia).	44
Figura 2.4 Esquema del procedimiento para la determinación de sitios activos (elaboración propia).	46
Figura 2.5 Esquema para el método de adsorción para pruebas en lote (elaboración propia) ...	48
Figura 3.1 Contenido de sitios carboxílicos, fenólicos, lactónicos y básicos en cáscara de piña modificada. 52	
Figura 3.1 Curvas potenciométricas de los biosorbentes derivados de cáscara de piña tratados por distintos métodos: escaldado (CP-E), modificado con HCl (CP-HCl) y modificado con HNO ₃ (CP-HNO ₃). 54	
Figura 3.2 Espectro FTIR de cáscara de piña, A) CP-E, B) CP-HCl y C) CP-HNO ₃	58
Figura 3.3 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre CP-HCl efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.	67

Figura 3.4 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña escaldada efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.	67
Figura 3.5 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña con ácido efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.	68
Figura A. 1. Agua en ebullición para escaldado de la cáscara de piña.	83
Figura A. 2. Cáscara de piña en ácido clorhídrico 0.1 M.	83
Figura A. 3. Enjuague de la cáscara de piña con agua destilada.....	84
Figura A. 4. Cáscara de piña posterior al secado en horno.	84
Figura A. 5. Cáscara de piña obtenida después de molienda.....	84
Figura A. 6. Agua destilada para pruebas de punto de carga cero.....	85
Figura A. 7. Pruebas de punto de carga cero de los diferentes adsorbentes.	85
Figura A. 8. Cáscara de piña en prueba de sitios activos.....	86
Figura A. 9. Filtración para la determinación de sitios activos.	86
Figura A. 10. Alícuota titulada en la determinación de sitios activos.	86
Figura A. 11. Preparación de soluciones de Pb (II).....	87
Figura A. 12. Pruebas en lote de adsorción con cáscara de piña en contacto con solución de Pb (II)	87
Figura A. 13. Agitación de pruebas en lote de adsorción con cáscara de piña.	87
Figura A. 14. Ajuste de pH para pruebas en lote.	88
Figura A. 15. Filtro para muestras de adsorción en lote.	88
Figura A. 16. Muestra filtrada para enviar a analizar.	88

Figura B. 1. Espectros IR de (a) lignina, (b) celulosa y (c) hemicelulosa en comprimidos con KBr (200 mg con 0,5 % de peso de sustancia).	89
Figura B. 2. Espectros FTIR de pectina extraída y pectina comercial.....	90
Figura C. 1. Estimación de CP-HCl pH 3 por Freundlich en STATISTICA.	91
Figura C. 2. Estimación de CP-HCl pH 4 por Freundlich en STATISTICA.	91
Figura C. 3. Estimación de CP-HNO ₃ pH 3 por Freundlich en STATISTICA.	92
Figura C. 4. Estimación de CP-HCl pH 4 por Freundlich en STATISTICA.	92
Figura C. 5. Estimación de CP-E pH 3 por Freundlich en STATISTICA.....	93
Figura C. 6. Estimación de CP-E pH 4 por Freundlich en STATISTICA.....	93

RESUMEN

La presencia de metales pesados en cuerpos de agua, producto de vertimientos industriales, representa una amenaza significativa para la salud humana y el ambiente. El plomo Pb (II) un contaminante peligroso debido a su capacidad de bioacumulación y toxicidad, generando efectos como daño neurológico, renal, hepático y alteraciones hematológicas. Frente a las limitaciones económicas y técnicas de los métodos tradicionales de tratamiento de aguas residuales, la biosorción emerge como una alternativa preventiva, eficiente y sostenible. Esta técnica utiliza biomasa de origen vegetal para remover contaminantes mediante interacciones fisicoquímicas, aprovechando la presencia de grupos funcionales con afinidad por metales. El material se sometió a tres tratamientos: escaldado (CP-E), lavado con ácido clorhídrico (CP-HCl) y lavado con ácido nítrico (CP-HNO₃). La caracterización se realizó mediante espectroscopía infrarroja (FTIR-ATR), determinación del punto de carga cero (pHPZC), cuantificación de sitios activos por el método de Boehm y espectroscopía de absorción atómica para la medición de la capacidad de adsorción. Los resultados indicaron que las superficies de los biosorbentes presentaron carácter predominantemente ácido, lo que favorece la atracción de cationes metálicos. Asimismo, los espectros FTIR confirmaron la presencia de grupos funcionales hidroxilo, carboxilo y fenólicos, vinculados directamente con los mecanismos de adsorción. Los ensayos de adsorción en lote evidenciaron que, a una concentración inicial de 30 mg/L, los tres tratamientos alcanzaron elevados porcentajes de remoción, destacando la cáscara tratada con ácido nítrico (CP-HNO₃), que logró una eficiencia de 97.67 % a pH 3. El análisis de isotermas mostró un mejor ajuste al modelo de Langmuir, lo que sugiere un proceso de adsorción en monocapa sobre superficies homogéneas. En conclusión, la cáscara de piña, especialmente tras modificaciones químicas, constituye una alternativa de bajo costo y alto potencial para la remoción de plomo en aguas contaminadas, representando una estrategia viable dentro de tecnologías de tratamiento ambiental sostenibles.

Palabras clave: Metales pesados, biosorción, residuos agrícolas, adsorción, cáscara de piña.

Introducción

La contaminación del agua es uno de los problemas ambientales más apremiantes a nivel mundial. La Organización Mundial de la Salud (OMS) la define como la alteración de la composición y/o estado natural del agua hasta el punto de que pierde sus propiedades adecuadas para los usos previstos. Esta alteración puede manifestarse en cambios físicos (como color, temperatura o turbidez), químicos (presencia de sustancias tóxicas, metales pesados, cambios de pH, entre otros) o biológicos (como proliferación de patógenos), lo que compromete la función ecológica del recurso y su disponibilidad para el consumo humano, agrícola o industrial (OMS, 2017).

Entre los principales contaminantes que afectan los cuerpos de agua se encuentran los metales pesados, cuya presencia ha aumentado considerablemente debido a actividades antropogénicas como la minería, la fundición, la fabricación de baterías, aleaciones y aceros (Ali et al., 2019). Elementos como el plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr), zinc (Zn) y mercurio (Hg) son especialmente peligrosos por su toxicidad, persistencia en el ambiente, capacidad de bioacumulación y su naturaleza no biodegradable (Caviedes Rubio et al., 2015; Pabón, 2020). La acumulación de estos metales en cuerpos hídricos representa una amenaza directa para los ecosistemas acuáticos y terrestres, así como para la salud humana, especialmente en comunidades que dependen de estas fuentes para su abastecimiento (Fu & Wang, 2011).

Ante la creciente preocupación por los impactos ambientales y sociales asociados con la contaminación por metales pesados, ha surgido la necesidad de desarrollar tecnologías de tratamiento de aguas más sostenibles, económicas y eficaces. Aunque los métodos convencionales como la precipitación química, la filtración por membranas o el uso de resinas de intercambio iónico han sido utilizados con cierto éxito, presentan limitaciones como altos costos operativos, sensibilidad a los cambios de pH y generación de residuos secundarios (Barakat, 2011).

En este contexto, la biosorción se presenta como una alternativa prometedora. Este proceso se basa en la capacidad de ciertos materiales biológicos conocidos como biomasa para retener contaminantes presentes en soluciones acuosas mediante mecanismos fisicoquímicos como la adsorción, el intercambio iónico y la complejación superficial. El empleo de biomasa no viva ofrece múltiples ventajas, como la ausencia de requerimientos para su mantenimiento o cultivo, lo

que conlleva una disminución en los costos y facilita su aplicación práctica en diversos entornos de tratamiento de aguas contaminadas (Vijayaraghavan & Yun, 2008).

La presente investigación se enfoca en el uso de cáscara de piña (*Ananas Comosus*), un residuo agroindustrial abundante y de bajo costo, como biosorbente para la remoción de Pb (II) en soluciones acuosas. Dada su riqueza en componentes lignocelulósicos como celulosa, hemicelulosa y lignina, esta biomasa posee múltiples grupos funcionales activos (como carboxilos, hidroxilos y carbonilos) que pueden interactuar eficazmente con iones metálicos, contribuyendo a la mitigación de la contaminación hídrica de forma económica y ambientalmente sustentable (Nguyen et al., 2013; Babel & Kurniawan, 2003).

CAPÍTULO 1. CONTAMINACIÓN POR PLOMO: ANÁLISIS DE LA PROBLEMÁTICA Y ESTRATEGIAS DE REMEDIACIÓN

1.1 Contaminación del agua

El agua constituye un recurso indispensable para la vida, ya que resulta esencial en el mantenimiento de los ecosistemas, la producción de alimentos, la generación de energía y el consumo humano. No obstante, su calidad se ve comprometida por la contaminación, entendida como la alteración de sus características físicas y químicas a causa de la incorporación de sustancias nocivas. La contaminación del agua puede tener dos orígenes principales: natural y antrópico. Esta última antrópica es causada por las actividades humanas, como la agricultura, la industria y la urbanización. La contaminación del agua puede ocurrir a través de cambios químicos, físicos o biológicos en su calidad, lo que puede tener efectos negativos en la salud de los seres vivos que la consumen. El consumo humano del agua es multifacético, ya que no solo se utiliza para beber, sino también para actividades cotidianas como el baño, el cepillado de dientes, la cocción de alimentos y otras (García Rodríguez, 2009).

Las fuentes de contaminación del agua se dividen en dos categorías: fuentes puntuales y fuentes difusas. Las fuentes puntuales son aquellas que se pueden identificar fácilmente debido a su ubicación y tipo de contaminante, como las minas, las refinerías de petróleo y las fábricas. Estas fuentes descargan agentes contaminantes químicos que alteran la composición del agua. Por otro lado, las fuentes difusas son aquellas que son difíciles de localizar y se componen de factores como la ganadería y la agricultura. Estas actividades pueden descargar agentes contaminantes químicos, como fertilizantes, herbicidas y fungicidas, que pueden llegar a cuerpos de agua grandes a través de arroyos, canales o escorrentías (Cely Calixto et al., 2023). En la actualidad, los metales pesados son uno de los contaminantes más severos del recurso agua, caracterizados por su alta toxicidad. Estos metales se incorporan al medio ambiente y al ser humano a través de diversas vías antropogénicas, lo que representa una seria amenaza para la salud de las plantas, animales y humanos. La gravedad de esta amenaza se debe a las propiedades de los metales pesados incluyen su persistencia en el medio ambiente, su capacidad de bioacumulación en los organismos vivos, su resistencia a la degradación biológica y su toxicidad, incluso a concentraciones muy bajas (Pabón, Benitez, et al., 2020).

1.2 Metales pesados

Un metal pesado, en la tabla periódica, es un elemento químico con alta densidad (mayor a 4 g/cm³), masa y peso atómico por encima de 20 g/mol, éstos son tóxicos en concentraciones bajas. Algunos ejemplos de estos elementos son: aluminio (Al), bario (Ba), berilio (Be), cobalto (Co), cobre (Cu), estaño (Sn), hierro (Fe), manganeso (Mn), cadmio (Cd), mercurio (Hg), plomo (Pb), arsénico (As), cromo (Cr), molibdeno (Mo), níquel (Ni), plata (Ag), selenio (Se), talio (Tl), vanadio (V), oro (Au) y zinc (Zn). Por lo general estos se consideran perjudiciales, sin embargo, muchos resultan esenciales para la dieta humana y, en algunos casos, su deficiencia o exceso puede conducir a problemas de salud, por ejemplo, el organismo requiere de hierro, cobalto, cobre, hierro, manganeso, molibdeno, vanadio, estroncio y zinc. Otros en cambio no cumplen una función fisiológica conocida y pueden alterar la salud y es mejor evitarlos siempre (Londoño Franco et al., 2016).

Dentro de este grupo, el plomo se considera uno de los contaminantes más críticos en el agua, debido a su persistencia, capacidad de bioacumulación y biotransformación, además de su elevada toxicidad. Estas características favorecen su permanencia en los ecosistemas por largos periodos, dificultando su eliminación natural. Se ha documentado ampliamente que la exposición al plomo (Pb) ocasiona serias alteraciones en la salud humana, incluso a bajas concentraciones (López Ramírez et al., 2024). Por ello, su presencia en cuerpos de agua constituye un riesgo prioritario que demanda estrategias preventivas de gestión y tratamiento, orientadas no solo a su remoción, sino también a evitar su liberación continua al ambiente.

1.2.1 Generalidades y aplicaciones del plomo

El plomo, cuyo símbolo químico es Pb, deriva del latín "plumbum". es un elemento químico perteneciente al grupo IV A (C, Si, Ge, Sn y Pb) de la clasificación periódica. El carácter electropositivo en este grupo aumenta con el número atómico y el plomo es verdaderamente metálico en comparación con el carbono y el silicio. La extracción y utilización del plomo se remontan a la antigüedad, con registros de explotación en la región de Anatolia alrededor del año 3500 a.C. Posteriormente, en la civilización egipcia, el plomo se empleó de diversas maneras: como pesario en redes de pesca, polvo cosmético (kohl) para proteger los ojos del sol y en la

creación de esculturas y utensilios para el culto de la diosa Osiris (Ludivina Robles-Osorio & Sabath, 2014).

El plomo es un metal pesado y blando, con un número atómico de 82 y un peso atómico de 207.19 g/mol. Se obtiene principalmente de la galena (PbS), un mineral sulfuroso. El plomo presenta valencias de 2 y 4, siendo la valencia de +2 la más estable. Su color característico es azul-grisáceo. Debido a sus propiedades físicas y químicas (**Tabla 1.1**), el plomo es ampliamente utilizado en diversas industrias como pintores que retiran pintura antigua, industrias de alfarería y cerámica, trabajadores que emplean soldadura de plomo, gasolina, pesticidas, baterías, accesorios de plomería, entre otras (ATSDR, 2024,Ebrahimi et al., 2020).

Tabla 1.1 Propiedades del plomo (McMurry & Fay, 2009)

Nombre y abreviatura del elemento	Plomo, Pb
Valencia	2, 4
Estado de oxidación	+2
Configuración de los electrones de valencia	[Xe]f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Punto de fusión (°C)	327
Punto de ebullición (°C)	1749
Densidad (g/cm³)	11.3
Radio atómico (pm)	175
Primera energía de ionización (kJ/mol)	716
Electronegatividad	1.9

En la **Figura 1** se presenta un diagrama que muestra la distribución de las especies de plomo en solución acuosa en función del pH. Cuando el pH es menor de 6, la especie predominante es el ion Pb (II). A partir de este pH, comienzan a formarse las especies solubles Pb(OH)_{2(s)} y PbOH⁺. Entre los valores de pH 7 y 12, la especie más común es el hidróxido sólido Pb(OH)_{2(s)}. Además, en este rango de pH, comienzan a aparecer las formas solubles Pb(OH)³⁻ y Pb(OH)₄²⁻.

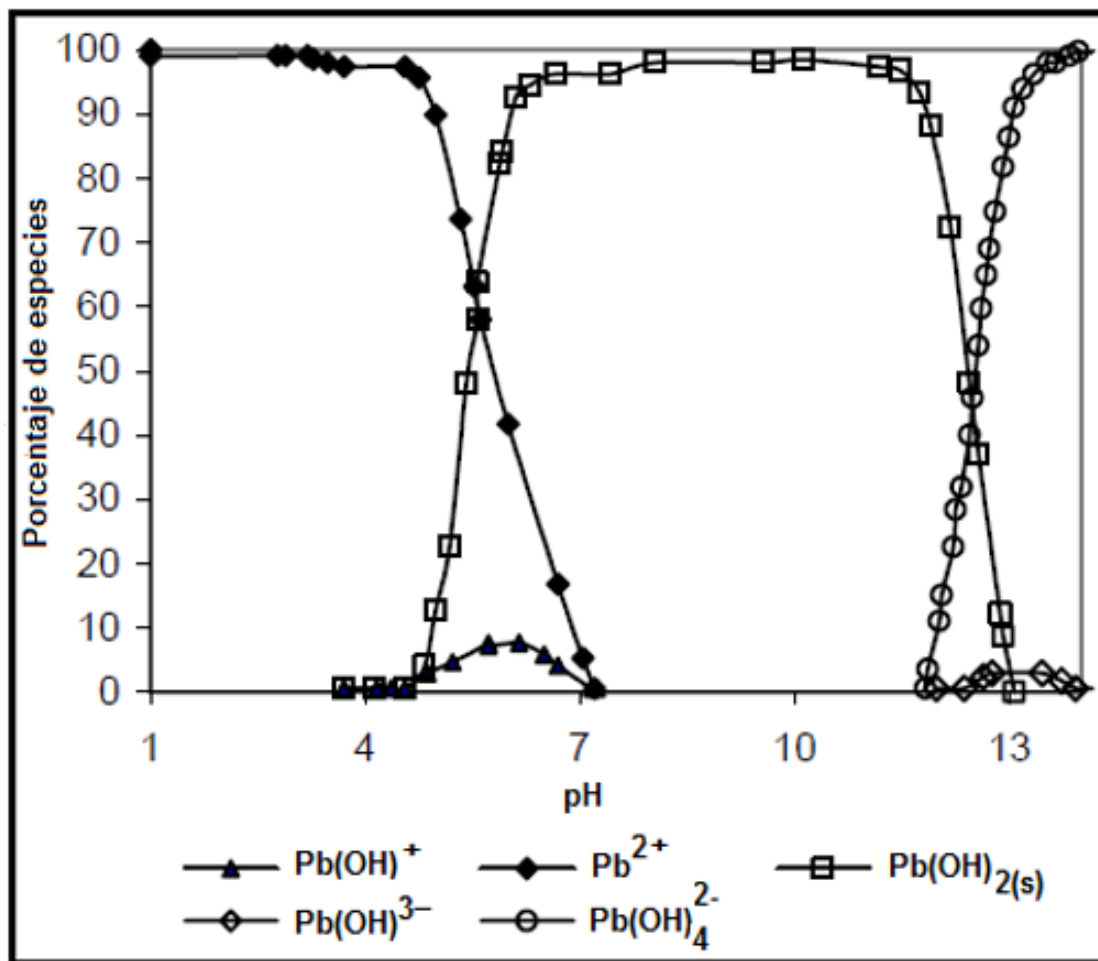


Figura 1.1 Diagrama de especiación del plomo (Giraldo & Moreno-Piraján, 2008).

1.2.2 Efectos dañinos del plomo

La absorción del plomo en el cuerpo humano depende de varios factores, como el estado de salud, la nutrición y la edad de la persona. En adultos, se estima que se absorbe alrededor del 20% del plomo ingerido, principalmente a través de la inhalación. La mayor parte del plomo que ingresa al cuerpo es eliminada a través de la orina o las heces. Sin embargo, la forma inorgánica del plomo no es metabolizada en el hígado, mientras que el plomo orgánico se absorbe casi en su totalidad y es metabolizado en el hígado (Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ASTDR), 2007).

La exposición al plomo puede ocurrir a través de diversas vías, como la inhalación en ocupaciones que involucran el uso de este metal, la ingestión de polvo contaminado, alimentos, agua o alcohol

contaminados. Los niños son más susceptibles a la absorción de plomo que los adultos. Una vez que el plomo ingresa al cuerpo, se distribuye en tres compartimientos principales: sangre, huesos y dientes, que contienen casi la totalidad del plomo, así como en otros tejidos como el hígado, riñones, pulmones, cerebro, bazo, músculos y corazón. El plomo almacenado en los huesos y dientes puede volver a entrar en la circulación sanguínea durante períodos de deficiencia de calcio, como el embarazo, la lactancia y la osteoporosis (Poma, 2008).

La Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades, (2007) destaca que el plomo afecta principalmente al sistema nervioso, tanto en niños como en adultos, y que la exposición ocupacional prolongada puede causar alteraciones en algunas funciones del sistema nervioso. Además, la exposición al plomo puede producir debilidad en los dedos, las muñecas o los tobillos, y niveles de exposición altos pueden dañar seriamente el cerebro y los riñones en adultos o en niños y pueden causar la muerte. En mujeres embarazadas, los niveles de exposición altos pueden producir abortos, y en hombres, la exposición a altos niveles de plomo puede alterar la producción de espermatozoides. El Departamento de Salud y Servicios Humanos (DHHS) ha determinado que es razonable predecir que el plomo y los compuestos de plomo son carcinogénicos en seres humanos. La EPA y la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) también han clasificado al plomo como probablemente carcinogénico en seres humanos(ASTDR, 2007).

1.2.3 Límites máximos permisibles del plomo en el agua

Las Normas Oficiales Mexicanas (NOM) tienen como objetivo proteger la salud de la población mexicana garantizando la calidad del agua potable y prevenir los riesgos asociados con la exposición a metales pesados, como el plomo. Estas normas establecen parámetros claros para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua, lo que permite identificar y mitigar posibles fuentes de contaminación.

La Secretaría de Salud (SSA) ha establecido dos normas clave relacionadas con la calidad del agua para consumo humano:

1. NOM-127-SSA1-2021: Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en el agua para consumo humano, con el objetivo de proteger la salud de la población mexicana.

Esta norma regula parámetros como la presencia de metales pesados, bacterias, virus y otros contaminantes que pueden afectar la salud humana mostrados en la **Tabla 1.2**

2. NOM-201-SSA1-2015: Establece los criterios para evaluar la calidad del agua para consumo humano en términos de su potabilidad, y proporciona lineamientos para la vigilancia y control de la calidad del agua mostrados en la **Tabla 1.3**

Tabla 1.2 NOM-127-SSA1-2021. Especificaciones sanitarias de metales y metaloides (Secretaría de Salud (SSA), 2022)

Parámetros	Límite permisible	Unidades
Plomo	0.01	mg/L

Tabla 1.3 NOM-201-SSA1-2015. Metales, metaloides y compuestos inorgánicos (SSA, 2015).

Especificación	Límite máximo permisible (mg/L)
Plomo	0.01

En cuanto al ámbito de las aguas residuales, la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) ha establecido dos normas clave:

1. NOM-001-SEMARNAT-2021 Establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación, con el fin de proteger los ecosistemas acuáticos y la salud pública presentados en la **Tabla 1.4**
2. NOM-002-ECOL-1996: Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal, con el objetivo de prevenir la contaminación de las aguas y proteger la infraestructura de alcantarillado presentados en la **Tabla 1.5**

Tabla 1.4 NOM-001-SEMARNAT-2021. Límites Permisibles para Metales y Cianuros por la Secretaría (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT)., 2021)

Parámetro (mg/L)	Ríos, arroyos, canales, drenes			Embalses, lagos y lagunas			Zonas Marinas mexicanas			Suelo								
										Riego de áreas verdes			Infiltración y otros riegos			Cárstico		
	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.	P.M.	P.D.	V.I.
Plomo	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4	0.5	0.75	1	0.5	0.75	1	0.2	0.3	0.4	0.2	0.3	0.4

Promedio Diario (PD): Valor que resulta del análisis de una muestra compuesta o el resultado del promedio ponderado en función del caudal o de la media geométrica del promedio aritmético.

Promedio Mensual (PM): Es el valor que resulta de calcular el promedio ponderado en función del caudal de los valores que resulten del análisis de al menos dos muestras compuestas (Promedio Diario) colectadas en un mismo mes de los caudales de las muestras simples que conforman cada una de las muestras compuestas.

Valor Instantáneo (VI): Es el resultado obtenido del análisis de laboratorio a una muestra simple de agua residual colectada en la descarga, con motivo de una verificación realizada por la Comisión o la Procuraduría del cumplimiento de los parámetros de calidad

Tabla 1.5 NOM-002-ECOL-1996. Límites máximos permisibles para contaminantes de las descargas de aguas residuales (Secretaría de Medio Ambiente, 1998).

Parámetro (mg/L)	Promedio Mensual	Promedio Diario	Instantáneo
Plomo Total	1	1.5	2

En conclusión, estas normas son fundamentales para garantizar que el agua potable sea segura para el consumo humano y prevenir enfermedades relacionadas con la calidad del agua. La SSA y la SEMARNAT trabajan en conjunto con otras dependencias gubernamentales y organismos de salud para asegurar que se cumplan estos estándares y se proteja la salud de la humanidad.

1.2 Problemática de la remoción de plomo en sistemas de tratamiento de agua

En las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR), la remoción de plomo (Pb) enfrenta múltiples limitaciones asociadas a la naturaleza del contaminante y a la eficiencia de los procesos convencionales. Métodos como la coagulación-floculación, sedimentación y filtración presentan baja eficacia frente a iones metálicos disueltos, como Pb(II), debido a que suelen encontrarse en bajas concentraciones y en formas solubles difíciles de precipitar (Fu & Wang, 2011).

La eliminación de metales pesados en las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) depende en gran medida de procesos como coagulación, precipitación o adsorción, cuya eficiencia varía según el tipo de coagulante y las condiciones operativas, en especial el pH. En el caso del plomo, la mayor remoción ocurre en un rango cercano a pH 9,0–9,5, donde tiende a formar compuestos inorgánicos poco solubles (Carolin et al., 2017). Sin embargo, mantener condiciones de pH óptimas en aguas residuales es complicado debido a la presencia simultánea de otros contaminantes y a la variabilidad de las descargas.

A ello se suma que el plomo puede interferir en los procesos biológicos al inhibir la actividad de los microorganismos responsables de la degradación de materia orgánica, lo que reduce la eficiencia global del tratamiento (Barakat, 2011). Además, en muchos casos el metal termina concentrándose en los lodos residuales, generando un nuevo pasivo ambiental y complicando su disposición final segura (Amábilis-Sosa et al., 2015).

En consecuencia, las PTAR enfrentan tres desafíos principales respecto a la remoción de plomo:

1. Baja eficiencia de los procesos fisicoquímicos convencionales para eliminar Pb(II) en solución.
2. Limitaciones biológicas por la toxicidad del metal hacia los microorganismos.

3. Transferencia del plomo a los lodos, que implica riesgos de contaminación secundaria.

Entre los métodos de remediación más empleados se encuentran la precipitación química, el intercambio iónico y la adsorción.

1.3 Métodos de remediación de metales pesados

Los metales pesados requieren un tratamiento diferenciado al de los contaminantes orgánicos debido a sus propiedades únicas, como la solubilidad, las características óxido - reducción y su capacidad para formar complejos. Lo anterior ocasiona que su degradación presente características diferenciadas, motivo por el cual se han desarrollado técnicas específicas para el tratamiento y la remoción de metales pesados en medios acuosos. Estas técnicas se pueden clasificar en convencionales, como la filtración por membrana, intercambio iónico, adsorción, precipitación química, electrocoagulación y coagulación-floculación, y no convencionales, que incluyen procesos innovadores para la remoción de metales pesados en aguas (Pabón, Benítez, et al., 2020). A continuación, se definen las diferentes técnicas de remoción utilizadas.

1.3.1 Intercambio iónico

El intercambio iónico es una técnica eficiente de separación utilizada para la remoción de iones metálicos presentes en aguas residuales mediante la sustitución de estos por otros iones de igual carga. Este proceso se basa en la interacción entre una fase sólida, comúnmente una resina, y los iones presentes en la fase líquida. La resina, compuesta por una matriz polimérica reticulada con grupos funcionales activos, capta selectivamente los iones metálicos de la solución acuosa, liberando simultáneamente otros iones que ocupan su lugar. Esta transferencia es de naturaleza física, ya que no implica reacciones químicas que alteren la identidad de los iones involucrados (Carolín et al., 2017).

Existen diferentes tipos de resinas de intercambio iónico, clasificadas principalmente en naturales y sintéticas. Las resinas sintéticas, fabricadas a partir de polímeros como el poliestireno, son las más utilizadas debido a su alta capacidad de intercambio, selectividad y estabilidad química, lo que las convierte en herramientas eficaces para la separación y recuperación de metales como Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} y Cr^{3+} . Estas resinas contienen grupos funcionales como sulfonatos, carboxilatos o aminas, los cuales determinan el tipo de iones que pueden intercambiar (Fu & Wang, 2011).

Uno de los principales beneficios del intercambio iónico es su especificidad, ya que puede diseñarse para eliminar selectivamente ciertos metales incluso en concentraciones bajas, lo que lo hace especialmente útil en la purificación de aguas industriales o en la recuperación de metales valiosos (Carolin et al., 2017). Sin embargo, esta ventaja está asociada a un costo considerable, ya que el precio de la resina de intercambio iónico se estima en alrededor de US\$ 4,400 por tonelada (Jadaa, 2024). No obstante, esta tecnología también presenta limitaciones. Uno de los desafíos más relevantes es la regeneración de las resinas, proceso que requiere el uso de soluciones químicas concentradas (por ejemplo, ácidos o sales), las cuales pueden generar residuos secundarios contaminantes y aumentar significativamente los costos operativos y ambientales del tratamiento (Carolin et al., 2017).

1.3.2 Precipitación química

La precipitación química es una técnica consolidada y ampliamente aplicada para la remoción de metales pesados en efluentes industriales debido a su bajo costo y facilidad operativa. Este proceso elimina los contaminantes disueltos en forma de partículas sólidas mediante la adición de reactivos, tales como hidróxidos, carbonatos o sulfuros, que inducen la formación de compuestos insolubles. La eficiencia de la precipitación química depende principalmente del control del pH, ya que cada metal presenta un intervalo óptimo de solubilidad, y algunos hidróxidos metálicos muestran comportamiento anfótero, lo que puede ocasionar su redisolución fuera de esos rangos. En la práctica, los metales disueltos suelen precipitar como hidróxidos, sulfuros o carbonatos, siendo la precipitación de hidróxidos la más empleada en la industria. Para ello, se utilizan agentes alcalinos como el hidróxido de sodio (NaOH) o la cal $[\text{Ca}(\text{OH})_2]$, los cuales permiten transformar los iones metálicos en compuestos insolubles que pueden ser separados del medio acuoso. Si bien este método ofrece ventajas como bajo costo de inversión y operación sencilla, también presenta limitaciones asociadas al consumo de reactivos químicos y a la generación de lodos, cuya disposición final implica un desafío ambiental y económico adicional (Kato & Kansha, 2024). En cuanto a los costos, se ha reportado que el rango de operación de la precipitación química varía entre 1.13 y 7.21 USD/m³ a un pH de 4–10, mientras que bajo condiciones óptimas de operación el costo promedio alcanza aproximadamente 4.94 USD/m³ (Oncel et al., 2013).

Una vez formados, los precipitados deben ser separados del agua mediante procesos físicos como la sedimentación, la filtración o la flotación. Sin embargo, este tratamiento genera grandes cantidades de lodo químico, el cual tiene un alto contenido de agua y debe ser sometido a procesos de deshidratación, estabilización y disposición adecuada. Esta gestión representa un desafío técnico y económico, especialmente cuando el volumen de lodo es elevado o contiene metales tóxicos. Otra limitación de la precipitación química es su baja eficiencia a bajas concentraciones de metales, ya que muchos iones metálicos permanecen en solución por debajo del umbral de solubilidad. Por esta razón, en aguas con bajas concentraciones metálicas se recurre a técnicas complementarias como la adsorción, el intercambio iónico o la nanofiltración. A pesar de estas limitaciones, la precipitación química sigue siendo ampliamente utilizada en aplicaciones industriales, debido a su bajo costo, su simplicidad de operación y la rápida reducción de contaminantes. Las variantes más comunes son la precipitación de hidróxidos, aplicable a la mayoría de los metales, y la precipitación con sulfuros, útil especialmente cuando se busca minimizar la solubilidad de metales como el níquel, el cobre o el zinc, formando sulfuros metálicos extremadamente poco solubles (Carolin et al., 2017; Fu & Wang, 2011).

1.4 Adsorción

La adsorción es un proceso mediante el cual átomos, iones o moléculas de una sustancia (adsorbato) se acumulan en la superficie de otra (adsorbente), a diferencia de la absorción, donde el material penetra al interior del cuerpo. Este fenómeno puede darse mediante fuerzas físicas (fisisorción) o químicas (quimisorción), dependiendo del tipo de interacción entre el adsorbato y el adsorbente. La fisisorción se caracteriza por ser reversible y estar gobernada por fuerzas de Van der Waals, mientras que la quimisorción implica la formación de enlaces químicos más fuertes y, por tanto, suele ser irreversible (Ruthven, 1984). Debido a su eficiencia y simplicidad, la adsorción ha sido ampliamente utilizada en diversas aplicaciones ambientales, industriales y científicas, particularmente en el tratamiento de aguas contaminadas, donde ha demostrado ser eficaz para remover contaminantes orgánicos e inorgánicos incluso a bajas concentraciones (Foo & Hameed, 2010). Desde un enfoque fisicoquímico, este proceso se considera una transferencia de masa altamente relevante, ya que permite la remoción selectiva de compuestos a través de mecanismos controlables. Las interacciones que rigen el fenómeno pueden incluir enlaces de hidrógeno, fuerzas electrostáticas, enlaces covalentes e incluso la formación de complejos superficiales, lo que amplía

su aplicabilidad frente a una amplia gama de contaminantes (Ruthven, 1984). Además, se destaca por su simplicidad operativa, bajo requerimiento energético y versatilidad frente a diferentes tipos de matrices acuosas, lo que le confiere ventajas sobre otros métodos convencionales como la precipitación química, la filtración por membranas o los procesos de oxidación avanzada (Demirbas, 2008). En este contexto, diversos adsorbentes comerciales han sido ampliamente empleados en plantas de tratamiento de aguas, con precios promedio reportados en la literatura de aproximadamente US\$ 450 por tonelada para la zeolita, US\$ 750 por tonelada para la alúmina activada y US\$ 1,150 por tonelada para el carbón activado, lo que refleja diferencias significativas en cuanto a accesibilidad y costo de operación (Jadaa, 2024).

El estudio de los sistemas de adsorción se fundamenta en el uso de modelos matemáticos que permiten representar la relación entre la cantidad de adsorbato retenido en el adsorbente y su concentración en el medio líquido en equilibrio. Estas ecuaciones, conocidas como isothermas de adsorción, son esenciales para comprender la naturaleza del proceso y optimizar sus parámetros operativos. Entre los modelos más utilizados se encuentran las isothermas de Freundlich y Langmuir que describen distintos tipos de superficies y mecanismos de adsorción. El modelo de Freundlich, de carácter empírico, es adecuado para sistemas heterogéneos y no saturables; el de Langmuir, por su parte, se basa en la formación de una monocapa sobre superficies homogéneas con sitios activos equivalentes (Foo & Hameed, 2010).

1.4.1 Modelo de Langmuir

La isoterma de Langmuir es considerada una de las más simples y, al mismo tiempo, una de las más ampliamente aplicadas en estudios de adsorción física y química. Este modelo plantea que la adsorción ocurre en una única capa molecular (monocapa) sobre una superficie homogénea, donde todos los sitios de adsorción poseen igual energía y capacidad de adsorber una sola molécula. No se considera interacción entre las moléculas adsorbidas, ni migración de estas sobre la superficie del adsorbente. De acuerdo con esta teoría, cada sitio activo solo puede ser ocupado por una molécula del adsorbato, y una vez saturado, no se permite una nueva adsorción en ese punto. Además, las fuerzas de atracción intermoleculares se reducen drásticamente con la distancia, lo que refuerza la idea de adsorción localizada, en sitios definidos y sin interferencia (Saadi et al., 2015).

La expresión matemática del modelo se escribe como **Ec. (1.1)**:

$$q = \frac{Q_m k C_e}{1 + k C_e} \quad (1.1)$$

Donde

- q : Masa de soluto adsorbido por el adsorbente (mg adsorbato·g⁻¹ de adsorbente).
- C_e : Concentración en el equilibrio del adsorbato (mg·L⁻¹).
- Q_m : Cantidad máxima de adsorbato adsorbida por el adsorbente (mg adsorbato·g⁻¹ de adsorbente).
- k : Constante de adsorción de Langmuir (L·mg⁻¹)

Un valor elevado de k indica una mayor energía de adsorción y, por ende, una mayor tendencia del contaminante a ser adsorbido. Se ha demostrado que, entre los modelos de isothermas de tipo monocapa, la isoterma de Langmuir ofrece el mejor ajuste a los datos experimentales, lo que la convierte en una herramienta confiable para describir la adsorción de numerosos contaminantes sobre superficies sólidas (Saadi et al., 2015).

1.4.2 Modelo de Freundlich

El modelo de isoterma de Freundlich es una ecuación empírica contraria de Langmuir ya que se propone la adsorción multicapa. Este modelo supone que la superficie del adsorbente es heterogénea y los sitios activos y sus energías se distribuyen exponencialmente. Los sitios de unión más fuertes se ocupan primero, hasta que la energía de adsorción disminuye exponencialmente al finalizar el proceso de adsorción. La isoterma de Freundlich se expresa como **Ec. (1.2)**

$$q = k C_e^{\frac{1}{n}} \quad (1.2)$$

Donde

- q : Cantidad de adsorbato removida por el adsorbente (mg adsorbato·g⁻¹ de adsorbente).
- C_e : Concentración en el equilibrio del adsorbato (mg·L⁻¹).
- k : Parámetro de Freundlich de la capacidad de adhesión del adsorbato sobre el adsorbente, (mg·g⁻¹) (L·mg⁻¹)^{1/n}.
- $1/n$: Parámetro de Freundlich de la intensidad de adsorción del adsorbato sobre el adsorbente o la heterogeneidad de la superficie, sin unidades.

Los valores de $1/n$ entre 0 y 1 indica una isoterma de adsorción favorable. Cuando este valor se acerca a cero, la superficie del adsorbente se vuelve más heterogénea y la isoterma de adsorción se vuelve más no lineal, mientras que $1/n$ por encima de uno es indicativo de isotermas de adsorción desfavorables. A medida que $1/n$ se hace más pequeño que aproximadamente 0,1, la isoterma de adsorción se aproxima a la isoterma irreversible. Debido a que tal ecuación no se aproxima a la ley de Henry a bajas concentraciones, no es capaz de proporcionar un buen ajuste para los datos de adsorción. El modelo de Freundlich es el más apropiado para describir la adsorción de diferentes adsorbatos a partir de soluciones acuosas (Saadi et al., 2015).

1.5 Biosorción

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua representa una preocupación ambiental significativa debido a su toxicidad, persistencia y capacidad de bioacumulación. Entre las tecnologías emergentes para mitigar este problema, la biosorción se destaca como una alternativa eficiente, económica y ecológica (Yaashikaa et al., 2024).

La biosorción es un proceso pasivo mediante el cual materiales biológicos, vivos o inactivos, retienen contaminantes metálicos a través de mecanismos como adsorción física, intercambio iónico, complejación y precipitación superficial. Este proceso no depende del metabolismo celular, lo que permite utilizar biomasa residual o muerta como biosorbente (Fernández González, 2019). Diversas biomasas han sido investigadas como biosorbentes, incluyendo bacterias, hongos, algas y residuos agrícolas. Por ejemplo, la biomasa de *Saccharomyces cerevisiae* ha demostrado eficacia en la remoción de metales como arsénico, cadmio y plomo (López & Hamad, 2014). Asimismo, materiales como el orujillo, un subproducto de la industria olivarera, han sido valorizados como biosorbentes eficientes en procesos a escala piloto (Fernández González, 2019).

Entre las principales ventajas de la biosorción se encuentran su bajo costo, ya que utiliza materiales abundantes y económicos; su alta eficiencia para remover metales pesados incluso a bajas concentraciones; la posibilidad de desorber los metales y reutilizar el biosorbente en múltiples ciclos; y su sostenibilidad ambiental, al minimizar la generación de lodos tóxicos (Bayuo et al., 2022).

Recientemente se ha explorado la modificación química de biosorbentes para mejorar su capacidad de adsorción. Por ejemplo, la combinación de biomásas con materiales químicos ha mostrado mejoras en la eficiencia de remoción de metales pesados (Li et al., 2022). Además, se ha destacado la importancia de factores como el pH, la temperatura y la concentración inicial de metales en la eficiencia del proceso de biosorción (Bayuo et al., 2022).

1.5.1 Residuos agrícolas en la biosorción

Los residuos agrícolas, tales como cáscaras de frutas, tallos, bagazo, hojas y semillas, contienen una variedad de grupos funcionales activos —como carboxilos, hidroxilos, aminas y grupos fenólicos— que se encuentran principalmente en los componentes lignocelulósicos, como la celulosa, hemicelulosa y lignina. Estos grupos funcionales son responsables de las interacciones fisicoquímicas que permiten la retención de contaminantes metálicos como plomo, cadmio, mercurio y cromo (Nguyen et al., 2013).

Entre los mecanismos más importantes que explican este proceso, el intercambio iónico ha sido identificado como una vía clave en la retención de metales durante la biosorción. Los principales grupos funcionales responsables de estas interacciones se resumen en la **Tabla 1.6** acerca de los grupos químicos activos involucrados en la unión de los iones metálicos.

Tabla 1.6 Principales grupos de unión para la biosorción adaptada (Volesky, 2001)

Grupo funcional	Fórmula estructural	Clasificación HSAB	Átomo ligante
Hidroxilo	–OH	Duro	O
Carbonilo (cetona)	R-C(=O)-R'	Duro	O
Carboxilo	–COOH	Duro	O
Sulfhidrilo (tiol)	–SH	Blando	S
Sulfonato	–SO ₃ [–]	Duro	O
Tioéter	R-S-R'	Blando	S
Amina	R–NH ₂	Intermedio	N
Amina secundaria	R ₂ –NH	Intermedio	N
Amida	R-CO-NH-R'	Intermedio	N

Se ha reportado la eficacia de residuos agrícolas modificados o sin modificar en la remoción de metales pesados. Por ejemplo, la cáscara de plátano ha demostrado alta capacidad para remover Pb(II) y Cu(II), atribuida a la presencia de compuestos fenólicos y pectinas (Annadurai et al., 2003). Asimismo, residuos como el bagazo de caña, la cáscara de arroz, la cáscara de coco y las hojas de maíz han sido investigados con resultados prometedores, presentando capacidades de adsorción competitivas con materiales comerciales como el carbón activado (Sud et al., 2008).

El uso de estos residuos no solo contribuye al tratamiento de aguas contaminadas, sino que también promueve la valorización de desechos orgánicos agrícolas, que de otro modo podrían generar problemas de gestión y contaminación. Esta doble función remediación y reciclaje convierte a los residuos agrícolas en una alternativa ambientalmente responsable y económicamente viable para países en vías de desarrollo y comunidades rurales (Volesky, 2003).

Sin embargo, es importante señalar que el desempeño de un residuo agrícola como biosorbente depende de factores como el pH, la temperatura, el tiempo de contacto, la concentración inicial del contaminante y las características específicas del material. Por ello, es común recurrir a tratamientos físicos (como el secado y tamizado) y químicos (como la impregnación con ácidos, bases o agentes oxidantes) para mejorar la capacidad de adsorción del biosorbente (J. Wang & Chen, 2009).

Se ha demostrado que los residuos agrícolas pueden ser aprovechados como biosorbentes económicos y sostenibles para la remoción de metales pesados en aguas residuales, especialmente el Pb (II), debido a su disponibilidad, bajo costo y eficacia. Estos materiales lignocelulósicos interactúan con los iones metálicos mediante mecanismos de adsorción superficial o intercambio iónico. La eficiencia de estos biosorbentes varía considerablemente según el tipo de residuo, las condiciones del medio (pH, temperatura, concentración del metal), y las modificaciones físicas o químicas que se les apliquen para mejorar su capacidad adsorbente.

A continuación, se presenta la **Tabla 1.7** comparativa que resume algunos de los residuos agrícolas más estudiados para la adsorción de plomo.

Tabla 1.7 Residuos agrícolas utilizados para la adsorción de Pb (II)

Residuo agrícola	Capacidad de adsorción (mg/g)	pH del estudio	Referencia
Cáscara de plátano	23.3	5.0	(Annadurai et al., 2003)
Cáscara de naranja	30.12	5.0	(Afolabi & Musonge, 2023)
Conchas de algodón	9.60	6.0	(Akram et al., 2019)
Cáscara de Cocos Nucifera	1.73	5.0	(Acheampong et al., 2015a)
Semillas de Moringa Oleifera.	3.40	2.0	(Acheampong et al., 2015a)
Cáscara de melón	191.93	7.0	(Ahmadi et al., 2022)
Semilla de mango	263.4	5.0	(Q. Wang et al., 2022)

1.5.2 La piña (*Ananas comosus*) y la valorización de su cáscara: variedades, aplicaciones y composición química

La piña (*Ananas comosus*) es un fruto tropical ampliamente cultivado en regiones de clima cálido y húmedo, cuyo consumo tanto en fresco como en procesado ha impulsado su relevancia económica a nivel mundial. Esta especie, perteneciente a la familia *Bromeliaceae*, presenta diversas variedades comerciales que difieren en características agronómicas, organolépticas y de resistencia al transporte (Bartholomew et al., 2003). De la amplia variedad de piñas cultivadas en el mundo, los cultivares comerciales predominantes en México son Cayena (60 %), MD2 conocido como piña miel (30 %), las piñas criollas (4 %), Champaka (menos del 1 %) y las piñas ornamentales (menos del 0.005)(Mercado Ruíz et al., 2019). Estas variedades, aunque destinadas principalmente al consumo fresco e industrial (jugos, conservas y deshidratados). Paralelamente, la producción y el consumo de piña generan grandes volúmenes de residuos sólidos, principalmente cáscara, corona y tallo, los cuales representan una fuente significativa de compuestos bioactivos y fibras con potencial de valorización. Estos subproductos poseen un alto potencial de valorización en distintos sectores. En energía, se utilizan en la producción de biogás (metano) mediante digestión anaerobia; en la industria farmacéutica, aportan compuestos bioactivos como polifenoles y bromelina con propiedades terapéuticas; y en la industria textil, sus fibras permiten obtener materiales sostenibles y biodegradables. Estas aplicaciones no solo generan productos de valor agregado, sino que también contribuyen a reducir el impacto ambiental

de los residuos agroindustriales (Mohd Ali et al., 2020). En la **Tabla 1.8** se resumen los principales productos alimenticios y derivados de procesamiento obtenidos a partir de la piña y sus residuos.

Tabla 1.8 Posibles productos de procesamiento de residuos y base de alimentos relacionados con la piña modificada de (Mohd Ali et al., 2020).	
Parte de la piña	Usos potenciales
Pulpa	Nata de piña, piña seca y congelada, repostería, platillos de comida, conservantes, néctar, caramelos, mermelada, jugo, bebida, jarabe, vinagre, vino, polvo y enlatados.
Fibra de la hoja de piña	Materiales compuestos, producción de materias primas y energía, textiles, automóviles, equipos de maquinaria, artículos deportivos, aislantes, medicina, cosméticos y recubrimientos de biopolímeros, muebles y materiales de construcción, textiles y telas gruesas, envoltura de cigarros y redes de fundición, cuerdas para joyas y gorras de jefes tribales.
Cáscara	Gas metano para el tratamiento de residuos.
Cáscara, corona, corazón	Alimentos para el ganado lechero
Corona	Medio líquido y refuerzo nanocompuesto
Tallo	Excipiente farmacéutico a base de almidón.

De acuerdo con la Dirección General del Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (DGSIAP) la producción de piña en México durante 2024 alcanzo , un millón 293 mil toneladas, lo que representa un incremento del 1.5 % respecto al año anterior. Dentro de esta producción, la

variedad Cayena Lisa registró 787,089.38 toneladas, siendo Campeche, Jalisco y Nayarit los principales estados productores de esta variedad (DGSIA, 2025).

El procesamiento de la piña genera diversos subproductos, entre los que incluyen la cáscara, el corazón, el tallo, la corona y las hojas, los cuales en conjunto representan el 60 % del peso total del fruto. En particular la cáscara de piña constituye aproximadamente entre el 29-40 % del peso (Mala et al., 2024). Así, considerando la producción de 787,089.38 toneladas de piña de la variedad Cayena Lisa, se estima que entre 228,255.92 - 314,835.75 toneladas corresponden únicamente a residuos de cáscara. La generación masiva de estos residuos representa un desafío ambiental, ya que su disposición inadecuada puede favorecer la proliferación de microorganismos, la emisión de olores desagradables y la formación de lixiviados que contaminan el suelo y los cuerpos de agua. No obstante, su rica composición lignocelulósica y la presencia de compuestos bioactivos la convierten en una biomasa con potencial de valorización como materiales adsorbentes destinados a la remediación ambiental (Bansod et al., 2023; Davis et al., 2024; Fouda-Mbanga & Tywabi-Ngeva, 2022).

En la **Figura 1.2** se ilustran los principales componentes de la cáscara de piña, cuya naturaleza lignocelulósica se compone principalmente de celulosa (**Figura 1.3**), hemicelulosa (**Figura 1.4**), lignina (**Figura 1.5**) y pectina (**Figura 1.6**), además de polifenoles, fibras y ácidos orgánicos. Esta composición otorga una matriz adecuada para la remoción de metales, ya que sus grupos funcionales como hidroxilos, carboxilos y carbonilos que actúan como sitios activos facilitan la biosorción de contaminantes como Pb(II), Cd(II), Zn(II) y Cu(II) en medios acuosos (Avila Garavito, 2019; Carolin et al., 2017; Fu & Wang, 2011).

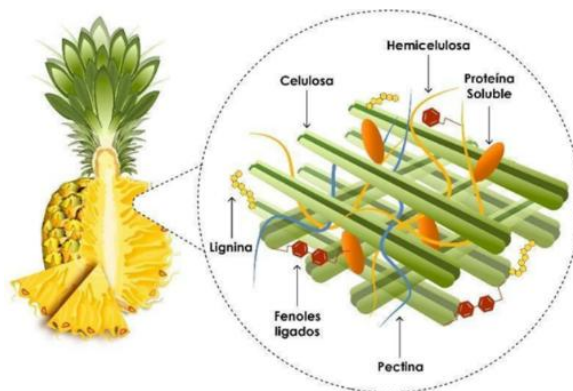


Figura 1.2 Principales componentes de la cáscara de piña (Lucia & Arteaga, 2022).

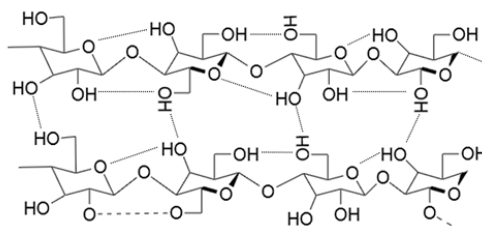


Figura 1.3 Estructura de la celulosa (Suárez Matallana et al., 2022).

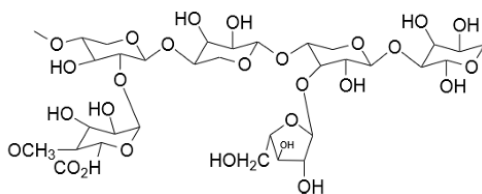


Figura 1.4 Estructura de la hemicelulosa (Suárez Matallana et al., 2022).

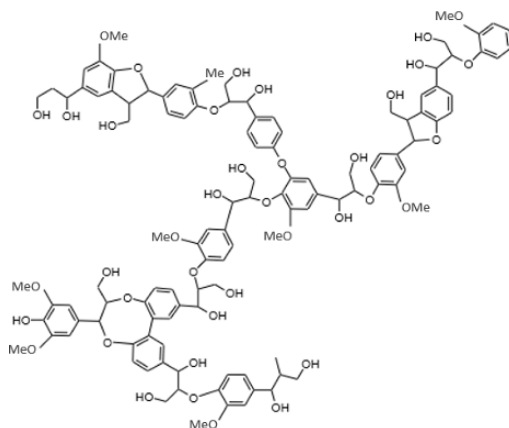


Figura 1.5 Estructura de la lignina (Suárez Matallana et al., 2022).

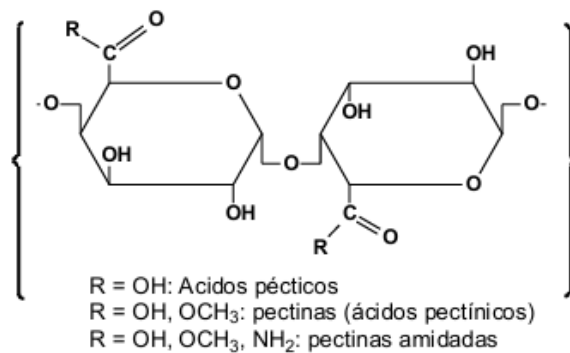


Figura 1.6 Estructura parcial de la molécula de pectina (Fon et al., 2019)

A continuación, se presenta la **Tabla 1.9** con la composición química aproximada de la cáscara de piña tipo Cayena, de acuerdo con estudios previos:

Tabla 1.9 Composición química aproximada de la cáscara de piña tipo Cayena (Avila Garavito, 2019)

Componente	Contenido aproximado (% p/p)
Celulosa	37.60
Hemicelulosa	35.32
Lignina	11.16

En este contexto la cáscara de piña ha sido ampliamente estudiada por su eficacia como biosorbente natural. (Solidum, 2013) evaluó su capacidad de adsorción de metales pesados, específicamente Pb(II) y Cd(II), en soluciones acuosas, demostrando que, bajo condiciones óptimas de pH y tiempo de contacto, se logró una remoción significativa de estos metales. Estos resultados posicionan a la cáscara de piña como un material económico, abundante y ambientalmente sostenible para el tratamiento de aguas residuales industriales. Más recientemente, (Abdul Munim et al., 2023) emplearon cáscara de piña activada químicamente como biosorbente para la eliminación de hierro en aguas contaminadas, alcanzando una eficiencia de remoción de más del 95 %. Estos resultados refuerzan el gran potencial de esta biomasa como una alternativa viable, económica y sostenible en el tratamiento de contaminantes metálicos.

En conjunto, la evidencia científica demuestra que la cáscara de piña posee un notable potencial como biosorbente para la remoción de distintos metales pesados en soluciones acuosas, combinando eficiencia, bajo costo y sostenibilidad ambiental. Estos antecedentes respaldan la pertinencia de profundizar en su estudio y adaptación como método preventivo en el tratamiento de aguas.

1.6 Justificación

La contaminación por metales pesados en cuerpos de agua representa una de las principales amenazas ambientales y sanitarias a nivel mundial (Jaishankar et al., 2014). Entre estos contaminantes, el plomo (Pb) destaca por su alta toxicidad, bioacumulación y persistencia en el ambiente, afectando tanto a ecosistemas acuáticos como a la salud humana (ASTDR, 2007). Diversas industrias, como la minería, metalurgia, baterías y pigmentos, generan efluentes que contienen plomo, los cuales, si no son adecuadamente tratados, pueden llegar a fuentes hídricas utilizadas para consumo o riego, poniendo en riesgo a comunidades vulnerables (Tchounwou et al., 2012). Frente a esta problemática, se hace urgente la búsqueda de tecnologías de remoción efectivas, sostenibles y de bajo costo que puedan ser aplicadas de forma preventiva, antes de que estos contaminantes se incorporen al ciclo ambiental (Fu & Wang, 2011).

En este contexto, la biosorción ha emergido como una alternativa prometedora para la retención de metales pesados en aguas residuales, gracias a su eficiencia, simplicidad operacional y bajo impacto ambiental (Volesky, 2007). Este proceso utiliza materiales biológicos con capacidad de adsorber iones metálicos a través de mecanismos fisicoquímicos, sin requerir etapas complejas ni altos costos de operación. Dentro de este grupo de biosorbentes, los residuos agroindustriales han cobrado especial atención, ya que además de ser abundantes y biodegradables, permiten agregar valor a subproductos que de otro modo serían descartados (Barakat & Barakat, 2010).

La cáscara de piña (*Ananas comosus*), uno de los principales residuos generados en la agroindustria frutícola tropical, contiene componentes como celulosa, hemicelulosa, lignina y pectinas, los cuales poseen grupos funcionales (carboxilo, hidroxilo, carbonilo) capaces de interactuar con iones metálicos como el plomo (Horsfall & Spiff, 2005; Mahvi, 2008). Pese a su amplio potencial, este residuo continúa siendo subutilizado o desechado de forma inadecuada, lo que contribuye a la acumulación de residuos orgánicos y emisiones de gases en vertederos. Su aprovechamiento como biosorbente no solo puede contribuir a reducir la contaminación del agua, sino también a fomentar estrategias de economía circular, promoviendo el uso racional de los recursos disponibles (Crini & Lichtfouse, 2019).

El uso de cáscara de piña como biosorbente para la remoción de plomo tiene un valor preventivo fundamental, ya que puede ser implementado como una primera barrera en zonas agrícolas, rurales o periurbanas cercanas a focos de contaminación industrial. De esta manera, se evita la dispersión

del metal en el ambiente, mitigando sus efectos tóxicos antes de que se conviertan en un problema mayor. Este enfoque preventivo es especialmente relevante en países en vías de desarrollo, donde muchas veces no se cuenta con tecnologías avanzadas de tratamiento de aguas y la exposición a contaminantes ocurre de manera crónica y silenciosa.

La presente investigación se justifica en la necesidad de generar soluciones locales, sostenibles y de bajo costo para el tratamiento preventivo de aguas contaminadas por plomo, aprovechando un residuo agroindustrial ampliamente disponible como la cáscara de piña. Asimismo, busca aportar evidencia científica sobre la capacidad biosorbente de este material y su comportamiento frente a condiciones reales de operación, contribuyendo al desarrollo de tecnologías limpias accesibles para comunidades que enfrentan riesgos ambientales sin suficientes herramientas para mitigarlos.

1.7 Hipótesis

La cáscara de piña (*Ananas comosus*), utilizada como bioadsorbente, constituye una alternativa viable para la remoción preventiva de Pb(II) en soluciones acuosas, contribuyendo a la mitigación de la problemática ambiental asociada a la contaminación por metales pesados.

1.8 Objetivo general

Evaluar el mecanismo de adsorción de iones de Pb (II) en solución acuosa utilizando residuos agroindustriales de cáscara de piña (*Ananas comosus*) como material adsorbente.

1.8.1 Objetivos específicos

- Desarrollar y caracterizar un material bioadsorbente a partir de residuos agroindustriales de cáscara de piña (*Ananas comosus*), evaluando sus propiedades fisicoquímicas a través de análisis como el pH del punto de carga cero (pH_{PZC}), la espectroscopía FTIR y la determinación de sitios activos.
- Determinar la capacidad de adsorción y remoción del bioadsorbente para iones Pb(II) en soluciones acuosas.
- Evaluar el mecanismo de adsorción del material adsorbente a través de diferentes modelos matemáticos, con el fin de determinar el que mejor describa su comportamiento.

CAPÍTULO 2. MATERIALES Y MÉTODOS PARA LA CARACTERIZACIÓN Y ADSORCIÓN DE CÁSCARA DE PIÑA

En el presente trabajo se empleó como adsorbente la cáscara de piña (*Ananas comosus*) de la variedad cayena, obtenida de un establecimiento comercial ubicado en la ciudad de San Luis Potosí. La selección de este residuo agroindustrial se fundamenta en su alta disponibilidad, bajo costo y composición rica en compuestos lignocelulósicos. En el **Anexo A** se pueden encontrar imágenes representativas de las actividades realizadas en laboratorio.

2.1 Materiales y reactivos

Para llevar a cabo el presente estudio de biosorción, se emplearon diversos reactivos de grado analítico que garantizaron la precisión y reproducibilidad de los ensayos. Estos reactivos fueron utilizados en la preparación de soluciones estándar, el acondicionamiento del biosorbente y la ejecución de las pruebas de adsorción. En la **Tabla 2.1** se describen los principales reactivos y materiales.

Tabla 2.1 Reactivos y materiales utilizados en la caracterización de la cáscara de piña.

Reactivo	Formula Química	Concentración	Uso
Agua desionizada	H ₂ O	NA	Lavado de la cáscara
Ácido clorhídrico	HCl	0.1 N (eq·g/L)	Pretratamiento y sitios activos
Ácido nítrico	HNO ₃	0.1 N (eq·g/L)	Pretratamiento y control de pH
Hidróxido de sodio	NaOH	0.1 N (eq·g/L)	Sitios activos y control de pH
Nitrato de plomo	Pb(NO ₃) ₂	500 mg/L	
Material	Uso		
Matraz Erlenmeyer	Lavado de la cáscara		
Vasos de Precipitado	Pretratamiento y sitios activos ácidos		
Papel Filtro	Pretratamiento ácido y control de pH		
Bureta	Sitios activos básicos y control de pH		
Pipeta volumétrica	Medir soluciones		
Charola para horno	Secado de cáscara		
Pipeteador	Succionar soluciones		

2.2 Instrumentos y equipo analítico

Durante el desarrollo de los experimentos, se emplearon diversos instrumentos y equipos analíticos que permitieron llevar a cabo los métodos experimentales. En la **Tabla 2.2** se enlistan los instrumentos y equipos utilizados.

Tabla 2.2 Instrumentos y equipo analítico.

Equipo	Modelo	Aplicación
Balanza analítica	Ohaus	Pesaje de reactivos
Potenciómetro	Orion 4 Star	Medición
Horno	Fisher Scientific	Secado de materia prima
FTIR-ATR	Nicolet iS10	Espectrofotómetros para la identificación de grupos funcionales
Agitador orbital	Lab Genius	Agitación de tubos corner
Placa de Agitación	Variomag	Agitación de matraces.

2.3 Escaldado de cáscara de piña (CP-E)

El escaldado ordinario es una operación unitaria ampliamente utilizada en el procesamiento de materias primas de origen agrícola. Consiste en la inmersión de los materiales en agua caliente a temperaturas cercanas o iguales al punto de ebullición (aproximadamente 100 °C), durante un periodo breve que varía según las características físicas del material. Esta técnica tiene como finalidad principal la inactivación de enzimas indeseables, tales como polifenoloxidasas y peroxidasas, responsables de reacciones de deterioro como el pardeamiento enzimático y la pérdida de calidad funcional (Tigeros et al., 2021).

Inicialmente, se recolectaron cáscaras de piña frescas provenientes de un negocio local. Posteriormente, se eliminaron restos de pulpa adheridos mediante lavado con abundante agua corriente, seguido de un enjuague con agua destilada para remover impurezas residuales. Una vez limpias, las muestras fueron cortadas manualmente en piezas de tamaño uniforme, de aproximadamente 6 cm × 6 cm, para asegurar una mejor homogeneidad durante el tratamiento térmico.

En la **Figura 2.1** se muestra el procedimiento del escaldado el cual se realizó mediante inmersión directa en agua destilada a temperatura de ebullición ($\approx 100\text{ }^{\circ}\text{C}$). Para ello, se utilizó un vaso de precipitados de 1000 mL colocado sobre una placa de calentamiento. Se añadieron aproximadamente 600 mL de agua destilada, que fueron llevados a ebullición. En cuanto se alcanzó esta temperatura, se incorporaron las piezas de cáscara de piña, manteniéndose totalmente sumergidas durante un tiempo de cinco (5) minutos. Durante este período, se agitaron ocasionalmente con una varilla de vidrio para asegurar el contacto uniforme con el agua caliente. Transcurrido el tiempo de escaldado, las muestras fueron retiradas con pinzas metálicas y transferidas inmediatamente a un recipiente con agua destilada fría (enfriamiento por choque térmico) con el fin de detener la cocción y evitar posibles alteraciones térmicas excesivas que pudieran degradar componentes funcionales. Luego del enfriamiento, las cáscaras fueron escurridas y colocadas sobre papel absorbente para eliminar el exceso de humedad superficial.

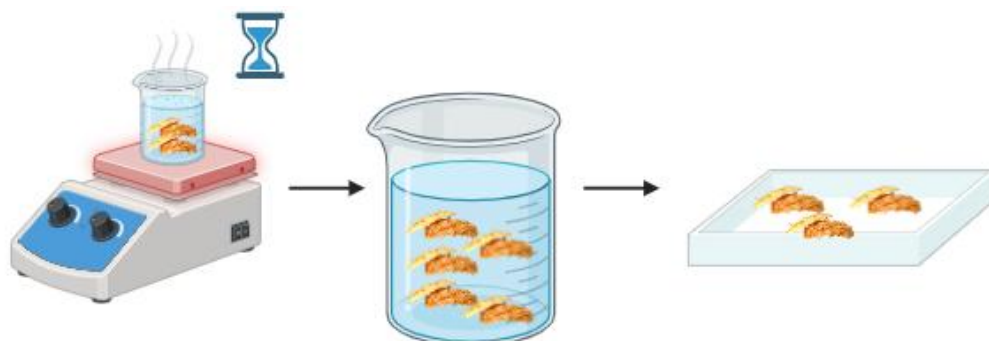


Figura 2.1 Pasos para el procedimiento del escaldado de cáscara de piña (elaboración propia).

2.4 Pretratamiento de la cascara de piña

Después del escaldado térmico, la cáscara de piña fue sometida a un pretratamiento químico ácido con el objetivo de inactivar enzimas; además puede ayudar a aumentar la eficacia del material como biosorbente mediante la activación de grupos funcionales superficiales ($-\text{COOH}$, $-\text{OH}$, $=\text{O}$). Para este propósito, las muestras escaldadas fueron sumergidas en soluciones acuosas diluidas (0.01 N) de dos tipos de ácidos: ácido nítrico (HNO_3) y ácido clorhídrico (HCl), cada uno aplicado en procedimientos diferenciados, descritos a continuación y presentado más adelante en el esquema de la **Figura 2.2**.

2.5 Cáscara de piña tratada con ácido nítrico (CP-HNO₃)

La biomasa fue colocada en un vaso de precipitados de 1000 mL, donde se agregó suficiente volumen de solución de HNO₃ 0.01 N hasta cubrir completamente las muestras. La mezcla se agito esporádicamente a temperatura ambiente durante 60 minutos, utilizando una varilla agitadora. Una vez transcurrido el tiempo de contacto, el material fue enjuagado repetidamente con agua destilada.

2.6 Cáscara de piña tratada con ácido clorhídrico (CP-HCl)

Se siguió un procedimiento análogo al anterior, empleando una solución de HCl 0.01 N como agente modificante. De igual forma, tras una hora de tratamiento bajo agitación esporádica, se procedió a un lavado exhaustivo con agua destilada.

Posterior al proceso de neutralización, ambos tipos de muestras fueron secadas en una estufa a una temperatura constante de 70 °C durante 48 horas. Finalmente, el material seco fue triturado en un molino de cuchillas almacenándose en frascos herméticos de vidrio ámbar hasta su utilización en las pruebas de biosorción.



Figura 2.2 Esquema para el lavado con ácido de la cáscara de piña (elaboración propia).

2.7 Determinación del punto de carga cero

La determinación del punto de carga cero (pH_{PZC}) se llevó a cabo con el propósito de caracterizar la naturaleza superficial de los biosorbentes tratados, ya que este parámetro indica el valor de pH al cual la superficie del material presenta una carga neta neutra. Por tanto, conocer el pH_{PZC} resulta esencial para predecir el comportamiento del biosorbente frente a especies iónicas, especialmente cationes metálicos, como el Pb (II), en diferentes condiciones de pH (Babel & Agustiono Kurniawan, 2003).

Para la determinación del punto de carga cero (pH_{PZC}), el procedimiento se inició con la eliminación del dióxido de carbono disuelto en el agua desionizada, la cual fue sometida a ebullición continua durante 20 minutos en un matraz Erlenmeyer tapado. Una vez enfriada y desgasificada se pesaron 1.000 ± 0.001 g del biosorbente seco y molido (correspondientes a los tratamientos CP-E, CP- HNO_3 y CP-HCl) utilizando una balanza analítica de precisión. Cada muestra fue transferida a un matraz Erlenmeyer de 100 mL al que se añadieron 20 mL del agua desionizada tratada.

Las suspensiones se colocaron sobre una placa de agitación magnética a temperatura ambiente y se agitaron de forma continua a 150 rpm durante 48 horas, tiempo considerado suficiente para alcanzar el equilibrio entre fases y asegurar una completa interacción entre los grupos funcionales superficiales del biosorbente y los iones H^+/OH^- presentes en solución. Esta duración se estableció con base en el equilibrio superficial en materiales lignocelulósicos puede tardar entre 24 y 72 horas (Lopez-Ramon et al., 1999)

Finalizado el tiempo de contacto, las suspensiones fueron retiradas y el pH de cada solución se midió directamente con un potenciómetro previamente calibrado con soluciones patrón a pH 4.00, 7.00 y 10.00. El valor de pH registrado en cada caso se consideró como el pH_{PZC} del respectivo biosorbente en la **Figura 2.3** se representa gráficamente.

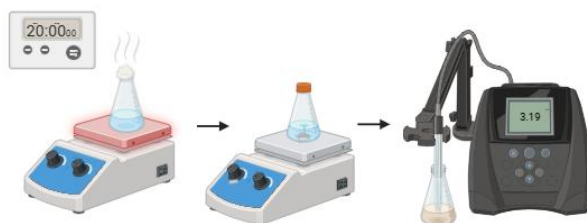


Figura 2.3 Esquema de la determinación del punto de carga cero (elaboración propia).

Este método, basado en la técnica de suspensión simple (batch), permite obtener una aproximación confiable del pH_{PZC} y es ampliamente utilizado para materiales carbonosos, lignocelulósicos y biosorbentes modificados (Rivera-Utrilla et al., 2011).

2.8 Espectroscopia infrarroja

Para la caracterización cualitativa de los grupos funcionales presentes en la superficie del biosorbente, se empleó espectroscopía de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR), utilizando un espectrómetro modelo Thermo Scientific Nicolet iS10 Smart iTR, equipado con un accesorio de reflectancia total atenuada (ATR). Esta técnica permite analizar muestras sólidas directamente, sin necesidad de mezclarlas con sales inertes o realizar preparaciones complejas, lo que minimiza alteraciones en la estructura química original del material.

El análisis se llevó a cabo tomando pequeñas cantidades de las muestras previamente secas y molidas de los tres biosorbentes: 1) cáscara de piña escaldada, 2) cáscara de piña tratada con ácido nítrico y 3) cáscara de piña tratada con ácido clorhídrico. Cada muestra fue colocada sobre el cristal del accesorio ATR con una presión uniforme para asegurar un buen contacto óptico entre el material y el cristal de lectura. Se recolectaron los espectros en un rango de 4000 a 500 cm^{-1} , con una resolución espectral de 4 cm^{-1} , acumulando 32 escaneos por muestra para mejorar la relación señal/ruido. Las muestras fueron analizadas en la región del infrarrojo medio, comprendida entre 4000 y 400 cm^{-1} , con una resolución espectral adecuada para identificar las bandas de absorción características de grupos funcionales como hidroxilos ($-\text{OH}$), carbonilos ($\text{C}=\text{O}$), carboxilos ($-\text{COOH}$), y otros compuestos lignocelulósicos típicos. Esta técnica se basa en la absorción de radiación infrarroja por parte de los enlaces moleculares, lo que permite caracterizar la composición química superficial del material antes y después de los tratamientos aplicados (Pavia et al., 2001).

2.9 Determinación de sitios activos.

La cuantificación de los grupos funcionales superficiales presentes en el biosorbente se realizó aplicando el método propuesto por Boehm, (1994) , basado en la neutralización selectiva de diferentes tipos de sitios activos mediante titulaciones ácido-base. Este procedimiento permite estimar la concentración de grupos funcionales ácidos (como carboxilos, fenoles y lactonas) y básicos, los cuales desempeñan un papel fundamental en los mecanismos de biosorción, particularmente en la interacción con metales pesados disueltos.

En la **Figura 2.4** se muestra el esquema del procedimiento el en cual para las suspensiones se pesaron 0.300 ± 0.005 g del biosorbente previamente seco y molido y se distribuyeron en seis matraces Erlenmeyer individuales para garantizar la replicabilidad del análisis. En los primeros tres matraces se añadieron 20 mL de solución de ácido clorhídrico (HCl) 0.1 M, con el propósito de evaluar la presencia de sitios básicos en la superficie del material. En los otros tres matraces, se incorporaron 20 mL de solución de hidróxido de sodio (NaOH) 0.1 M, con el fin de neutralizar los grupos funcionales de carácter ácido presentes en el biosorbente.

Ambas mezclas fueron tapadas y se agitaron en una placa de agitación a 150 rpm a temperatura ambiente durante 120 horas, tiempo suficiente para garantizar el equilibrio entre los sitios funcionales de la superficie y los reactivos en solución.

Una vez transcurrido el tiempo de interacción, las suspensiones fueron filtradas mediante papel de filtro cualitativo para separar la fase sólida. Del filtrado se tomaron 10 mL de cada muestra para su posterior análisis por titulación. La suspensión tratada con NaOH fue valorada con una solución estándar de HCl 0.1 M, utilizando fenolftaleína como indicador para identificar el punto final de la neutralización. En el caso de la suspensión tratada con HCl, se realizó la valoración con NaOH 0.1 M, empleando también fenolftaleína como indicador visual dentro del intervalo de pH correspondiente.

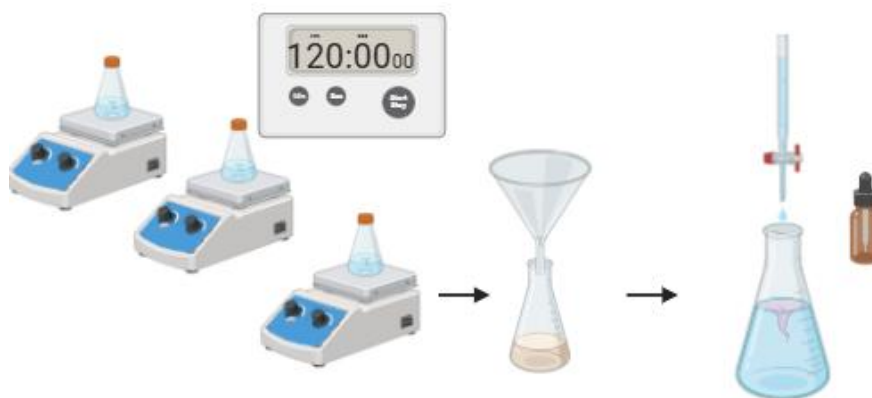


Figura 2.4 Esquema del procedimiento para la determinación de sitios activos (elaboración propia)

2.10 Isotermas de Adsorción

Se preparó la solución de Pb(II) de metales pesados. Se disolvió una cantidad de 0.0799 g de cristal de $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ en 100 mL de agua destilada para preparar la concentración deseada de 500 mg/L. La solución madre preparada se diluyó a varias concentraciones que oscilaron entre 10 y 100 mg/L y estas soluciones fueron almacenadas en frascos plástico previamente lavados para evitar contaminaciones cruzadas. A cada frasco se añadieron 45 mL de la solución metálica correspondiente, seguidos de la incorporación de 1.0 g del biosorbente, correspondiente a cáscara de piña tratada bajo tres condiciones distintas: 1) escaldado (C-E), 2) modificación con ácido nítrico (C- HNO_3) y 3) modificación con ácido clorhídrico (C-HCl). La masa del adsorbente fue medida con una balanza analítica de precisión (± 0.0001 g). El pH de las soluciones se ajustó cuidadosamente a valores de 3.0 y 4.0 mediante la adición controlada de soluciones de HCl 0.1 M o NaOH 0.1 M. La elección de este intervalo de pH se fundamentó en estudios previos que señalan su influencia crítica tanto en la ionización de los grupos funcionales activos del biosorbente (como carboxilos, hidroxilos y carbonilos) como en la especiación del plomo en solución acuosa (Babel & Kurniawan, 2003; Giraldo & Moreno-Piraján, 2008)

Las suspensiones fueron mantenidas a temperatura ambiente constante (25 ± 2 °C). Durante el periodo de contacto, que se extendió por un lapso de 7 días, los frascos fueron agitados en un agitador orbital a 150 rpm durante 30 minutos, dos veces al día, con el objetivo de promover una adecuada interacción entre la fase sólida y la solución líquida. Una vez finalizado el periodo de equilibrio, las muestras fueron sometidas a filtración mediante el uso de jeringas de 3 mL acopladas a filtros de membrana. Este paso permitió separar eficientemente el biosorbente sólido de la fase líquida, la cual fue recolectada y almacenada en frascos de polietileno debidamente identificados para su posterior análisis.

La concentración final de plomo en las soluciones tratadas fue determinada mediante espectroscopía de emisión óptica con plasma acoplado inductivamente (ICP-OES), técnica instrumental reconocida por su alta sensibilidad, precisión y capacidad multielemental en la cuantificación de metales traza en matrices acuosas. Este método se fundamenta en la generación de un plasma de argón a temperaturas cercanas a los 10,000 K, donde los átomos y iones presentes en la muestra se excitan y, al retornar a su estado basal, emiten radiación en longitudes de onda

características de cada elemento. La intensidad de esta emisión es directamente proporcional a la concentración del analito, lo que permite realizar mediciones exactas incluso en niveles muy bajos. Los datos obtenidos fueron empleados para calcular la cantidad de metal adsorbido por unidad de masa de biosorbente y, con base en estos valores, ajustar los parámetros de los modelos de isothermas de adsorción. En la **Figura 2.5** se presenta el esquema general del procedimiento experimental seguido.



Figura 2.5 Esquema para el método de adsorción para pruebas en lote (elaboración propia)

CAPÍTULO 3. ANÁLISIS DE LA CARACTERIZACIÓN DE LA CÁSCARA DE PIÑA Y REMOCIÓN DE IONES PLOMO (II) A PARTIR DE ADSORCIÓN

3.1 Concentración de los sitios activos

La caracterización superficial de los materiales biosorbentes mediante el método de Boehm permitió cuantificar la concentración de grupos funcionales ácidos y básicos presentes en la superficie de las cáscaras de piña tratadas. Las concentraciones de los sitios activos de los materiales adsorbentes se calcularon con la siguiente ecuación:

$$C_{SA} = \frac{V_0(C_0 - C_f)}{m} \times 1000 \quad (3.1)$$

Donde:

C_{SA} = Concentración de los sitios activos, meq/g

V_0 = Volumen inicial de la solución neutralizante, L.

C_0 = Concentración inicial de la solución neutralizante, eq/L

C_f = Concentración final de la solución neutralizante, eq/L

m = Masa del material adsorbente, g

La concentración final de la solución neutralizante se determinó usando la siguiente ecuación y los datos de la titulación:

$$C_f = \frac{V_g C_T}{V_T} \quad (3.2)$$

Donde:

C_T = Concentración de la solución titulante, meq/L

V_T = Volumen utilizado de la solución titulante, meq/L

V_g = Volumen gastado del agente titulante, L.

A continuación, se muestra un ejemplo del cálculo de los sitios ácidos totales para la cáscara de piña:

$$V_T = 0.01 \text{ L}$$

$$C_T = 0.11 \text{ eq/L}$$

$$V_g = 0.0036 \text{ L}$$

Como primer paso se calcula la concentración final de la solución neutralizante utilizando la **ecuación 3.2**

$$C_f = \frac{0.0036 \text{ L} \times 0.11 \frac{\text{eq}}{\text{L}}}{0.01 \text{ L}} = 0.0396 \frac{\text{eq}}{\text{L}}$$

Una vez obtenida la concentración final de la solución neutralizante se procede a calcular la concentración de los sitios activos con la **Ecuación 3.1**

$$V_0 = 0.0025 \text{ L}$$

$$C_f = 0.0396 \text{ eq/L}$$

$$C_0 = 0.11 \text{ eq/L}$$

$$m = 0.3005 \text{ g}$$

$$C_{SA} = \frac{0.0025 \text{ L} \left(0.11 \frac{\text{eq}}{\text{L}} - 0.0396 \frac{\text{eq}}{\text{L}} \right)}{0.3005 \text{ g}} \times \frac{1000 \text{ meq}}{1 \text{ eq}} = 0.8433 \frac{\text{meq}}{\text{g}}$$

Por otro lado, para la concentración de los sitios lactónicos y fenólicos se determinaron empleando las siguientes ecuaciones:

$$[\text{Ácidos totales}] = [\text{Carboxílicos}] + [\text{Lactónicos}] + [\text{Fenólicos}] \quad (3.3)$$

$$[\text{Lactónicos}] = [\text{Carboxílicos}] + [\text{Lactónicos}] - [\text{Carboxílicos}] \quad (3.4)$$

$$[\text{Fenólicos}] = [\text{Ácidos totales}] - [\text{Carboxílicos}] - [\text{Lactónicos}] \quad (3.5)$$

Los resultados obtenidos se presentan en la **Tabla 3.1**.

Tabla 3.1 Concentración de sitios ácidos y básicos determinados por el método de Boehm

Material	Sitios ácidos meq/g				Sitios básicos totales
	Carboxílicos	Fenólicos	Lactónicos	Totales	
CP-E	0.1680	0.2520	0.4200	0.8433	0.1067
CP-HCl	0.1760	0.2640	0.4400	0.8800	0.2168
CP-HNO ₃	0.1827	0.2741	0.4569	0.9137	0.0363

La cantidad y el tipo de grupos funcionales presentes en la superficie de un biosorbente son determinantes clave en su capacidad de adsorción de iones metálicos ya que actúan como sitios

activos para la interacción con dichos contaminantes. En este estudio, el método de Boehm permitió estimar la concentración de sitios ácidos y básicos en muestras de cáscara de piña modificadas mediante diferentes tratamientos (escaldado, ácido clorhídrico y ácido nítrico).

Se observa que todos los materiales presentan una mayor proporción de sitios ácidos respecto a los básicos, lo cual sugiere una predominancia de grupos funcionales de carácter ácido (como carboxilos, fenoles y lactonas) en la superficie del biosorbente. Estos grupos son esenciales para la captura de iones metálicos como Pb (II), debido a su capacidad para donar electrones y formar complejos estables.

Entre los tratamientos aplicados, el material CP-HNO₃ (modificado con ácido nítrico) produjo el mayor contenido de sitios ácidos (0.9137 meq/L) con predominio de sitios lactónicos (0.4569 meq/g), seguidos de fenólicos (0.2741 meq/g) y carboxílicos (0.1827 meq/g) y el valor más bajo de sitios básicos (0.0363 meq/L). Lo cual puede explicarse ya que el lavado con ácido suele introducir más grupos carboxílicos y lactónicos en la superficie, lo cual puede aumentar la afinidad por metales pesados en este caso el plomo. No obstante, la reducción de los sitios básicos sugiere una modificación de la matriz original, que podría afectar negativamente la capacidad de interacción con aniones.

Por otro lado, el material CP-HCl también aumentó la cantidad de sitios ácidos respecto al control (CP-E), alcanzando 0.8800 meq/L, manteniendo la misma proporción entre grupos funcionales, pero con ligeros aumentos. Sin embargo, a diferencia del tratamiento con HNO₃, mantiene una cantidad mayor de sitios básicos (0.2168 meq/L). Esto sugiere que el HCl puede remover impurezas minerales o materiales orgánicos solubles sin oxidar agresivamente la superficie, permitiendo una conservación relativa de grupos funcionales básicos.

Por último, el material escaldado (CP-E) presentó una cantidad baja de sitios ácidos (0.8003 meq/L), con la misma proporción entre grupos funcionales lo cual sugiere que el tratamiento térmico es menos agresivo y permite conservar gran parte de la funcionalidad natural del material. Sin embargo, también mostró baja cantidad de sitios básicos (0.1067 meq/L), lo que podría estar relacionado con la menor disponibilidad de grupos como las aminas, que son sensibles al calor.

Estos resultados son consistentes con estudios previos, donde se ha reportado que los tratamientos ácidos pueden modificar significativamente la cantidad y el tipo de sitios funcionales en materiales lignocelulósicos, afectando directamente su capacidad de interacción con iones metálicos (Babel & Kurniawan, 2003; Li et al., 2022).

Los resultados mostraron una predominancia general de sitios ácidos sobre los básicos en todas las muestras analizadas, lo cual es coherente con la naturaleza lignocelulósica de la cáscara de piña, rica en grupos funcionales como carboxilos (-COOH), lactonas y fenoles, que son de carácter ácido. Este comportamiento ha sido reportado en otros biosorbentes de origen vegetal, donde los grupos ácidos tienen un papel preponderante en la captura de cationes metálicos debido a su capacidad de donar electrones y formar complejos estables (Leyva-Ramos et al., 2005).

Estos resultados respaldan la hipótesis de otros estudios que indican que los tratamientos de modificación superficial pueden aumentar la capacidad de adsorción de los biosorbentes al incrementar la densidad de sitios activos y son consistentes con otros estudios realizados con residuos agroindustriales como cáscara de plátano, bagazo de caña o cáscara de naranja (Romero-Cano et al., 2017). Así, la caracterización de sitios funcionales no solo permite entender el mecanismo de adsorción, sino también optimizar el tratamiento del biosorbente para maximizar su eficacia.

Para comprender mejor la cantidad de los sitios ácidos y básicos en la **Figura 3.1** se muestra un gráfico de la distribución de sitios funcionales de los materiales obtenidos de la cáscara de piña.

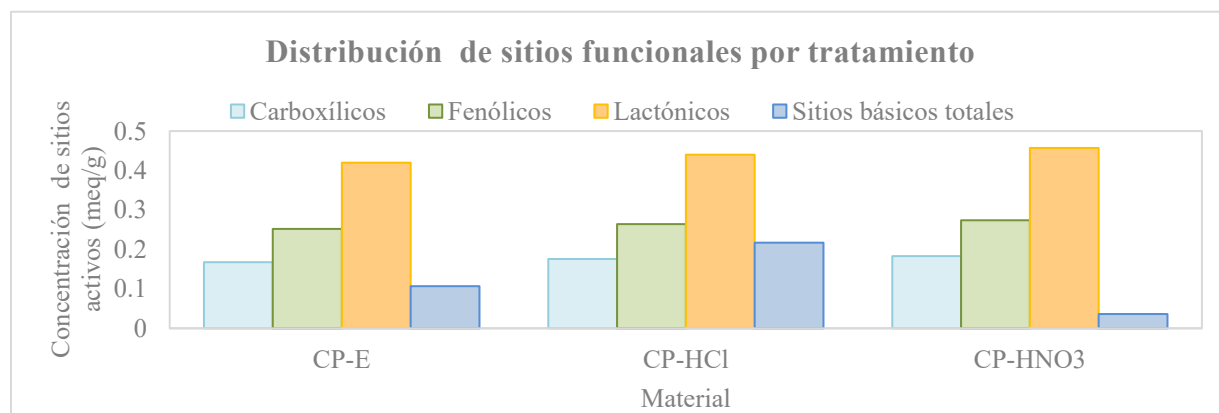


Figura 3.1 Contenido de sitios carboxílicos, fenólicos, lactónicos y básicos en cáscara de piña modificada.

3.2 Punto de carga cero

El pH_{PZC} es un parámetro fundamental para caracterizar la naturaleza superficial del biosorbente ya que define el valor de pH al cual la superficie del material presenta una carga neta nula. Por debajo de este valor la superficie tiende a estar cargada positivamente, mientras que, por encima, se torna negativa, lo cual tiene un impacto directo en la interacción con especies iónicas, particularmente con cationes metálicos como el Pb (II) (Babel & Kurniawan, 2003).

En este estudio, los valores de pH_{PZC} obtenidos para los distintos tratamientos de cáscara de piña se pueden observar la **Tabla 3.2**.

Tabla 3.2 Valor del pH_{PCZ} de los materiales adsorbentes	
Material	pH_{PZC}
CP-E	3.97
CP-HCl	3.65
CP-HNO ₃	3.19

El biosorbente escaldado (CP-E) presentó el valor más alto de pH_{PZC} (3.97), indicando una superficie moderadamente ácida. El tratamiento con ácido clorhídrico (CP-HCl) disminuyó este valor a 3.65, lo cual sugiere una ligera intensificación de la acidez superficial debido a la eliminación de impurezas y la protonación de grupos funcionales. Por su parte, el tratamiento con ácido nítrico (CP-HNO₃) produjo el valor más bajo (3.19), reflejando una mayor incorporación de grupos funcionales ácidos, como carboxilos, por efecto de la oxidación (Rivera-Utrilla et al., 2011). Estos resultados son coherentes con la evaluación previa de la concentración de sitios ácidos y básicos, lo que confirma que los tratamientos químicos, en particular con ácido nítrico, alteran la superficie del biosorbente aumentando su acidez. Este incremento en el carácter ácido resulta favorable para la remoción de cationes metálicos, ya que promueve una carga superficial negativa a menores valores de pH, facilitando así la atracción electrostática de especies como el ion Pb (II).

Para comprender el comportamiento ácido-base superficial de los biosorbentes desarrollados, se construyeron curvas potenciométricas. Estas curvas permiten identificar pH_{PZC} . En la **Figura 3.1** se presentan las curvas potenciométricas obtenidas para los tres tratamientos aplicados a la cáscara

de piña: escaldado (CP-E), modificación con ácido clorhídrico (CP-HCl) y modificación con ácido nítrico (CP-HNO₃). En cada caso, se graficó la diferencia entre el pH final y el pH inicial (ΔpH) frente al pH inicial. El punto donde ΔpH se anula indica el valor del pH_{PZC} del material.

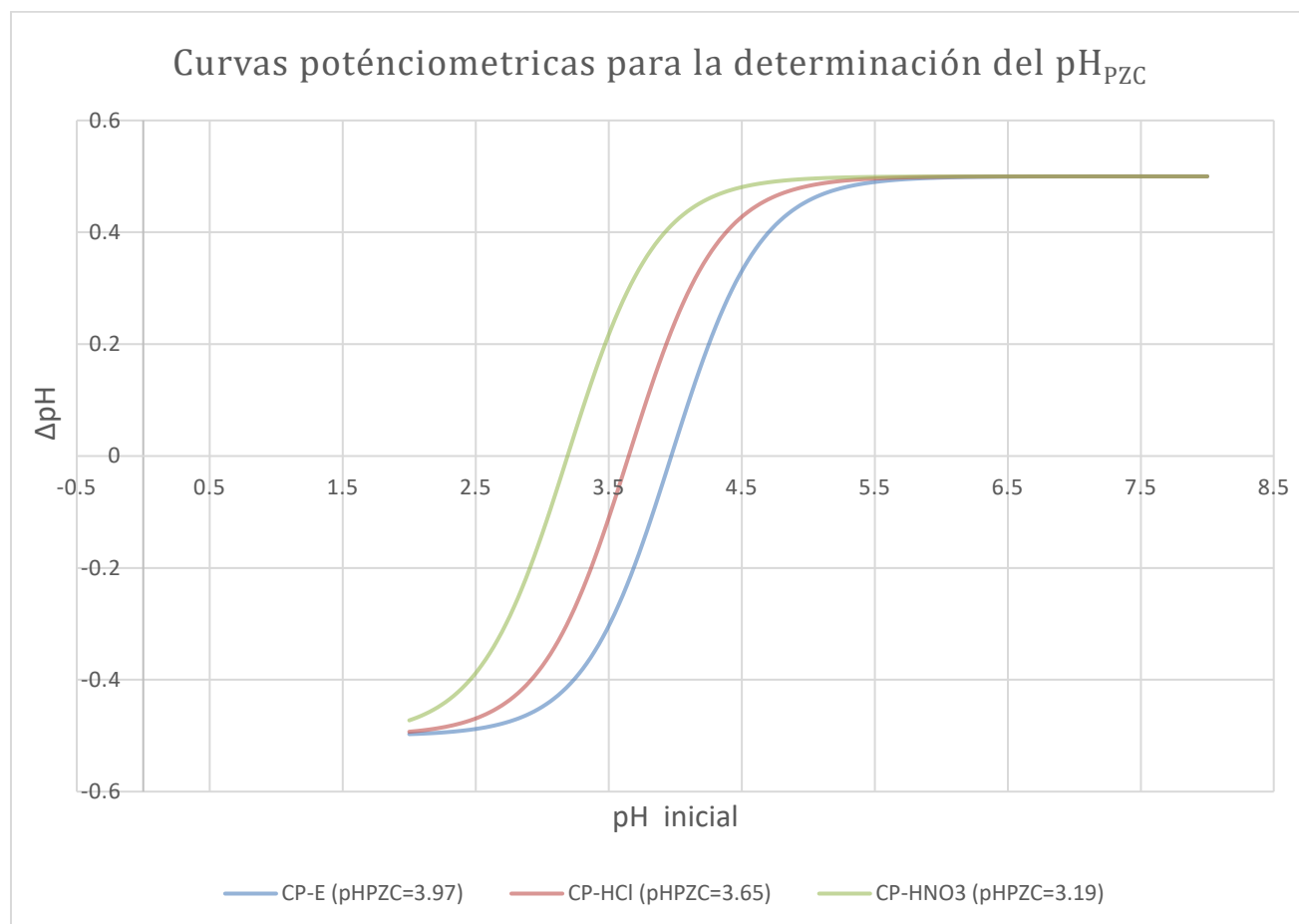


Figura 3.1 Curvas potenciométricas de los biosorbentes derivados de cáscara de piña tratados por distintos métodos: escaldado (CP-E), modificado con HCl (CP-HCl) y modificado con HNO₃ (CP-HNO₃).

Al comparar estos resultados con los reportados en la literatura para otros biosorbentes lignocelulósicos, se observa una tendencia similar. Por ejemplo, Bustamante Alcántara, (2011) estudió residuos de café y su modificación química con ácido cítrico, reportando valores de pH_{PZC} de 5.5 para el material sin tratar, 3.9 con ácido cítrico 0.1 M, y 2.8 con ácido cítrico 0.6 M. Estos resultados evidencian que la modificación con un agente ácido reduce significativamente el pH_{PZC} del material, lo cual refleja una intensificación del carácter ácido de la superficie adsorbente. Por otro lado, en el estudio de Hernández et al., (2017), a partir de carbones activados granulados

(CAG) tratados con distinta concentración de HNO_3 se obtuvieron valores de pH_{PZC} de 6.8, 5.7, 2.2 y 1.9 para CAG, CAG1, CAG2 y CAG3, respectivamente. En ese caso, el descenso del pH_{PZC} estuvo directamente relacionado con el incremento en la densidad de grupos ácidos superficiales generados durante el proceso de activación química progresiva. Al igual que en el presente trabajo, se observó que la disminución del pH_{PZC} conlleva una mayor acidez superficial.

A continuación, se presenta la **Tabla 3.3** con una comparación de los valores de pH_{PZC} reportados en los estudios mencionados.

Tabla 3.3 Valores de pH_{PZC} reportados de materiales según tipo y concentración del tratamiento.

Material	Tratamiento químico	pH_{PZC}	Referencia
Cáscara de piña	Escaldado (sin modificar)	3.97	Este estudio
Cáscara de piña	Modificada con HCl	3.65	Este estudio
Cáscara de piña	Modificada con HNO_3	3.19	Este estudio
CAG	Sin modificar	6.8	(Hernández et al., 2017)
CAG1	HNO_3 de 0,1 mol/L	5.7	(Hernández et al., 2017)
CAG2	HNO_3 de 0,55 mol/L	2.2	(Hernández et al., 2017)
CAG3	HNO_3 de 1 mol/L	1.9	(Hernández et al., 2017)
Residuo de café	Sin modificar	5.5	(Bustamante Alcántara, 2011)
Residuo de café	Ácido cítrico (0.1 M)	3.9	(Bustamante Alcántara, 2011)
Residuo de café	Ácido cítrico (0.6 M)	2.8	(Bustamante Alcántara, 2011)

3.3 Espectroscopia infrarroja

El análisis por FTIR permitió identificar los principales grupos funcionales del material adsorbente. La **Tabla 3.4** resume las bandas de absorción características de celulosa, hemicelulosa, lignina y pectina, los espectros completos se presentan en el **Anexo B** como referencia a la asignación de bandas que son los principales componentes de la cáscara de piña.

Tabla 3.4 Principales bandas de absorción infrarroja reportadas para lignina, celulosa, hemicelulosa y pectina (Mohd Ali et al., 2020).

Longitud de onda, cm^{-1}	Lignina	Celulosa	Hemicelulosa	Pectina
3700-3100	Vibraciones de estiramiento O-H			
3000-2750	Vibraciones de C-H simétricas y asimétricas en los grupos CH, CH ₂ y CH ₃			
1770-1700	C=O vibraciones de estiramiento en grupos carbonilo y carboxilo.			
1450-1400	Estiramiento C-C del anillo aromático	Vibraciones O-H; Vibraciones C-H	Flexión simétricas C-H en CH ₂	Sin bandas
1370-1350	Vibraciones de O-H en fenoles	Sin bandas	Vibraciones de flexión O-H	Sin bandas
1335-1200	Vibraciones éter; C-Ar-O-C; estiramiento C-O en fenoles	Vibraciones de flexión C-H; Flexión en el plano O-H Sin bandas	Vibraciones C-O-C	Sin bandas
1145-1000	Vibraciones de estiramiento C-O en grupos de alcohol; vibraciones de estiramiento C-O-C simétricas y asimétricas.			Sin bandas

La comparación del espectro FTIR de la cáscara de piña con la referencia de pectina, lignina, hemicelulosa y celulosa revela coincidencias en regiones clave, lo que respalda la presencia de

estos compuestos en la biomasa analizada. En los materiales analizados, se observa una banda ancha entre 3100 y 3700 cm^{-1} , atribuida al estiramiento de los grupos O–H, característicos de los cuatro compuestos mencionados. Esta señal se presenta en los tres tratamientos, aunque con mayor intensidad y un ligero desplazamiento en la muestra modificada con HNO_3 y HCl (**Figura 3.2 B y C**).

Asimismo, la banda registrada entre 2750 y 3000 cm^{-1} , asociada al estiramiento C–H alifático, se encuentra tanto en la pectina, lignina, celulosa y hemicelulosa como en la cáscara de piña, lo que refleja similitudes en la estructura de sus esqueletos carbohidratados. No obstante, en el material escaldado dicha señal resulta poco evidente (**Figura 3.2A**).

Otro aspecto relevante corresponde a la banda intensa ubicada entre 1700 y 1740 cm^{-1} , asociada al estiramiento C=O de grupos éster y acetilo. Esta señal, característica de pectina, lignina y hemicelulosa, se observa únicamente en la cáscara de piña escaldada (**Figura 3.2A**), confirmando la contribución de dichos polisacáridos en este material.

En la región comprendida entre 1450 y 1400 cm^{-1} , tanto la lignina, celulosa y hemicelulosa como la cáscara de piña escaldada y la tratada con ácido nítrico (**Figura 3.2A y C**) presentan vibraciones correspondientes a los grupos C–C de anillos aromáticos y a las flexiones simétricas del C–H. De manera complementaria, en el rango de 1370–1350 cm^{-1} se identifican vibraciones O–H de los fenoles presentes en hemicelulosa y lignina, aunque estas bandas se manifiestan únicamente en la cáscara de piña escaldada (**Figura 3.2A**). En la región de 1335–1200 cm^{-1} se registran señales correspondientes al estiramiento C–O y C–O–C de alcoholes y éteres, representativos de lignina y hemicelulosa, presentes en los tres tratamientos.

Finalmente, las absorciones localizadas entre 1150 y 1000 cm^{-1} , atribuibles a los estiramientos C–O–C y C–O, son indicativas de polisacáridos propias de lignina, celulosa y hemicelulosa. Estas señales aparecen en los tres tratamientos (escaldado, modificado con HCl y con HNO_3), aunque con mayor intensidad en los dos últimos, lo que confirma la coexistencia de estos biopolímeros en la cáscara de piña.

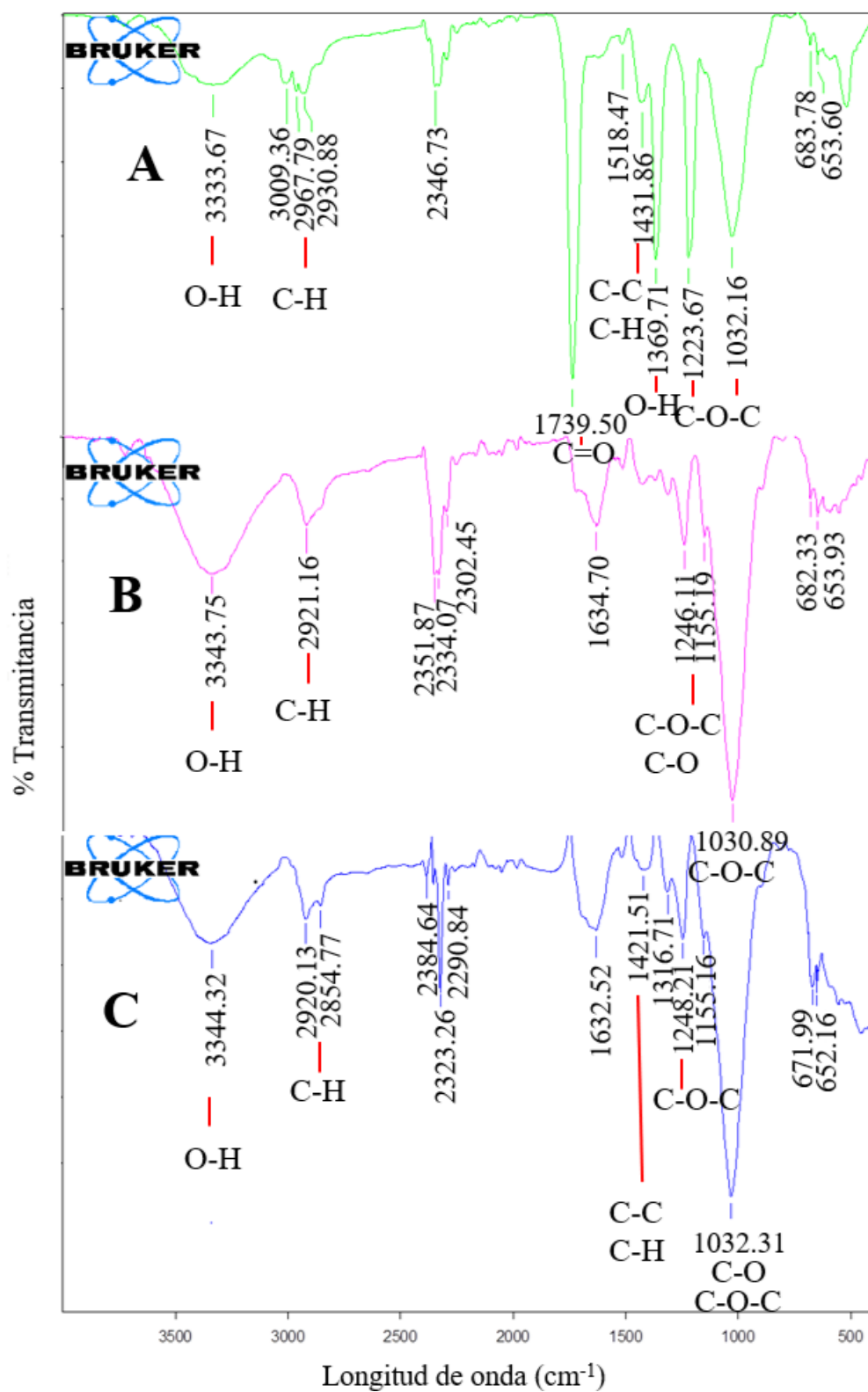


Figura 3.2 Espectro FTIR de cáscara de piña, A) CP-E, B) CP-HCl y C) CP-HNO₃

En síntesis, los resultados obtenidos permiten confirmar que la cáscara de piña está constituida principalmente por pectina, hemicelulosa, celulosa y lignina, lo que concuerda con la naturaleza lignocelulósica de este tipo de residuos agroindustriales. La presencia de grupos carboxílicos y ésteres provenientes de la pectina, junto con los anillos aromáticos de la lignina y las cadenas glicosídicas de la celulosa y hemicelulosa, confiere a este material una estructura versátil y con alto potencial de interacción, particularmente relevante en procesos de biosorción de metales.

En la **Tabla 3.5** se resumen las principales bandas observadas en los espectros FTIR y su asignación funcional.

Tabla 3.5 Bandas características observadas en los espectros infrarrojos de los materiales biosorbentes.

Longitud de onda (cm^{-1})	Tipo de estiramiento	CP-E	CP-HCl	CP-HNO ₃
3700 – 3100	Estiramiento O–H (hidroxilo)	Si (desplazada)	Si	Si
3000 – 2750	Estiramiento C–H (alifático)	Si (débil)	Si	Si
1770 – 1700	Estiramiento C=O (carboxílicos, éster)	Si (intensa)	No	No
1450-1400	Estiramiento C–C, C–H (anillos aromáticos)	Si	No	Si
1370-1350	Estiramiento O–H (fenoles)	Si	No	No
1335-1200	Estiramiento C–O y C–O–C (éteres)			
1145 – 1100	Estiramiento C–O–C y C–O (éteres)	Si (débil)	Si	Si

Los grupos funcionales predominantes identificados O–H, C=O y C–O están comúnmente asociados a grupos carboxílicos y fenólicos, los cuales se reconocen como responsables de los mecanismos de adsorción de metales pesados. Estos mecanismos pueden involucrar interacciones fisicoquímicas como la formación de complejos con los iones metálicos o el intercambio iónico. En este sentido, la modificación de la cáscara de piña con agentes ácidos parece intensificar la expresión de estos grupos funcionales, lo que se reflejaría en una mayor capacidad de interacción con cationes metálicos como el Pb (II).

Al comparar estos resultados con estudios previos que utilizaron residuos agroindustriales como biosorbentes, se observa una notable similitud en las bandas espectrales detectadas. Por ejemplo, (Bedoya-Betancur et al., 2023) identificaron bandas correspondientes a grupos O–H, C=O, C–O y C–H en cáscara de banana modificada, mientras que (Hu et al., 2011) reportaron estiramientos O–H, C=O y C–O–C en cáscara de piña tratada. De igual manera, Dorregaray De La Cruz & Arhuis Jacobi, (2018) observaron bandas O–H, C–O y C–H en cáscara de piña, lo que confirma la recurrencia de estas funciones químicas en materiales lignocelulósicos. Según (Bondarev, (2021), esta similitud se debe a la presencia de biopolímeros comunes como celulosa, hemicelulosa, lignina, pectina y proteínas, que actúan como centros activos para la adsorción de iones metálicos.

La adsorción ocurre a través de mecanismos como la atracción electrostática, el intercambio iónico y la complejación, lo que reafirma la importancia de estos grupos funcionales en la efectividad del proceso. Además, la incorporación de nuevos grupos oxigenados mediante lavado ácido, como el uso de HNO₃ y HCl, puede aumentar la densidad de sitios activos y mejorar el rendimiento del biosorbente, como se ha evidenciado tanto en los espectros obtenidos como en la literatura consultada.

Estos resultados refuerzan la relevancia del análisis por FTIR como herramienta fundamental para comprender las propiedades superficiales de los biosorbentes y su relación directa con el mecanismo de remoción de metales pesados. Asimismo, validan el potencial de la cáscara de piña como biomaterial versátil y sostenible para aplicaciones en tratamiento de aguas contaminadas.

3.4 Remoción de plomo

Las muestras obtenidas en los experimentos de adsorción en lote fueron enviadas al laboratorio de geoquímica para su análisis. A partir de las concentraciones iniciales (C_i) y concentraciones finales (C_f) se compararán con las concentraciones iniciales, con el fin de determinar la cantidad de plomo removida por cada material y, de este modo, calcular el porcentaje de remoción correspondiente en cada concentración, cuyos resultados se presentan en la **Tabla 3.6**

Tabla 3.6 Concentraciones iniciales, finales y porcentaje de remoción de Pb(II) en los experimentos de adsorción en lote.

Cáscara de piña escaldada					
pH 3			pH 4		
C_i	C_f	% Remoción	C_i	C_f	% Remoción
10	3.0	69.43	10	4.0	59.68
30	5.1	82.90	30	2.7	91.09
50	20.9	58.19	50	16.8	66.32
100	54.0	45.92	100	49.0	50.99
Cáscara de piña HNO_3					
pH 3			pH 4		
C_i	C_f	% Remoción	C_i	C_f	% Remoción
10	0.78	92.15	10	1.04	89.59
30	0.70	97.67	30	1.03	96.56
50	3.47	93.05	50	4.10	91.79
100	12.51	87.49	100	18.04	81.96
Cáscara de piña HCl					
pH 3			pH 4		
C_i	C_f	% Remoción	C_i	C_f	% Remoción
10	0.85	91.43	10	0.48	95.16
30	1.13	96.23	30	0.92	96.95
50	6.74	86.52	50	3.08	93.84
100	13.68	86.32	100	8.39	91.61

Los resultados obtenidos muestran que la cáscara de piña presenta un comportamiento diferenciado en la remoción de Pb(II) dependiendo de la concentración.

En primer lugar, la cáscara de piña escaldada evidenció eficiencias de remoción moderadas, con valores entre 45.92 % y 91.09 %. A pH 3, la mayor remoción se alcanzó a una concentración inicial de 30 mg/L (82.90 %), mientras que a pH 4 se observó un incremento notable en la eficiencia para esta misma concentración (91.09 %). Sin embargo, a concentraciones más altas (100 mg/L), la eficiencia disminuyó, lo que puede deberse a una posible saturación de los sitios activos del biosorbente.

En contraste, las muestras tratadas con ácido nítrico (HNO_3) mostraron un desempeño superior en todos los casos, alcanzando porcentajes de remoción superiores al 90 % incluso en concentraciones elevadas de Pb(II). A pH 3, se registró el valor más alto con 97.67 % a 30 mg/L, mientras que a pH 4 a la misma concentración fue el porcentaje máximo (96.56 %). Esto sugiere que la modificación con HNO_3 pudo favorecer la incorporación de grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos y carbonilos, que incrementan la afinidad por los iones metálicos.

De manera similar, la cáscara de piña tratada con HCl también presentó altas eficiencias, con valores entre 86.32 % y 96.95 %. En concentración de 30 mg/L se alcanzaron los mayores porcentajes, 96.23 % y 96.95 %. Estos resultados podrían estar relacionados con el hecho de que el tratamiento ácido con HCl favorezca la generación de superficies más accesibles y con una mayor disponibilidad de cargas negativas, lo cual incrementaría la atracción electrostática hacia los iones Pb(II).

De forma general, se observa que a una concentración inicial de 30 mg/L todos los adsorbentes alcanzaron sus valores más altos de eficiencia de remoción, mientras que conforme la concentración de Pb(II) aumenta, el porcentaje de eliminación tiende a disminuir, lo que podría estar relacionado con la saturación progresiva de los sitios activos de la superficie. Esta tendencia coincide con lo reportado en la literatura, donde se ha señalado que el incremento en la concentración inicial de iones metálicos suele reducir el porcentaje de eliminación en estudios sobre Cu(II) y Pb(II) (Afolabi et al., 2021).

3.5 Isotermas de adsorción

En cuanto a la adsorción de Pb(II), esta se expresó como la cantidad de metal adsorbido por unidad de masa de biosorbente, la cual se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$q = \frac{V}{m}(C_0 - C_e) \quad (3.6)$$

Dónde:

V= Volumen de la solución del metal en el absorbedor, L.

m = Masa del adsorbente, g.

C₀ = Concentración inicial del metal, mg/L

C_e = Concentración del metal en el equilibrio, mg/L.

q = Masa del metal adsorbido por unidad de masa del adsorbente, mg/g.

Los datos experimentales del equilibrio de adsorción en sistemas líquido-sólido fueron representados mediante la aplicación de modelos matemáticos de isotermas de adsorción, siendo los más utilizados los modelos de Langmuir y Freundlich.

La cantidad de Pb (II) removido de la solución acuosa mediante el uso de cáscara de piña como biosorbente fue calculada empleando la ecuación antes mencionada. A continuación, se muestra un ejemplo del cálculo realizado con datos experimentales obtenidos para la cáscara de piña tratada por escaldado:

Datos del experimento (ejemplo):

V= 0.04 L

C₀ = 10 mg/L

m = 1.0004 g

C_e = 3.0566 mg/

Sustitución en la ecuación:

$$q = \frac{0.04 \text{ L}}{1.0004 \text{ g}} \left(10 \frac{\text{mg}}{\text{L}} - 3.0566 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \right) = 0.2776 \frac{\text{mg}}{\text{g}}$$

Este valor corresponde a la capacidad de adsorción del biosorbente bajo las condiciones indicadas.

En las **Tablas 3.7 a 3.12** se presentan los datos experimentales de equilibrio de adsorción para las diferentes condiciones ensayadas, así como los parámetros obtenidos del ajuste a los modelos de Langmuir y Freundlich, lo cual permitió analizar la naturaleza del proceso de adsorción y la afinidad del material hacia los iones Pb (II) en solución.

Tabla 3.7 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara escaldada pH=3

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	0.9887	0.0450	10	3.0000	0.3186
2	0.9945	0.0450	30	5.2000	1.1222
3	0.9967	0.0450	50	19.0000	1.3996
4	0.9997	0.0450	100	50.0000	2.2507

Tabla 3.8 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara escaldada pH=4

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	1.0003	0.0450	10	3.5000	0.2925
2	1.0002	0.0450	30	5.5000	1.1025
3	1.0000	0.0450	50	16.0000	1.5300
4	1.0000	0.0450	100	45.0000	2.4750

Tabla 3.9 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido clorhídrico pH=3

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	0.9725	0.0450	10	0.6000	0.4350
2	1.0000	0.0450	30	1.3000	1.2915
3	1.0000	0.0450	50	4.8000	2.0340
4	1.0000	0.0450	100	13.0000	3.9150

Tabla 3.10 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido clorhídrico pH=4

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	1.0003	0.0450	10	0.4840	0.3806
2	1.0002	0.0450	30	0.9160	1.1634
3	1.0000	0.0450	50	3.0820	1.8767
4	1.0001	0.0450	100	8.3930	3.6643

Tabla 3.11 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido nítrico pH=3

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	1.0003	0.0450	10	0.7854	0.3685
2	1.0002	0.0450	30	0.6981	1.1718
3	1.0001	0.0450	50	3.4739	1.8609
4	1.0003	0.0450	100	12.5127	3.4984

Tabla 3.12 Datos experimentales de la isoterma de adsorción de Pb (II) en solución acuosa cáscara con ácido nítrico pH=4

Nº exp	Masa (g)	Volumen (L)	C ₀ (mg/L)	C _e (mg/L)	q (mg/g)
1	1.0003	0.0450	10	1.0405	0.3583
2	1.0002	0.0450	30	1.0304	1.1586
3	1.0001	0.0450	50	4.1049	1.8356
4	1.0005	0.0450	100	18.0396	3.2768

Los datos de equilibrio del sistema líquido-sólido fueron analizados aplicando los modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir, ampliamente utilizados por su capacidad para describir procesos sobre superficies heterogéneas y homogéneas, respectivamente. El objetivo fue identificar cuál de estos modelos representa con mayor precisión el comportamiento del sistema de adsorción de iones Pb(II) en solución acuosa.

Para ello, se ajustaron ambos modelos a los datos experimentales utilizando un procedimiento de optimización numérica, basado en el algoritmo Rosenbrock-Newton, mediante el software STATISTICA 7. El ajuste se realizó minimizando la suma de los cuadrados de las diferencias entre los valores experimentales y los valores predichos por cada modelo, utilizando esta función como criterio de ajuste donde se empleó la siguiente función:

$$\text{Mínimo} = \sum (q_{exp} - q_{cal})^2 \quad (3.7)$$

Además, se evaluó el porcentaje de desviación promedio para cada modelo de adsorción mediante la siguiente ecuación:

$$\%D = \left(\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left| \frac{q_{exp} - q_{cal}}{q_{exp}} \right| \right) \times 100 \quad (3.8)$$

donde:

q_{exp} = Valor experimental de adsorción, mg/g.

q_{cal} = Valor calculado por el modelo, mg/g.

N = Número total de puntos experimentales.

% D = Porcentaje de desviación promedio.

En la **Tabla 3.13** se presentan los parámetros ajustados de las isothermas de Freundlich y Langmuir, para la adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña sometida a tratamientos con ácido clorhídrico, ácido nítrico y escaldado, evaluados a 25 °C y diferentes valores de pH, así como sus respectivos valores de %D, lo que permitió identificar el modelo con mejor ajuste a los datos experimentales. En el **Apéndice B** se encuentran gráficas y valores obtenidos para el ajuste del modelo de Freundlich.

Tabla 3.13 Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir en la adsorción de Pb(II) sobre biosorbente de cáscara de piña a 25 °C según el pH

pH	Freundlich			Langmuir		
	Ka	n	%Desv	qm (mg/g)	k (L/mg)	%Desv
Cáscara con ácido clorhídrico						
3	0.859	1.699	15.119	6.082	0.130	10.093
4	0.956	1.586	17.007	0.164	6.229	16.221
Cáscara con ácido nítrico						
3	1.292	2.208	39.111	4.794	0.207	21.983
4	0.347	1.289	29.536	4.158	0.202	28.643
Cáscara escaldada						
3	0.000	0.100	80.000	2.318	0.097	23.650
4	0.000	0.101	80.000	3.444	0.055	24.874

En las **Figura 3.3 a Figura 3.5** se presentan las isothermas de adsorción de Pb(II) obtenidas para la cáscara de piña modificada con HCl, cáscara modificada con HNO₃ y para la cáscara escaldada, respectivamente, ambas ajustadas al modelo de Langmuir.

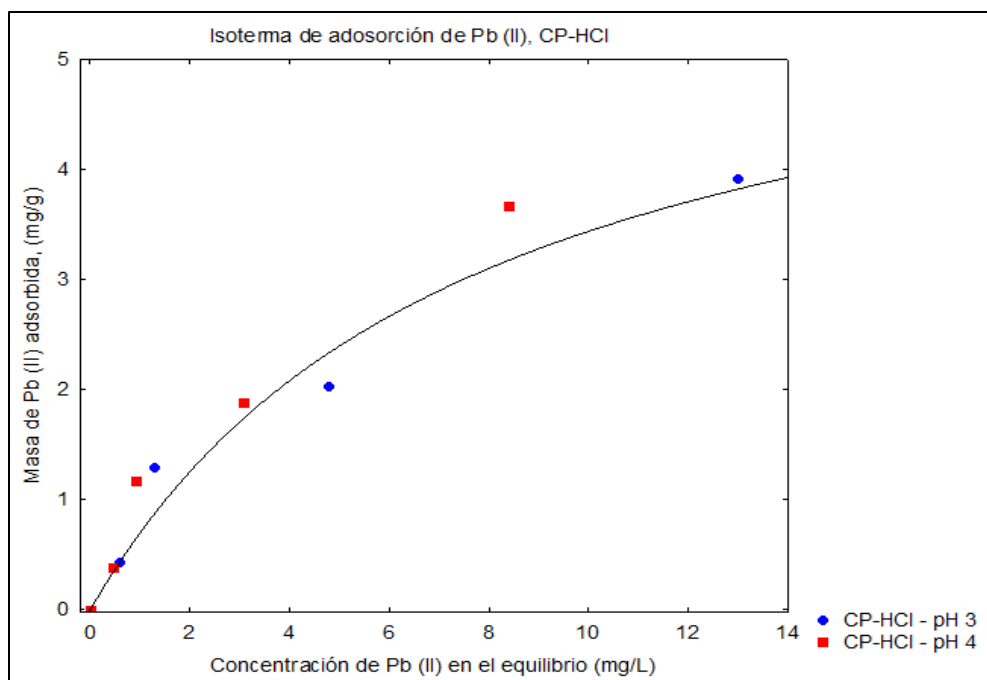


Figura 3.3 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña con HCl efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.

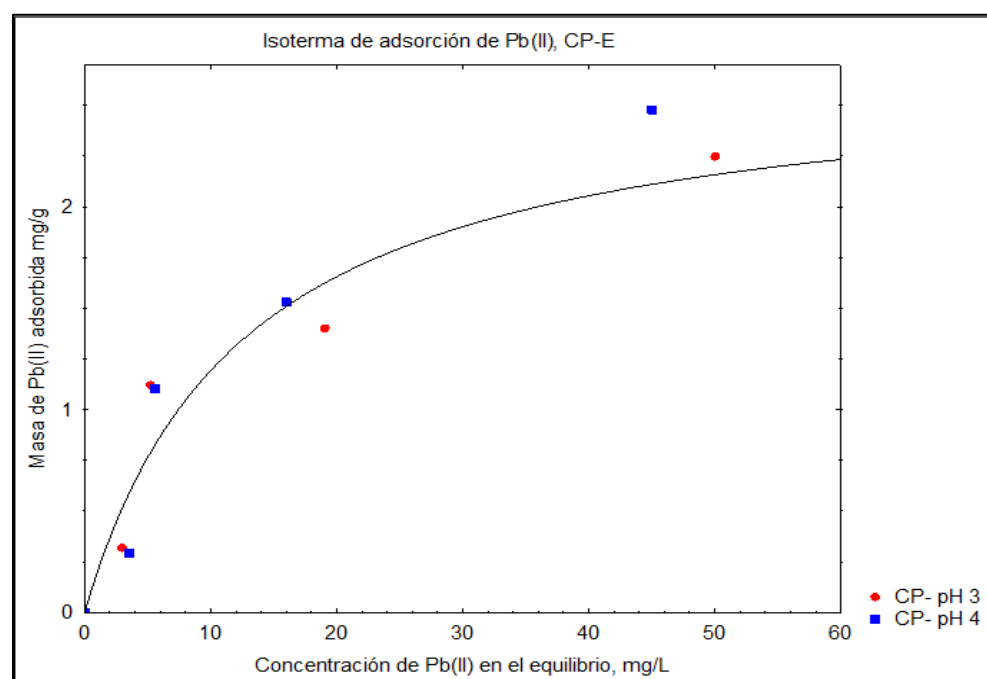


Figura 3.4 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña escaldada efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.

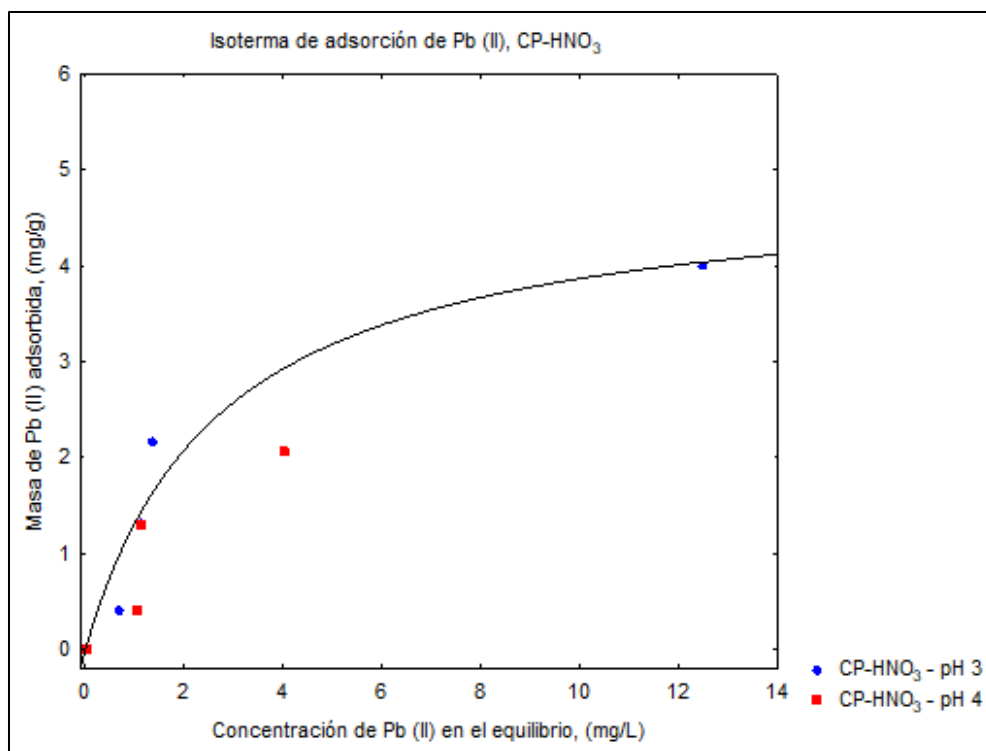


Figura 3.5 Isoterma de adsorción de Pb(II) sobre cáscara de piña con HNO₃ efecto del pH. La línea representa el modelo de Langmuir.

Al analizar los resultados obtenidos para la adsorción de Pb(II) sobre biosorbente de cáscara de piña a 25 °C, se observa que, especialmente a pH 3, el modelo de Langmuir ofrece un ajuste más adecuado, lo que sugiere que el proceso de adsorción ocurre predominantemente mediante formación de una monocapa homogénea sobre sitios equivalentes (q_m y k , constantes de capacidad máxima y afinidad, respectivamente) (Abin-Bazaine, 2022; Taguba et al., 2021).

El uso del modelo de la isoterma de Langmuir ha sido ampliamente documentado por muchos autores para explicar los sistemas de adsorción de metales pesados sobre biosorbentes, óxidos metálicos, nanopartículas magnéticas, arcilla, suelos, etc. El hecho de que el modelo de Langmuir se ajuste explica la interacción adsorbato-adsorbente basándose en el supuesto de que solo una capa (monocapa) de las moléculas de adsorbato puede unirse a un número específico de sitios activos en la superficie del adsorbente (Taguba et al., 2021).

El mayor valor de k (constante de afinidad) a pH 3 indica una fuerte interacción entre Pb(II) y los sitios activos del adsorbente, mientras que q_m refleja la cantidad máxima de Pb(II) que forma monocapa. Este comportamiento puede estar relacionado con la protonación de los grupos funcionales del adsorbente en condiciones ácidas, lo que favorece la atracción electrostática hacia los cationes Pb(II) en solución. En contraste, en pH más elevados o bajo otros tratamientos (como escaldado), tiene menor ajuste, lo que refuerza la predominancia del mecanismo Langmuir bajo estas condiciones.

Estos resultados indican que la adsorción de Pb (II) se comporta como un proceso monomolecular sobre una superficie relativamente homogénea, con alta afinidad específica lo cual es un hallazgo clave para optimizar y entender el mecanismo de remoción en sistemas biosorbentes similares.

En la **Tabla 3.14** se reúne un conjunto de biosorbentes agroindustriales evaluados para la remoción de Pb(II) en condiciones de laboratorio, con énfasis en las capacidades máximas de adsorción ($q_{m\acute{a}x}$) obtenidas mediante el modelo de Langmuir. Incluye tanto materiales modificados como naturales, permitiendo comparar el rendimiento de la cáscara de piña frente a otros residuos.

Tabla 3.14 Comparación de $q_{m\acute{a}x}$ de Pb (II) con diferentes residuos agrícolas

Biosorbente	Modificación	pH	$q_{m\acute{a}x}$ (mg/g)	Referencia
Cáscara de piña	Escaldada	3.0	2.31	Presente estudio
Cáscara de piña	HCl 0.1 M	3.0	6.08	Presente estudio
Cáscara de piña	HNO ₃ 0.1 M	3.0	4.79	Presente estudio
Cladodios de tuna	Natural	4.5	50.25	(Meza et al., 2020)
Cáscara de coco	Natural	5.0	1.73	(Acheampong et al., 2015)
Semillas de moringa	Natural	5.0	3.40	(Acheampong et al., 2015)
Mazorca de maíz	Natural	6.0	4.73	(Leyva-Ramos et al., 2005)
Mazorca de maíz	C ₆ H ₈ O ₇ 0.6 M	6.0	55.20	(Leyva-Ramos et al., 2005)
Mazorca de maíz	HNO ₃ 1 M	6.0	19.30	(Leyva-Ramos et al., 2005)
Cáscara de almendra	Natural	5.64	5.48	(Bulut & Tez, 2007)
Cáscara de avellana	Natural	4.99	16.46	(Bulut & Tez, 2007)
Cocoa	Natural	7.5	4.83	(Obike et al., 2018)

Los datos obtenidos en este estudio demuestran que los tratamientos químicos pueden mejorar moderadamente la capacidad de adsorción de la cáscara de piña frente a Pb(II):

El tratamiento con HCl 0.1 M a pH 3 elevó significativamente la capacidad de adsorción, alcanzando un $q_{\text{máx}}$ de 6.08 mg/g, lo que constituye el mejor desempeño entre los tratamientos aplicados. Esto sugiere que el HCl podría facilitar la remoción de impurezas superficiales y potenciar la exposición de grupos funcionales activos, como carboxilo e hidroxilo, lo que favorece el intercambio iónico. De manera similar, el tratamiento con HNO₃ 0.1 M también produjo una mejora en comparación con el estado escaldado, aunque en menor medida ($q_{\text{máx}}$ =4.79 mg/g), lo que indica que el tipo de ácido empleado tiene un impacto relevante en la activación superficial del biosorbente. Por último, el tratamiento por escaldado presentó la capacidad más baja (2.31 mg/g), evidenciando que es menos efectiva de esta forma en términos de adsorción de Pb(II).

Al comparar estos resultados con otros biosorbentes, se observa que los cladodios de tuna presentan una capacidad excepcionalmente elevada de 50.25 mg/g a pH 4.5, lo que resalta su eficiencia como biosorbente natural sin necesidad de modificaciones químicas profundas. En contraste, residuos como la cáscara de coco (1.73 mg/g) o las semillas de moringa (3.40 mg/g) exhiben capacidades inferiores, lo que pone en perspectiva la mejora conseguida con la cáscara de piña tratada, ya que supera claramente esos materiales básicos. Además, el estudio de la mazorca de maíz tratada con ácido cítrico (C₆H₈O₇ 0.6 M), que alcanza 55.20 mg/g, demuestra el potencial de tratamientos químicos suaves que activan sitios funcionales clave, logrando una capacidad de adsorción incluso mayor que la observada en los cladodios de tuna. Otros biosorbentes como la cáscara de almendra y la cáscara de avellana ofrecen capacidades moderadas (5.48 y 16.46 mg/g, respectivamente), mientras que la cocoa natural presenta un $q_{\text{máx}}$ de 4.83 mg/g.

En comparación con adsorbentes comerciales, la cáscara de piña presenta una capacidad máxima de 6.08 mg/g, considerablemente menor a la registrada por una zeolita (14 mg/g;) y por el carbón activado (70 mg/g; Kunquan Li et al., 2010). Esta diferencia refleja sus limitaciones en términos de eficiencia máxima de adsorción, pero no descarta su aplicabilidad. Al contrario, su bajo costo, la amplia disponibilidad del residuo y su carácter renovable la convierten en una opción atractiva para procesos de tratamiento en regiones con recursos limitados, además de contribuir a estrategias de gestión de residuos agroindustriales y a la transición hacia modelos de economía circular.

Conclusiones

La cáscara de piña es una biomasa lignocelulósica compuesta principalmente por lignina, celulosa y hemicelulosa, que puede mostrar capacidad para remover metales pesados en solución acuosa. La caracterización mediante titulación de Boehm permitió identificar diferencias en la cantidad y distribución de grupos ácidos ($-\text{COOH}$ carboxílicos, $-\text{OH}$ fenólico y lactónicos) según el tratamiento aplicado. El material escaldado (CP-E) presentó un total de sitios ácidos de 0.843 meq/g y sitios básicos de 0.1067 meq/g; el tratamiento con HCl (CP-HCl) registró un ligero incremento en los sitios ácidos totales (0.880 meq/g) y un aumento más notable en los sitios básicos (0.2168 meq/g); mientras que el tratamiento con HNO_3 (CP- HNO_3) alcanzó el mayor total de sitios ácidos (0.9137 meq/g) y la menor cantidad de sitios básicos (0.0363 meq/g), lo cual podría estar relacionado con una oxidación superficial.

En cuanto al punto de carga cero (pHPZC), los valores disminuyeron con los tratamientos: 3.97 para CP-E, 3.65 para CP-HCl y 3.19 para CP- HNO_3 . Esta tendencia sugiere que los tratamientos ácidos podrían modificar el rango en el que la superficie del biosorbente se encuentra cargada positivamente, lo que a su vez influiría en los procesos de interacción con cationes como Pb(II) .

La caracterización por FT-IR mostró señales atribuibles a grupos funcionales O-H (hidroxilo/fenol), C=O (carbonilo/carboxilo) y vibraciones aromáticas, lo que confirma que la superficie contiene estructuras químicas capaces de participar en interacciones con Pb(II) . Dichos grupos podrían favorecer mecanismos de complejación e intercambio iónico, lo que aportaría evidencia experimental sobre el posible papel de las modificaciones químicas en la capacidad adsorbente del material.

Los ensayos de adsorción mostraron que a una concentración inicial de 30 mg/L se alcanzaron los mayores porcentajes de remoción en todos los tratamientos, con un valor máximo de 97.67 % en la cáscara tratada con HNO_3 a pH 3. Sin embargo, al aumentar la concentración de Pb(II) la eficiencia de remoción tendió a disminuir, lo que puede asociarse con la saturación progresiva de los sitios activos del biosorbente, un comportamiento reportado también en otros estudios de adsorción de metales pesados.

En el análisis de isotermas, el modelo de Langmuir a pH 3 mostró el mejor ajuste para los tres tratamientos, lo que sugiere un predominio de procesos de adsorción en monocapa bajo condiciones ácidas. La cáscara tratada con HCl 0.1 M presentó la mayor capacidad máxima ($q_m = 6.082$ mg/g) y el menor porcentaje de desviación (10.093 %), seguida del tratamiento con HNO₃ 0.1 M ($q_m = 4.794$ mg/g; 21.983 % de desviación) y de la cáscara escaldada ($q_m = 2.318$ mg/g; 23.650 % de desviación). Estos resultados permiten considerar que tanto el tipo de tratamiento como el pH influyen en la activación superficial y en la afinidad del biosorbente hacia Pb(II).

En conjunto, los hallazgos sugieren que las modificaciones químicas, en particular el tratamiento con HCl, podrían optimizar las propiedades superficiales de la cáscara de piña al incrementar la densidad de grupos funcionales activos, favoreciendo con ello la capacidad de adsorción de Pb(II) en condiciones ácidas. Asimismo, se observa que el control del pH es un factor determinante para maximizar la eficiencia del proceso, lo cual resalta la importancia de establecer condiciones de operación adecuadas.

Finalmente, cabe destacar que el aprovechamiento de residuos agroindustriales como la cáscara de piña contribuye a los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), en especial al ODS 6 (agua limpia y saneamiento) y al ODS 12 (producción y consumo responsables). Más allá de su desempeño comparativo con adsorbentes comerciales, este tipo de materiales ofrece un enfoque de bajo costo, ambientalmente amigable y alineado con estrategias de economía circular, al transformar residuos de la industria alimentaria en insumos útiles para la mitigación de contaminantes metálicos en cuerpos de agua.

Recomendaciones para trabajos futuros

El presente trabajo constituye un estudio pionero, al ser la primera ocasión en que se emplea la cáscara de piña como material adsorbente dentro de la institución. Los resultados obtenidos evidencian que este residuo agroindustrial posee un potencial para la remoción de metales; no obstante, se identifican diversos aspectos que conviene optimizar en investigaciones posteriores. En este sentido, se plantea la necesidad de implementar un control de temperatura durante los ensayos de adsorción en lote, con el propósito de evaluar su incidencia en la eficiencia del proceso.

Asimismo, se considera relevante explorar la influencia de la densidad del material (véase **Anexo D**) en los procesos de adsorción, dado que en el presente estudio se empleó una cantidad fija de un gramo de adsorbente. Esta variable podría tener un efecto significativo en la superficie específica disponible para la interacción con los iones metálicos, y su análisis permitiría establecer parámetros más precisos para futuras aplicaciones.

Por otra parte, se recomienda evaluar la aplicación de diferentes tratamientos de modificación del material, como la impregnación con ácido cítrico o la implementación de procesos de carbonización y pirólisis, que podrían incrementar de manera significativa la capacidad de adsorción.

De igual forma, se sugiere valorar el empleo de otros modificadores químicos, como el ácido cítrico, o bien la aplicación de procesos de carbonización o pirólisis, los cuales podrían incrementar de manera significativa la capacidad de adsorción del material. En conclusión, este trabajo permitió corroborar la viabilidad de la cáscara de piña como material adsorbente; sin embargo, se considera necesario profundizar en el desarrollo y comparación de metodologías que optimicen su desempeño. De lograrse dichos avances, este residuo podría consolidarse como una alternativa eficaz y sostenible para su aplicación en sistemas de tratamiento preventivo de aguas contaminadas.

Referencias

- Abdul Munim, S., Tahir Saddique, M., Ali Raza, Z., Saraswaty, V., Aji, E. S., Hanifah, A., Ratnaningrum, D., Ardiansyah, A., & Setiyanto, H. (2023). *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science Adsorption of Pb(II) ions using a biosorbent derived from pineapple peel*. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1388/1/012032>
- Abin-Bazaine, A. , C. T. A. , & O.-M. M. (2022). Adsorption Isotherms: Enlightenment of the Phenomenon of Adsorption. In *Wastewater Treatment* (IntechOpen.).
- Acheampong, M. A., Ansa, E. D. O., Woode, M. Y., & Awuah, E. (2015a). Biosorption of Pb(II) onto Cocos Nucifera Shell and Moringa Oleifera Seeds. *Chemical Engineering Communications*, 202(7), 946–953. <https://doi.org/10.1080/00986445.2014.880424>
- Acheampong, M. A., Ansa, E. D. O., Woode, M. Y., & Awuah, E. (2015b). Biosorption of Pb(II) onto Cocos Nucifera Shell and Moringa Oleifera Seeds. *Chemical Engineering Communications*, 202(7), 946–953. <https://doi.org/10.1080/00986445.2014.880424>
- Afolabi, F. O., & Musonge, P. (2023). Synthesis, Characterization, and Biosorption of Cu²⁺ and Pb²⁺ Ions from an Aqueous Solution Using Biochar Derived from Orange Peels. *Molecules*, 28(20). <https://doi.org/10.3390/molecules28207050>
- Afolabi, F. O., Musonge, P., & Bakare, B. F. (2021). Bio-sorption of copper and lead ions in single and binary systems onto banana peels. *Cogent Engineering*, 8(1). <https://doi.org/10.1080/23311916.2021.1886730>
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2007, August). *Resúmenes de Salud Pública – Plomo (Lead)*. https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html#:~:text=Los%20niveles%20de%20exposici%C3%B3n%20altos,alterar%20la%20producci%C3%B3n%20de%20espermatozoides.
- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (2024). *Resúmenes de Salud Pública – Plomo (Lead)*. Consultado de: https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html
- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ASTDR). (2007). *Perfil toxicológico del plomo. U.S. Department of Health and Human Services*.
- Ahmadi, H., Hafiz, S. S., Sharifi, H., Rene, N. N., Habibi, S. S., & Hussain, S. (2022). Low cost biosorbent (Melon Peel) for effective removal of Cu (II), Cd (II), and Pb (II) ions from

- aqueous solution. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100242>
- Akram, M., Khan, B., Imran, M., Ahmad, I., Ajaz, H., Tahir, M., Rabbani, F., Kaleem, I., Nadeem Akhtar, M., Ahmad, N., & Samad Shah, N. (2019). Biosorption of lead by cotton shells powder: Characterization and equilibrium modeling study. *International Journal of Phytoremediation*, 21(2), 138–144. <https://doi.org/10.1080/15226514.2018.1488810>
- Amábilis-Sosa, L. E., Siebe, C., Moeller-Chávez, G., & Durán-Domínguez-De-Bazúa, M. del C. (2015). Remoción de mercurio, cromo y plomo por humedales artificiales inoculados con cepas tolerantes. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 6(2), 21–34. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222015000200002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Annadurai, G., Juang, R. S., & Lee, D. J. (2003). *Adsorption of heavy metals from water using banana and orange peels*. <https://iwaponline.com/wst/article-pdf/47/1/185/44751/185.pdf>
- Avila Garavito, E. C. (2019). *Extracción y caracterización de pectina a partir de residuos de cáscaras de piña (ananas comosus) por el método de hidrólisis ácida*. Universidad Nacional Abierta y a Distancia.
- Babel, S., & Kurniawan, T. A. (2003). Low-cost adsorbents for heavy metals uptake from contaminated water: a review. *Journal of Hazardous Materials*, 97, 219–243.
- Bansod, S. P., Parikh, J. K., & Sarangi, P. K. (2023). Pineapple peel waste valorization for extraction of bio-active compounds and protein: Microwave assisted method and Box Behnken design optimization. *Environmental Research*, 221, 115237. <https://doi.org/10.1016/J.ENVRES.2023.115237>
- Barakat, M. A. (2011). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. In *Arabian Journal of Chemistry* (Vol. 4, Issue 4, pp. 361–377). <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2010.07.019>
- Barakat, M. A., & Barakat, M. A. (2010). New trends in removing heavy metals from industrial wastewater. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 361–377. <https://doi.org/10.1016/J.ARABJC.2010.07.019>
- Bartholomew, D. P., Paull, R. E., & Rohrbach, K. G. (2003). *The Pineapple Botany, Production and Uses* (CABI Publishing.).

- Bayuo, J., Rwiza, M., & Mtei, K. (2022). A comprehensive review on the decontamination of lead(ii) from water and wastewater by low-cost biosorbents. *RSC Advances*, 12(18), 11233–11254. <https://doi.org/10.1039/d2ra00796g>
- Bedoya-Betancur, S. A., Arriola-Villaseñor, E., Valencia-Gonzalez, J. D., Ortiz-Muñoz, D. A., Barrera-Zapata, R., Hernández-Maldonado, J. A., & Ardila-Arias, A. N. (2023). Adsorción de metales pesados presentes en aguas residuales no domésticas usando residuos agroindustriales de banano. *Revista ION*, 36(2). <https://doi.org/10.18273/revion.v36n2-2023002>
- Boehm, H. P. (1994). Some aspects of the surface chemistry of carbon blacks and other carbons. *Carbon*, 32(5), 759–769. [https://doi.org/10.1016/0008-6223\(94\)90031-0](https://doi.org/10.1016/0008-6223(94)90031-0)
- Bondarev, A. (2021). Wastewater Treatment for Heavy Metals and Dyes Using Low-Cost Biosorbents: A Review. *The Annals of “Dunarea de Jos” University of Galati. Fascicle IX, Metallurgy and Materials Science*, 44(2), 47–56. <https://doi.org/10.35219/mms.2021.2.08>
- Bulut, Y., & Tez, Z. (2007). Adsorption studies on ground shells of hazelnut and almond. *Journal of Hazardous Materials*, 149(1), 35–41. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.03.044>
- Bustamante Alcántara, E. (2011). *Adsorción de metales pesados en residuos de café modificados químicamente*. [Maestría en Ciencias con Orientación en Procesos Sustentables]. Universidad Autónoma de Nuevo León .
- Carolin, C. F., Kumar, P. S., Saravanan, A., Joshiba, G. J., & Naushad, M. (2017). Efficient techniques for the removal of toxic heavy metals from aquatic environment: A review. In *Journal of Environmental Chemical Engineering* (Vol. 5, Issue 3, pp. 2782–2799). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.05.029>
- Cely Calixto, N. J., Becerra Moreno, D., & Cárdenas Gutiérrez, J. A. (2023). *Causas y consecuencias de la contaminación de aguas superficiales*. (Nueva Jurídica, Vol. 1). 2023.
- Crini, G., & Lichtfouse, E. (2019). Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment. *Environmental Chemistry Letters*, 17(1), 145–155. <https://doi.org/10.1007/S10311-018-0785-9/METRICS>
- Davis, D., Umesh, M., Santhosh, A. S., Suresh, S., Shanmugam, S., & Kikas, T. (2024). Extraction of Fungal Chitosan by Leveraging Pineapple Peel Substrate for Sustainable Biopolymer Production. *Polymers*, 16(17), 2455. <https://doi.org/10.3390/POLYM16172455/S1>

- Demirbas, A. (2008). Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 157, Issues 2–3, pp. 220–229). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.024>
- DGSIAP. (2025). *Cierre de la producción agrícola*. https://Nube.Agricultura.Gob.Mx/Cierre_agricola/.
- Dorregaray De La Cruz, H. J., & Arhuis Jacobi, V. M. (2018). *Aplicación de adsorbentes de carbón preparados desde las cascavas de la fruta piña (Ananas comosus) para remover metales pesados (Cd²⁺, Pb²⁺) desde soluciones acuosas*. Facultad de Ingeniería Química.
- Ebrahimi, M., Khalili, N., Razi, S., Keshavarz-Fathi, M., Khalili, N., & Rezaei, N. (2020). Effects of lead and cadmium on the immune system and cancer progression. *Environmental Health Science and Engineering*, 18, 335–343. <https://doi.org/10.1007/s40201-020-00455-2>
- Fernández González, R. (2019). *Eliminación de metales pesados mediante biosorción: desarrollo de procesos de tratamiento para aguas residuales* [Universidad de Granada]. <http://hdl.handle.net/10481/62268>
- Fon, F. M., Héctor, F. V., & Fernández, Z. (2019). *Análisis proximal en alimentos Fundamentos teóricos y técnicas experimentales*.
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. In *Chemical Engineering Journal* (Vol. 156, Issue 1, pp. 2–10). <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.09.013>
- Fouda-Mbanga, B. G., & Tywabi-Ngeva, Z. (2022). Application of Pineapple Waste to the Removal of Toxic Contaminants: A Review. *Toxics* 2022, Vol. 10, Page 561, 10(10), 561. <https://doi.org/10.3390/TOXICS10100561>
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 92, Issue 3, pp. 407–418). Academic Press. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>
- García Rodríguez, M. (2009). La hidrosfera. El ciclo del agua. La contaminación del agua. Métodos de análisis y depuración. El problema de la escasez del agua. In *Biología y geología* (Cen Oposiciones, pp. 5–26).
- Giraldo, L., & Moreno-Piraján, J. C. (2008). Pb²⁺ adsorption from aqueous solutions on activated carbons obtained from lignocellulosic residues. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 25(01), 143–151. www.abeq.org.br/bjche

- Hernández, M., Otero, A., Falcón, J., & Yperman III, Y. (2017). Características fisicoquímicas del carbón activado de conchas de coco modificado con HNO₃ 3 Physiochemical Characteristic of Activated Carbon of Coconut Shell Modified with HNO₃. In *Rev. Cubana Quím* (Vol. 29, Issue 1). <http://ojs.uo.edu.cu/index.php/cq>
- Horsfall, M., & Spiff, A. I. (2005). Effects of temperature on the sorption of Pb²⁺ and Cd²⁺ from aqueous solution by *Caladium bicolor* (Wild Cocoyam) biomass. *Electronic Journal of Biotechnology*, 8(2), 162–169. <https://doi.org/10.2225/VOL8-ISSUE2-FULLTEXT-4>
- Hu, X., Zhao, M., Song, G., & Huang, H. (2011). Modification of pineapple peel fibre with succinic anhydride for Cu²⁺, Cd²⁺ and Pb²⁺ removal from aqueous solutions. *Environmental Technology*, 32(7), 739–746. <https://doi.org/10.1080/09593330.2010.510853>
- Jadaa, W. (2024). Wastewater Treatment Utilizing Industrial Waste Fly Ash as a Low-Cost Adsorbent for Heavy Metal Removal: Literature Review. *Clean Technologies 2024, Vol. 6, Pages 221-279*, 6(1), 221–279. <https://doi.org/10.3390/CLEANTECHNOL6010013>
- Jaishankar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B. B., Beeregowda, K. N., Blessy, A., & Mathew, B. (2014). *Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals*. <https://doi.org/10.2478/intox-2014-0009>
- Kato, S., & Kansha, Y. (2024). Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 31, Issue 39, pp. 51064–51097). Springer. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34584-0>
- Leyva-Ramos, R., Bernal-Jacome, L. A., & Acosta-Rodriguez, I. (2005). Adsorption of cadmium(II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob. *Separation and Purification Technology*, 45(1), 41–49. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.02.005>
- Li, C., Yu, Y., Fang, A., Feng, D., Du, M., Tang, A., Chen, S., & Li, A. (2022). Insight into biosorption of heavy metals by extracellular polymer substances and the improvement of the efficacy: a review. In *Letters in Applied Microbiology* (Vol. 75, Issue 5, pp. 1064–1073). John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.1111/lam.13563>
- Londoño Franco, L. F., Londoño Muñoz, P. T., & Muñoz Garcia, F. G. (2016). LOS RIESGOS DE LOS METALES PESADOS EN LA SALUD HUMANA Y ANIMAL. *Biotechnología En El Sector Agropecuario y Agroindustrial*, 14(2), 145. [https://doi.org/10.18684/bsaa\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/bsaa(14)145-153)

- López, R., & Hamad, S. (2014). Determinación de metales pesados en aguas residuales mediante espectroscopia de emisión atómica y estudio de biosorción para su eliminación". *Revista de Los Másteres de Biotecnología Sanitaria y Biotecnología Ambiental, Industrial y Alimentaria de La UPO*. <http://www.bioinfocabd.upo.es/biosaia/>
- López Ramírez, M. Á. G.-G. G., Posadas-Cano, C., & Pirene Castellanos-Onorio, O. (2024). Tratamiento para aguas contaminadas con metales pesados Una revisión. *Innovación y Desarrollo Tecnológico*.
- Lopez-Ramon, M. V., Stoeckli, F., Moreno-Castilla, C., & Carrasco-Marin, F. (1999). On the characterization of acidic and basic surface sites on carbons by various techniques. *Carbon*, 37(8), 1215–1221. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(98\)00317-0](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(98)00317-0)
- Lucia, S., & Arteaga, P. (2022). *Extraction of bioactive compounds from pineapple (Ananas comosus) residues using solid-state fermentation*.
- Ludivina Robles-Osorio, M., & Sabath, E. (2014). Breve historia de la intoxicación por plomo: de la cultura egipcia al Renacimiento HISTORIA Y MEDICINA Brief history of lead poisoning: from Egyptian civilization to the Renaissance. In *Revista de Investigación Clínica* (Vol. 66).
- Mahvi, A. H. (2008). Application of agricultural fibers in pollution removal from aqueous solution. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5(2), 275–285. <https://doi.org/10.1007/BF03326022/METRICS>
- Mala, T., Piayura, S., & Itthivadhanapong, P. (2024). Characterization of dried pineapple (Ananas comosus L.) peel powder and its application as a novel functional food ingredient in cracker product. *Future Foods*, 9, 100322. <https://doi.org/10.1016/J.FUFO.2024.100322>
- McMurry, J., & Fay, R. (2009). *Química General* (Quinta). Pearson.
- Mercado Ruíz, J., Tortoledo Ortiz, O., García Robles, J. M., Báez Sañudo, R., & García Moreno, B. Y. (2019). *Calidad comercial de piña MD2 (Ananas comosus L.) Tratada en postcosecha con ácido 2-hidroxibenzoico*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=81361553004>
- Meza, L., Arroyo, C., Kate, T., Mancilla, B., & Dax, H. (2020). *Biosorción de plomo (II) en solución acuosa con biomasa de los cladodios de la tuna (Opuntia ficus indica)*. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?>
- Mohd Ali, M., Hashim, N., Abd Aziz, S., & Lasekan, O. (2020). Pineapple (Ananas comosus): A comprehensive review of nutritional values, volatile compounds, health benefits, and

- potential food products. In *Food Research International* (Vol. 137). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.foodres.2020.109675>
- Nguyen, T. A. H., Ngo, H. H., Guo, W. S., Zhang, J., Liang, S., Yue, Q. Y., Li, Q., & Nguyen, T. V. (2013). Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. In *Bioresource Technology* (Vol. 148, pp. 574–585). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.124>
- Obike, A. I., Igwe, J. C., Emeruwa, C. N., & Uwakwe, K. J. (2018). Equilibrium and kinetic studies of Cu (II), Cd (II), Pb (II) and Fe (II) adsorption from aqueous solution using cocoa (*Theobroma cacao*) pod husk. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, 22(2), 182. <https://doi.org/10.4314/jasem.v22i2.5>
- Oncel, M. S., Muhcu, A., Demirbas, E., & Kobya, M. (2013). A comparative study of chemical precipitation and electrocoagulation for treatment of coal acid drainage wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 1(4), 989–995. <https://doi.org/10.1016/J.JECE.2013.08.008>
- Pabón, S. E., Benitez, R., Sarria-Villa, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción . Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14, 9–18.
- Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria-Villa, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14, 9–18.
- Pavia, D. L., Lampman, G. M., & Kriz, G. S. (2001). *Introduction to Spectroscopy a guide for students of organic chemistry* (3rd ed.).
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Gómez-Serrano, V., Álvarez, P. M., Alvim-Ferraz, M. C. M., & Dias, J. M. (2011). Activated carbon modifications to enhance its water treatment applications. An overview. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 187, Issues 1–3, pp. 1–23). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.01.033>
- Romero-Cano, L. A., García-Rosero, H., Gonzalez-Gutierrez, L. V., Baldenegro-Pérez, L. A., & Carrasco-Marín, F. (2017). Functionalized adsorbents prepared from fruit peels: Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies for copper adsorption in aqueous solution. *Journal of Cleaner Production*, 162, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.032>

- Ruthven, D. M. (1984). *Principles of adsorption and adsorption processes* (John Wiley & Sons).
<https://www.scribd.com/doc/286489400/Ruthven-D-M-Principles-of-Adsorption-and-Adsorption-Processes-John-Wiley-Sons-1984>
- Saadi, R., Saadi, Z., Fazaeli, R., & Fard, N. E. (2015). Monolayer and multilayer adsorption isotherm models for sorption from aqueous media. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 32(5), 787–799. <https://doi.org/10.1007/s11814-015-0053-7>
- Secretaría de Medio Ambiente, R. N. y P. (SEMARNAT). (1998). Norma Oficial Mexicana NOM-002-ECOL-1996, Que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. . In *Diario Oficial de la Federación* (NOM-002-ECOL-1996).
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=4881304&fecha=03/06/1998#gsc.tab=0
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2021). Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-2021, Que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. In *Diario Oficial de la Federación* (NOM-001-SEMARNAT-2021).
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5645374&fecha=11/03/2022#gsc.tab=0
- Secretaria de Salud (SSA). (2015). Norma Oficial Mexicana NOM-201-SSA1-2015, Productos y servicios. Agua y hielo para consumo humano, envasados y a granel. Especificaciones sanitarias. In *Diario Oficial de la Federación 22 de Diciembre* (NOM-201-SSA1-2015).
https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5420977&fecha=22/12/2015&print=true
- Secretaría de Salud (SSA). (2022). Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-2021, Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua. In *Diario Oficial de la Federación 2 de Mayo* (NOM-127-SSA1-2021).
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0
- Solidum, J. N. (2013). Peel Wastes of Ananas comosus (L.) Merr., Sandoricum koetjape Merr., Citrus nobilis Lour. as Lead and Cadmium Biosorbent in Manila Tap Water. *Journal of Environmental Science and Management*, 28–35.
- Suárez Matallana, G. A., Sánchez Atahualpa, S. R., Lazaro Riquez, A., & Rodríguez Zúñiga, U. F. (2022). CONCEPTOS DE BIOCATÁLISIS DE LA LIGNOCELULOSA DESDE UN ENFOQUE DE INGENIERÍA DE PROCESOS Y SISTEMAS: UNA REVISIÓN. *Perfiles*, 1(28), 37–51. <https://doi.org/10.47187/perf.v1i28.179>

- Sud, D., Mahajan, G., & Kaur, M. P. (2008). Agricultural waste material as potential adsorbent for sequestering heavy metal ions from aqueous solutions - A review. In *Bioresource Technology* (Vol. 99, Issue 14, pp. 6017–6027). <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.11.064>
- Taguba, M. A. M., Ong, D. C., Ensano, B. M. B., Kan, C. C., Grisdanurak, N., Yee, J. J., & de Luna, M. D. G. (2021). Nonlinear isotherm and kinetic modeling of cu(ii) and pb(ii) uptake from water by mnfe₂o₄/chitosan nanoadsorbents. *Water (Switzerland)*, 13(12). <https://doi.org/10.3390/w13121662>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. *EXS*, 101, 133–164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
- Tigeros, J. A., Parra Londoño, S., Martínez Girón, J., & Ordoñez Santos, L. E. (2021). Diferentes métodos de escaldado y su aplicación en frutas y verduras. *Revista Colombiana de Investigaciones Agroindustriales*, 8(1), 50–63. <https://doi.org/10.23850/24220582.3710>
- Volesky, B. (2001). Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for the next century. In *Hydrometallurgy* (Vol. 59). www.elsevier.nl/locate/hydromet
- Volesky, B. (2003). *Sorption and Biosorption* (BV Sorbex Inc.).
- Volesky, B. (2007). Biosorption and me. *Water Research*, 41(18), 4017–4029. <https://doi.org/10.1016/J.WATRES.2007.05.062>
- Wang, J., & Chen, C. (2009). Biosorbents for heavy metals removal and their future. In *Biotechnology Advances* (Vol. 27, Issue 2, pp. 195–226). <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>
- Wang, Q., Wang, Y., Yang, Z., Han, W., Yuan, L., Zhang, L., & Huang, X. (2022). Efficient removal of Pb(II) and Cd(II) from aqueous solutions by mango seed biosorbent. *Chemical Engineering Journal Advances*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.ceja.2022.100295>
- Yaashikaa, P. R., Palanivelu, J., & Hemavathy, R. V. (2024). Sustainable approaches for removing toxic heavy metal from contaminated water: A comprehensive review of bioremediation and biosorption techniques. *Chemosphere*, 357, 141933. <https://doi.org/10.1016/J.CHEMOSPHERE.2024.141933>

Anexos

A. Imágenes de laboratorio



Figura A. 1. Agua en ebullición para escaldado de la cascara de piña.



Figura A. 2. Cáscara de piña en ácido clorhídrico 0.1 M.



Figura A. 3. Enjuague de la cáscara de piña con agua destilada.



Figura A. 4. Cáscara de piña posterior al secado en horno.



Figura A. 5. Cáscara de piña obtenida después de molienda.

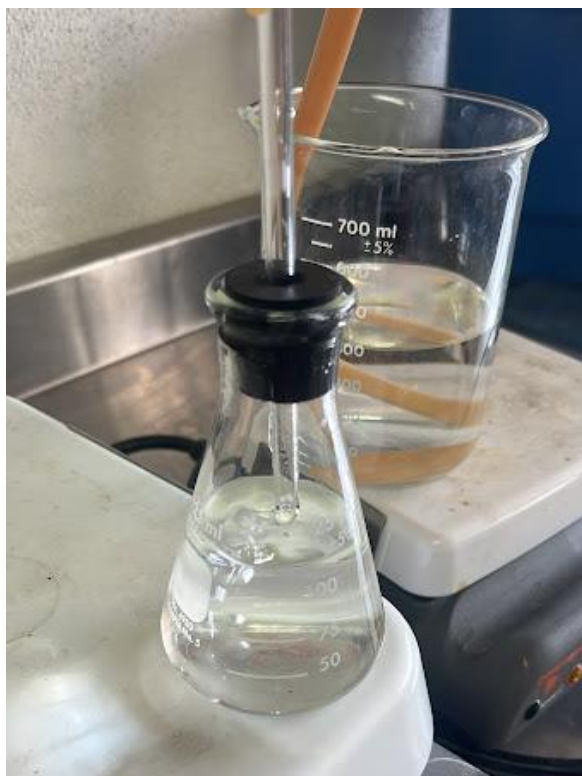


Figura A. 6. Agua destilada para pruebas de punto de carga cero.



Figura A. 7. Pruebas de punto de carga cero de los diferentes adsorbentes.

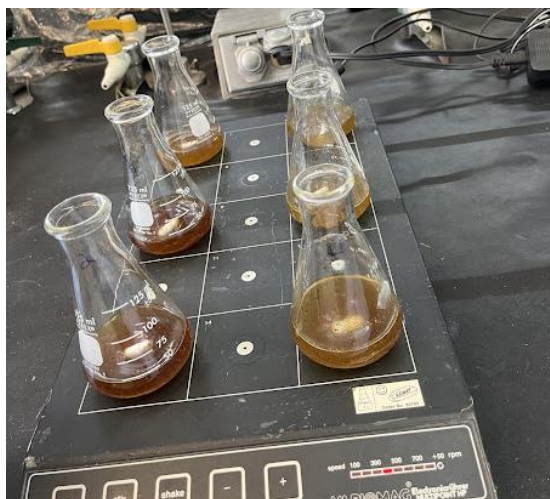


Figura A. 8. Cáscara de piña en prueba de sitios activos.



Figura A. 9. Filtración para la determinación de sitios activos.



Figura A. 10. Alícuota titulada en la determinación de sitios activos.



Figura A. 11. Preparación se soluciones de Pb (II).



Figura A. 12. Pruebas en lote de adsorción con cáscara de piña en contacto con solución de Pb (II) .



Figura A. 13. Agitación de pruebas en lote de adsorción con cáscara de piña.



Figura A. 14. Ajuste de pH para pruebas en lote.

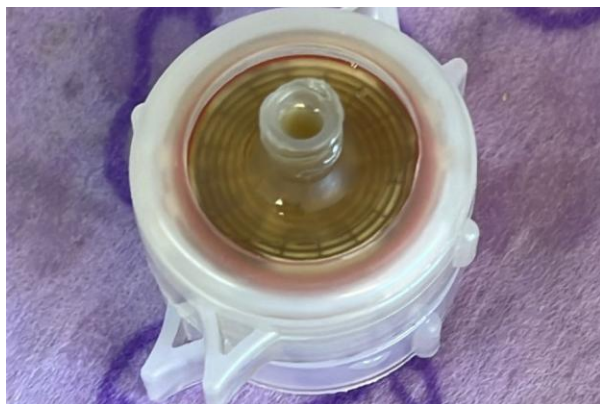


Figura A. 15. Filtro para muestras de adsorción en lote.



Figura A. 16. Muestra filtrada para enviar a analizar.

B. Espectros infrarrojos

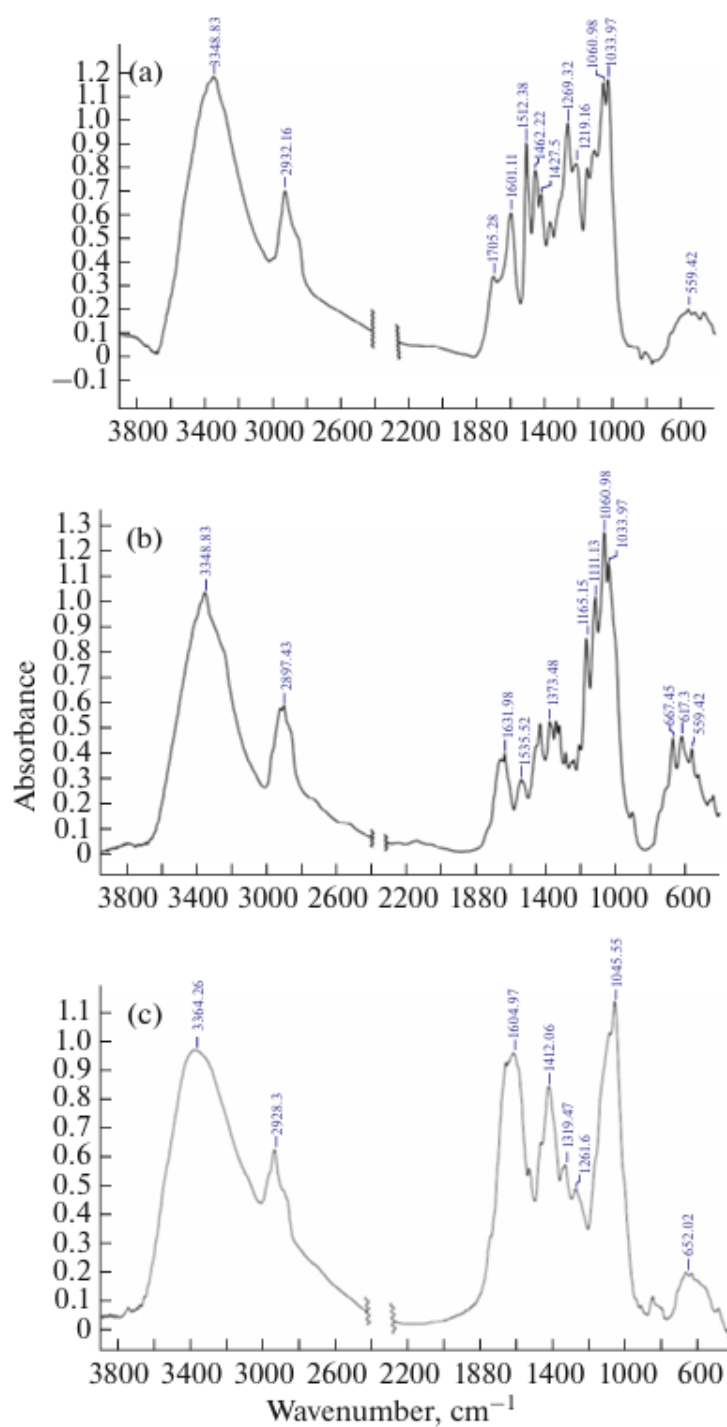


Figura B. 1. Espectros IR de (a) lignina, (b) celulosa y (c) hemicelulosa en comprimidos con KBr (200 mg con 0,5 % de peso de sustancia).

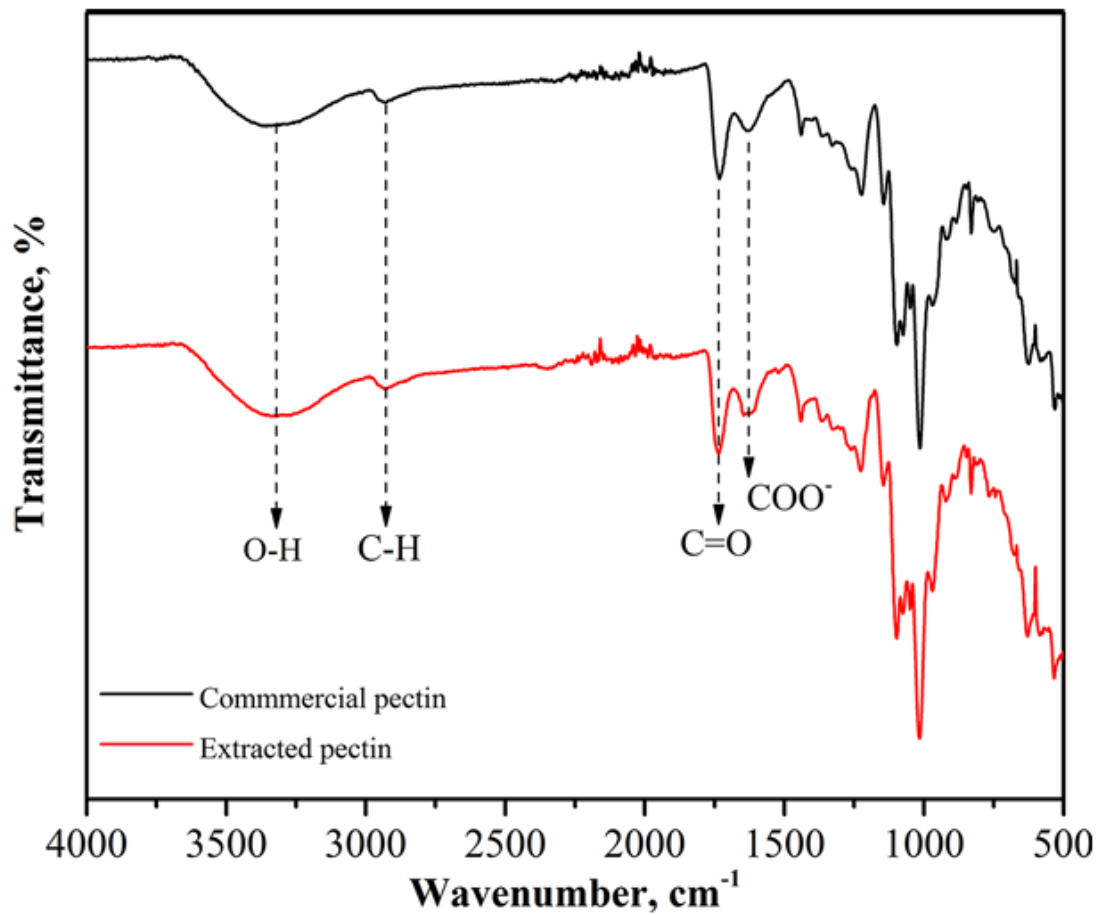


Figura B. 2. Espectros FTIR de pectina extraída y pectina comercial

C. Datos obtenidos en STATISTICA

Cáscara de piña modificada con ácido clorhídrico evaluada con Freundlich

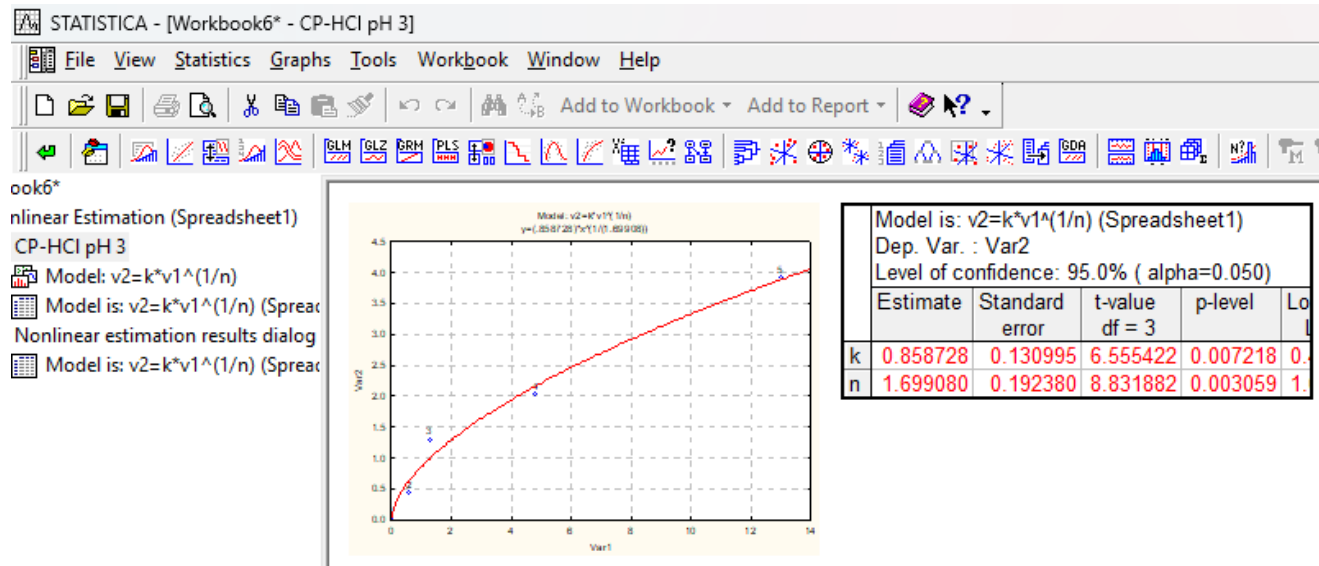


Figura C. 1. Estimación de CP-HCl pH 3 por Freundlich en STATISTICA.

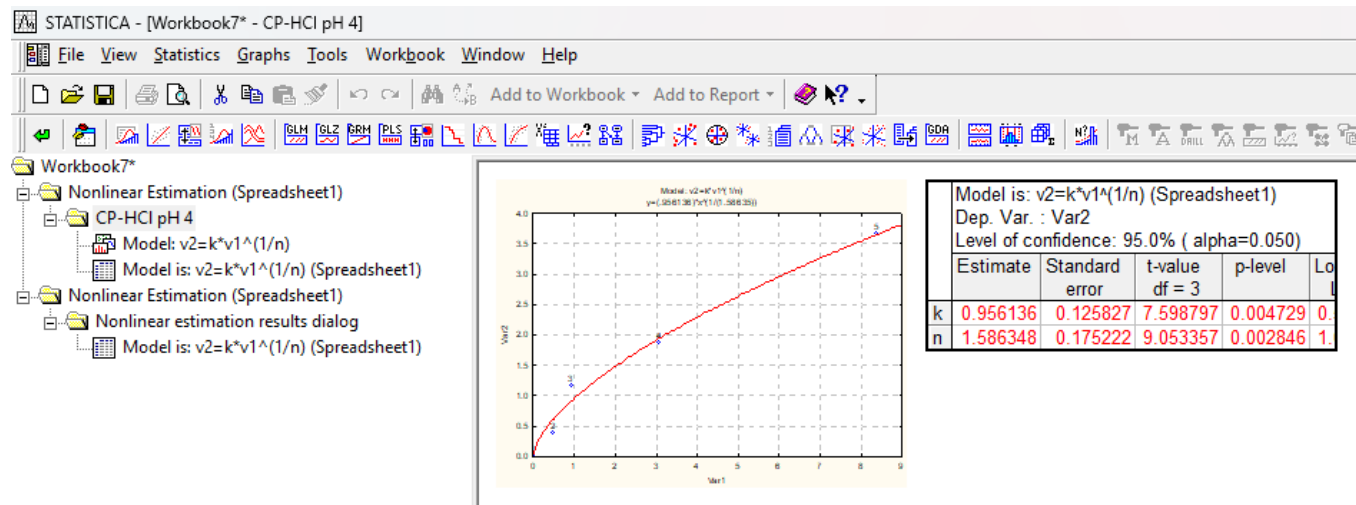


Figura C. 2. Estimación de CP-HCl pH 4 por Freundlich en STATISTICA.

Cáscara de piña modificada con ácido nítrico evaluada con Freundlich

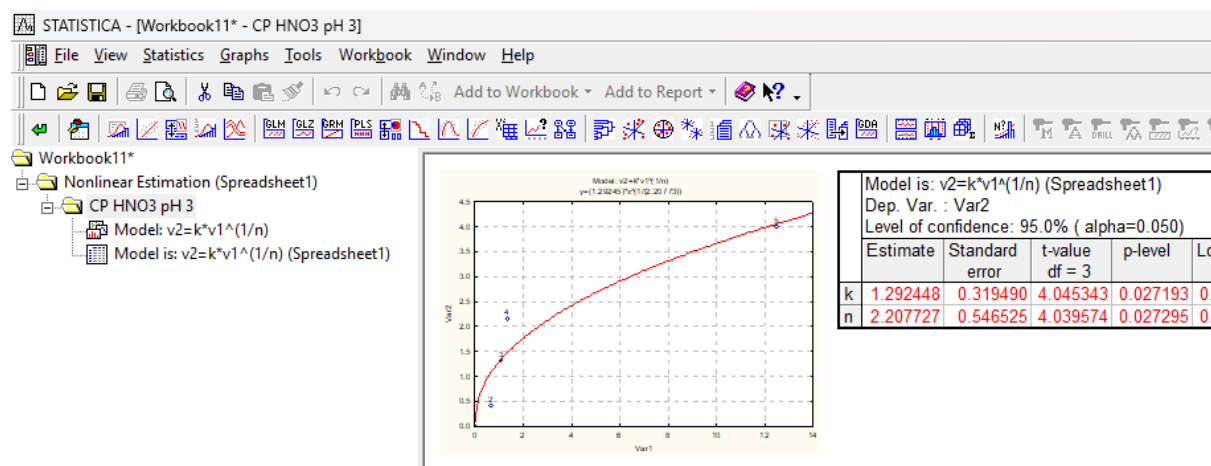


Figura C. 3. Estimación de CP-HNO3 pH 3 por Freundlich en STATISTICA.

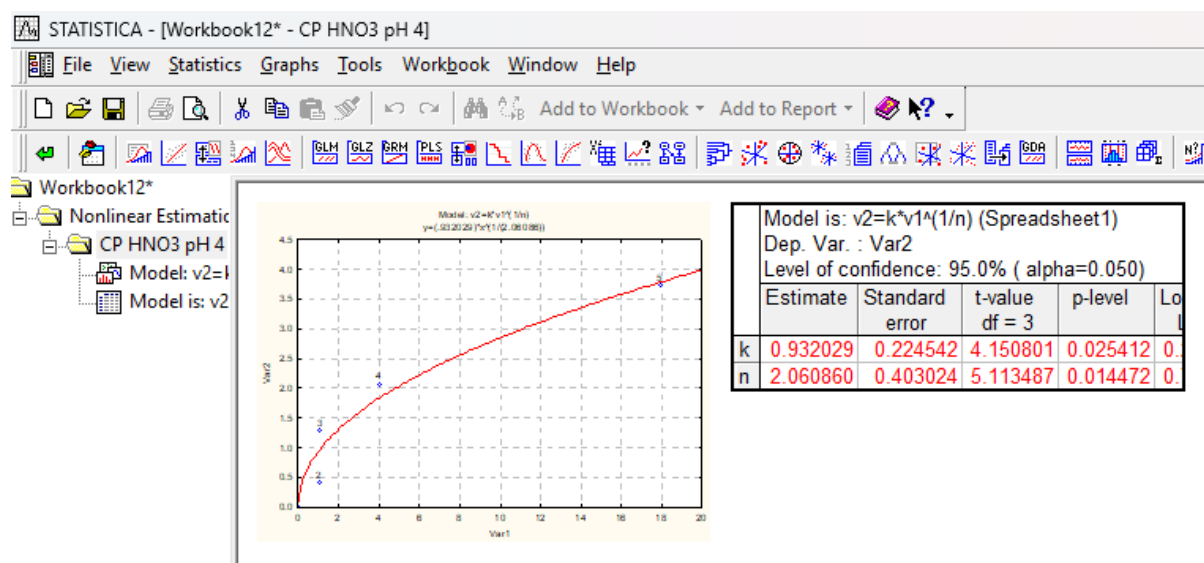


Figura C. 4. Estimación de CP-HCl pH 4 por Freundlich en STATISTICA.

Cáscara de piña escalada evaluada con Freundlich

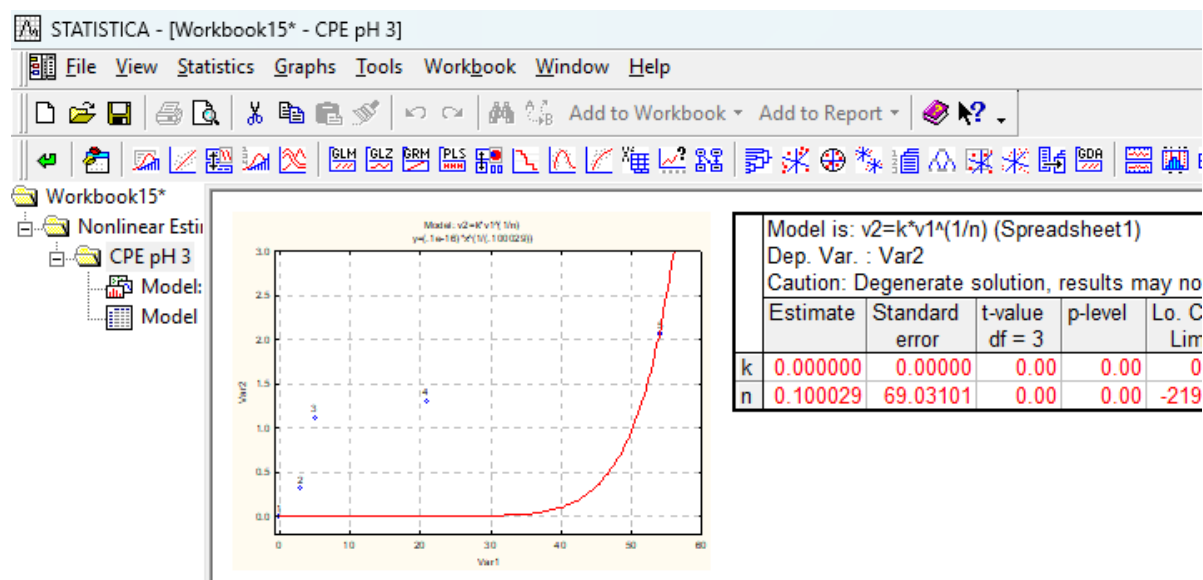


Figura C. 5. Estimación de CP-E pH 3 por Freundlich en STATISTICA.

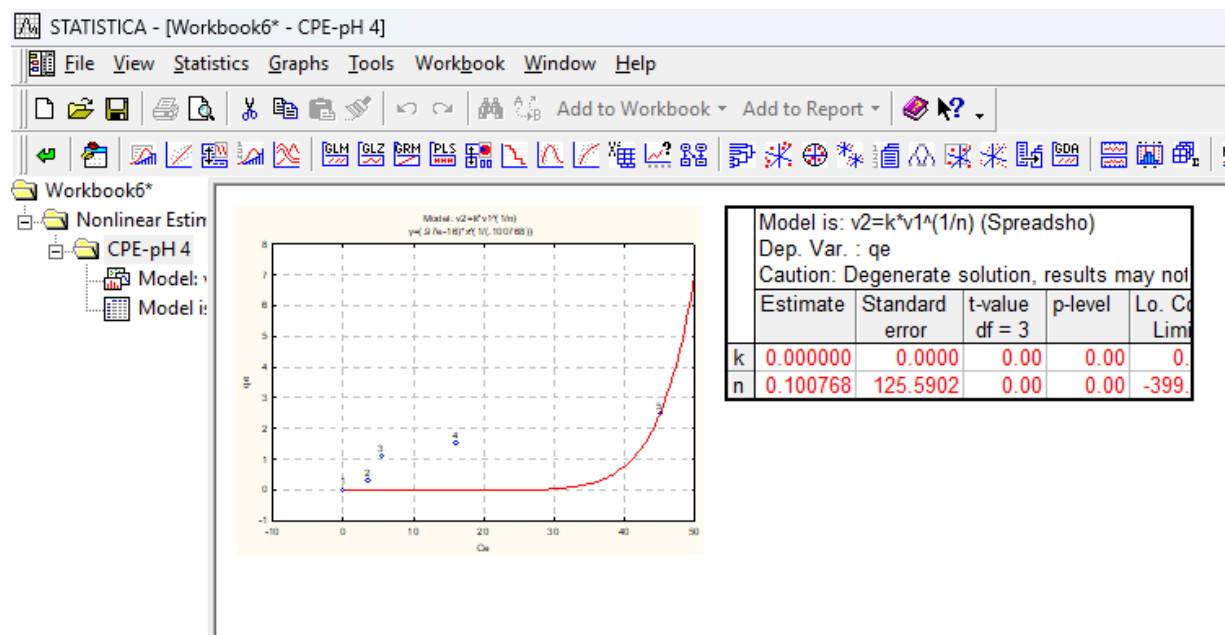


Figura C. 6. Estimación de CP-E pH 4 por Freundlich en STATISTICA.

D. Densidad del material adsorbente

La determinación de la densidad aparente se realizó siguiendo los pasos descritos a continuación por triplicado:

- Pesado de la probeta vacía: Se utilizó una probeta de 10 mL, la cual fue pesada en una balanza analítica para obtener su masa inicial.
- Llenado con biosorbente: Se añadió cuidadosamente el biosorbente a la probeta hasta alcanzar el volumen de 10 mL. Durante este proceso, se evitó la compactación del material para asegurar una medición precisa del volumen ocupado.
- Pesado de la probeta con biosorbente: Una vez lleno el volumen deseado, se pesó nuevamente la probeta para obtener la masa total.

Determinación de la densidad aparente: Con la masa del biosorbente y el volumen ocupado, se calculó la densidad aparente utilizando la fórmula:

$$\text{Densidad aparente} = \frac{\text{Masa del Solido}}{\text{Volumen}}$$

Tabla D.1. Densidad aparente de muestras de cáscara de piña

Biosorbente	CP-HCl	CP-HNO ₃	CP-E
Densidad aparente	0.442 g/mL	0.498 g/mL	0.506 g/mL