

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN
FACULTAD DE INGENIERÍA Y ARQUITECTURA
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Una Institución Adventista

TESIS

**Adsorción del plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas
con relaves mineros**

Autores:

Gardenia Porras Sequeiros
Cristhian Franco Martinez Suarez

Asesor:

Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe

Lima, Perú

2019

ANEXO 07 DECLARACIÓN JURADA DE AUTORIA DEL INFORME DE TESIS

Asesor Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado: "**Adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas**" constituye la memoria que presenta el **Bachiller Cristhian Franco Martinez Suarez** para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente constancia


Asesor
Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe

ANEXO 07 DECLARACIÓN JURADA DE AUTORIA DEL INFORME DE TESIS

Asesor Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe, de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que el presente informe de investigación titulado: "**Adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas**" constituye la memoria que presenta la **Bachiller Gardenia Porras Sequeiros** para aspirar al título de Profesional de Ingeniero Ambiental ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Las opiniones y declaraciones en este informe son de entera responsabilidad del autor, sin comprometer a la institución.

Y estando de acuerdo, firmo la presente constancia en Lima, 16 de diciembre del año 2019.


Asesor
Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe

Adsorción del plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de
aguas contaminadas con relaves mineros

TESIS

Presentada para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

JURADO CALIFICADOR

Mg. Iliana Del Carmen Gutiérrez Rodríguez
Presidenta

Mg. Jackson Edgardo Pérez Carpio
Secretario

Mg. Milda Amparo Cruz Huaranga
Vocal

Mg. Joel Hugo Fernández Rojas
Vocal

Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe
Asesor

Lima, 18 de noviembre de 2019

Dedicatoria

A DIOS:

Que tu amor y bondad no tienen fin, y me permites
sonreír a cada logro que son el resultado de tu ayuda.

A MI FAMILIA

A mis amados padres, **Cirilo Porrás Moya** y **Teodora Sequeiros Valenzuela** por su apoyo incondicional y entrega completa para conmigo y hermanos: **Jackson y Rufer Porrás** por su apoyo continuo, enseñanzas y ánimo constante. **Gardenia**

Dedico este logro a Dios, por guiarnos y darnos fortaleza para poder culminar con esta investigación. A mi padre **Jaime Emilio Martínez Pérez** y a mi madre **Gisela Amparo Suarez García** que me brindaron amor, educación y valores durante todos estos años, gracias porque lucharon hasta convertirme en un profesional. Ha sido un honor y privilegio haber sido su hijo. A mi hermano **Jaime Ricardo Martínez Suarez** que siempre estuvo presente con su apoyo moral y su ejemplo de persona que me impulsó a salir adelante.

Cristhian Franco

Agradecimientos

A DIOS

A Dios porque fue la providencia continúa para dar por culminado la presente tesis, por darnos la sabiduría, paciencia y fortaleza durante el desarrollo de la investigación.

A NUESTRO ASESORES

Asimismo, agradecer a la inestimable cooperación de personas valiosas para esta investigación: En primera instancia a nuestro asesor Dr. Noé Benjamín Pampa Quispe y Co-asesora Mg. Rita Jaqueline Cabello Torres por su apoyo, asesoramiento, disponibilidad de tiempo para las observaciones, enseñanzas y la voluntad de ver terminado la presente investigación.

PORRAS SEQUEIROS, GARDENIA

A mis padres Cirilo Porras y Teodora Sequeiros, hermanos Jackson y Rufer Porras por el apoyo en todos los aspectos para la ejecución de la investigación y ánimo constante para la finiquitación de la tesis.

MARTINEZ SUAREZ, CRISTHIAN FRANCO

Agradecer a mis padres Jaime Emilio Martinez Pérez y Gisela Amparo Suarez García y mi hermano Jaime Ricardo Martinez Suarez quienes han sido mi motivación para poder seguir adelante con mi carrera, además de brindarme apoyo incondicional durante toda la investigación hasta su culminación.

“El primer trago de la copa de las ciencias naturales te volverá ateo; pero en el fondo de esa copa te espera Dios”

(Werner Karl Heisenberg)

Tabla de Contenido

Tabla de Contenido	iv
Lista de tablas	vi
RESUMEN	x
ABSTRAC	xi
1. CAPITULO I	12
1.1. Identificación del problema	12
1.2. Justificación de la investigación	13
1.3. Presuposición filosófica	14
1.4. Objetivo general	15
1.4.1. Objetivos específicos	15
2. CAPITULO II	16
2.1. Antecedentes	16
2.2. Marco teórico	19
2.2.1. Contaminación del agua por industria minera	19
2.2.1. Toxicidad de los metales pesados	19
2.2.2. El plomo como metal pesado	20
2.2.3. Toxicidad del plomo a la salud	23
2.2.4. Toxicidad del plomo al ambiente	24
2.2.5. Base legal	26
2.2.6. Tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados	27
2.3. Adsorción	30
2.3.1. Ventajas de la adsorción	33
2.3.2. Desventajas de la adsorción	34
2.3.3. Mecanismo de adsorción	34
2.3.4. Tipos de adsorción	36
2.3.5. Factores que afectan la adsorción	38
2.3.6. Proceso de activación del carbón	40
2.3.7. Carbón activado como adsorbente en fase acuosa	41
2.3.8. Adsorción de plomo sobre carbón activado	44
2.3.9. Coronta de maíz como biosorbente	45

3.	CAPITULO III.....	46
3.1.	Metodología.....	46
3.1.1.	Zona de estudio	46
3.1.2.	Monitoreo.....	47
3.2.	Materiales, equipos y reactivos.....	47
3.2.1.	Materiales.....	47
3.2.2.	Equipos.....	49
3.2.3.	Reactivos	49
3.2.4.	Preparación de las aguas fortificadas	49
3.2.5.	Preparación del carbón activado	50
3.2.6.	Caracterización del carbón activado	51
3.2.7.	Preparación de muestras fortificadas con plomo.....	53
3.2.8.	Método analítico para las soluciones de plomo	53
3.2.9.	Determinación del tiempo óptimo de contacto para la adsorción	54
3.3.	Variables y diseño estadístico.....	55
3.3.1.	Variable para la obtención del carbón activo de la coronta de Maíz	55
3.3.2.	Tipo de investigación	56
3.3.3.	Diseño y análisis estadístico.....	56
3.4.	Flujo y diseño experimental.....	58
4.	CAPITULO IV.....	60
4.1.	Caracterización de la muestra del rio Rímac a la altura del relave de Tamboraque	60
4.2.	Caracterización del material precursor (Coronta de Maíz).....	60
4.2.1.	Análisis por espectroscopia infrarroja por transformada por Fourier	60
4.2.2.	Microscopia electrónica de barrido	63
4.3.	Estudio de adsorción	70
4.3.1.	Determinación del tiempo óptimo de contacto para la adsorción de plomo (Pb)	70
4.3.2.	Determinación de la concentración inicial del metal	72
4.3.3.	Determinación de la temperatura de pirolización	77
4.4.	Análisis estadístico DOE factorial 3 ² simulación y predicción de adsorción de plomo por superficie de respuesta	84
5.	CAPITULO V.....	88

REFERENCIAS.....	91
ANEXOS.	99

Lista de tablas

Tabla 1 Propiedades físicas del plomo en el ambiente	22
Tabla 2 Propiedades químicas del plomo en el ambiente	22
Tabla 3 Límites máximos permisibles de plomo (mg/l) según los estandares nacionales de calidad ambiental para agua.....	26
Tabla 4 Principales grupos de unión para la adsorción.....	32
Tabla 5 Preparacion de las aguas fortificadas.....	50
Tabla 6 Determinación del tiempo de contacto optimo para la adsorción.....	55
Tabla 7 Diseño de bloques al azar	57
Tabla 8 Resultados del analisis fisicoquímico	60
Tabla 9 Grupos funcionales existentes	62
Tabla 10 Adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de Maíz en función al tiempo	70
Tabla 11 Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 300 °C en función a la concentración inicial.....	72
Tabla 12 Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 400 °C en función a la concentración inicial.....	74
Tabla 13 Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 500 °C en función a la concentración inicial.....	75
Tabla 14 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	77
Tabla 15 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	77
Tabla 16 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	78
Tabla 17 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	78

Tabla 18 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	78
Tabla 19 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	78
Tabla 20 Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirozalización	79

Lista de figuras

Figura 1. Tipos de contaminación resultante de la minería metálica a gran escala por medios atmosféricos y fluviales	19
Figura 2. El plomo	21
Figura 3. Metabolismo del plomo en el cuerpo humano	24
Figura 4. Especiación de Pb (II) en solución acuosa	25
Figura 5. Carbón activo y su estructura porosa	30
Figura 6. Proceso de adsorción	36
Figura 7. Adsorción física	37
Figura 8. Intercambio iónico	37
Figura 9. Adsorción química	38
Figura 10. Proceso físico.....	40
Figura 11. Proceso químico	41
Figura 12. Representación gráfica del sistema poroso del carbón y su clasificación de poros en función a su tamaño	42
Figura 13. Ionización de los grupos funcionales del carbón en función al pH	43
Figura 14. Representación de algunos grupos químicos presentes en la superficie del carbón o) electrón desapareado *) electrón localizado	44
Figura 15. Mapa de ubicación del muestreo	46
Figura 16. Coronta de Maíz	48

Figura 17. Análisis por MEB (microscopia electrónica de barrido).....	52
Figura 18. Análisis por FTIR	53
Figura 19. Lectura de plomo.....	54
Figura 20. Proceso de preparación del carbón activado y su análisis.....	59
Figura 21. Espectro FT-IR del Carbón Activo de Coronta de Maíz (425 μm y 400°C).....	61
Figura 22. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 300 °C	64
Figura 23. Resumen gráfico para Microporos de carbón de Coronta - 400 (μm).....	65
Figura 24. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 400 °C	66
Figura 26. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 500 °C	68
Figura 27. Resumen gráfico para Microporos de carbón de Coronta - 500 (μm).....	69
Figura 28. Concentración final de plomo luego del tratamiento a diferentes tiempos de contacto	70
Figura 29. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 300 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales.	72
Figura 30. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 400 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales	74
Figura 31. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 500 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales	76
Figura 32. Estudio del comportamiento de la remoción y la capacidad de remoción de Pb por CA desde una solución a diferentes concentraciones iniciales en función a la temperatura de pirolización	81
Figura 33. Comportamiento de la remoción de Pb mediante carbón activo de coronta de maíz..	83
Figura 34. Diagrama de Pareto; Significancia de parámetros en la adsorción de plomo	85

Figura 35. Predicción de la adsorción de plomo por superficie de respuesta	86
Figura 36. Predicción de la adsorción de plomo por superficie de respuesta	87

RESUMEN

El Objetivo del presente estudio fue evaluar la eficiencia de adsorción de plomo (II) mediando carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas con relaves mineros de Tamboraque I. El sistema de adsorción se realizó en el laboratorio de química de la universidad Peruana Unión, el carbón activo de 425 μm de diámetro se preparó a base de coronta de maíz (*Zea Mayz*) el cual se activó usando como agente el ácido fosfórico (H_3PO_4) a relación de impregnación (agente activante(g)/Biomasa(g)) de 9:1, Se estudiaron la temperatura de pirolización, tiempo de equilibrio y concentración inicial como parámetros; los carbones activos preparados se caracterizaron mediante microscopia electrónica de barrido (SEM) y espectroscopia infrarroja con transformada de Fourier (FTIR). Se evaluaron los parámetros que influyen en el proceso de adsorción, lográndose obtener capacidades de adsorción de hasta 3.57 mg/g y remoción de 74% de plomo disponible en la solución.

Palabras claves: Adsorción, carbón activo, agente activante, temperatura de pirolización, capacidad de adsorción

ABSTRAC

The objective of the present study was to evaluate the efficiency of adsorption of lead (II) by mediating active carbon from corn maize from contaminated water with mining tailings from Tamboraque I. The adsorption system was carried out in the chemistry laboratory of the Universidad Peruana Unión, The activated carbon (Θ 425) was prepared based on cornstarch (Zea Mayz) by chemical activation using as an activating agent phosphoric acid (H₃PO₄) at an impregnation ratio (activating agent (g) / Biomass (g)) of 1 : 9, Pyrolyzation temperature, equilibrium time and initial concentration were studied as parameters; The prepared active carbon was characterized by scanning electron microscopy (SEM) and Fourier transform infrared spectroscopy (FTIR). The parameters that influence the adsorption process were evaluated, obtaining adsorption capacities of up to 3.57 mg/g and removal of 74% of lead available in the solution.

Keywords: Adsorption, active carbon, activating agent, pyrolyzation temperature, adsorption capacity

1. CAPITULO I

EL PROBLEMA

1.1. Identificación del problema

La contaminación ambiental es un problema mundial que ha despertado la preocupación de los diferentes ámbitos de la sociedad y la comunidad científica quienes trabajan arduamente con el fin de disminuir la magnitud del problema. De específica importancia es la contaminación del agua, ya que este es un recurso renovable, finito e indispensable para todo tipo de vida existente.

Con el pasar de los años y más en los últimos, la minería ha sido y es una actividad fundamental para la dinamización de los sectores y la economía nacional; llegándose a considerar columna vertebral de nuestra economía. El Perú es un país con gran potencial minero, según MINEM (2018) nuestro país lidera el ranking mundial en reservas de plata, oro y plomo ubicándose en el 4to puesto a nivel global. Esta privilegiada posición tiene mucho que ver con la diversificación de su oferta de *commodities* (PWC, 2013).

Este desarrollo a su vez ha incrementado la contaminación de los cuerpos de agua por plomo es uno de los más severos debido a que este es un metal pesado bioacumulable y un contaminante altamente toxico lo que ha sido documentado durante siglos, así mismo se tiene registrado por Rodríguez (2017) que las principales fuentes de liberación son las industrias mineras y su utilización en la industria.

De las zonas impactadas es la cuenca del río Rímac a la altura de Tamboraque I, debido a que en los distritos como Chicla, Matucana, San Mateo, Surco, Huanza y Carampoma existe una intensa actividad minera polimetálica en la cual se explota plomo, zinc, cromo, plata, oro y antimonio; de modo que un considerable volumen de vertimientos se agrega al río con fuentes

típicas como: drenajes de mina, lixiviados de relaves y roca de desmonte, liberación de sedimentos al río, filtraciones, etc (MEM, 1997).

En el distrito de San Mateo, DIGESA a través del área de protección de los recursos hídricos y otras instituciones públicas y privadas has demostrado la presencia de metales pesados lo que ha determinado la movilización y el reclamo de las comunidades aledañas y generado un conflicto ambiental; así como también (Bedregal, Mendoza, Ubillus, Montoya, & Airas, 2010; Cabrerros Salinas, 2011) han reconfirmado obteniendo concentraciones promedio de 0.0659 mg/l para el 2007 y 0.0492 mg/l para el 2008 en estación de monitoreo a la altura del puente Tamboraque I. Cabe resaltar que todos los valores promedios anuales se encuentran por encima de los establecido en los Estándares nacionales de calidad de agua siendo el límite del plomo 0.001 mg/l. dado este cuadro existe la necesidad de realizar un estudio integral para determinar el panorama general de diferentes aspectos como grado de exposición de las personas, situación de ecosistemas y plantear alternativas de solución ambiental. Buscando tecnologías sostenibles para mejorar la calidad de vida de los habitantes y lograr la participación de diferentes medios de la sociedad (CENEPRED, 2013; Bruce, 2013; Carranza, 2010; Díaz, 2016; Marcos & Edgar, 2018).

1.2. Justificación de la investigación

La creciente preocupación por la contaminación del agua ha dado como resultado el desarrollo de nuevas alternativas como tecnologías para la remoción de metales pesados, tecnologías sustentables que puedan sustituir los materiales convencionales. Diversas investigaciones destacan la adsorción con carbón como potencialmente accesible y efectivo, siendo un mecanismo que consiste en la adsorción de los iones de plomo en la superficie de partículas de carbón. En el proceso intervienen diferentes factores como: pH, concentración de

iones de metal, sales (especies iónicas) en los cuerpos hídricos de interés. Sin embargo, son pocos los estudios realizados en lo que respecta a la adsorción de metales pesados mediante carbón activado de material orgánico (Mayz Zea) (Orellana, 2005).

En los últimos tiempos se ha intensificado la búsqueda de distintas metodologías eficientes y muy amigables con el ambiente, donde se ha evaluado el reusó de distintos residuos orgánicos biodegradables como: astillas de eucalipto, pepas de aceituna y aguaje, bora de café, tallos de algodón, cascara de canela y eucalipto, etc.

En este contexto la Coronta de maíz es un desecho disponible al cual no se le rescata ningún provecho que no sea el habitual, compostaje, es muy económica. Por tal razón la valorización de este residuo orgánico como adsorbente para la remoción de metales pesados de efluentes líquidos, está cobrando cada vez mayor notabilidad en el campo ambiental; Aprovechando sus propiedades como grupos funcionales presentes propone una alternativa de solución a la preocupación nacional en el sector ambiental y salud, que regulan los estándares de calidad del agua, límites máximos permisibles y valores máximos admisibles. Por otro lado, aporta a los fines establecidos en el DL N° 1278 Gestión integral de residuos sólidos el cual es fomentar la valorización de los residuos sólidos mediante prácticas de tratamientos y adecuada disposición final; generando con ella una economía circular en el desarrollo del país (Jiménez, Meza, & Montes, 2015).

1.3. Presuposición filosófica

En el primer libro de la biblia Génesis, Dios le otorga la soberanía, el control del planeta y todo lo existente en ella al hombre, sobre el cual recae en adelante la responsabilidad y mayordomía de su cuidado. Existe un postulado de Cousteau (1969) dice: “Olvidamos que el

ciclo del agua y el ciclo de la vida son uno” donde destaca la indispensabilidad del agua para todo tipo de vida existente y la resalta la actitud inhumana en la contaminación de los recursos hídricos con el objetivo de satisfacer su necesidad.

1.4. Objetivo general

Evaluar la eficiencia de adsorción de Plomo (II) mediante carbón activo de coronta de maíz (*zea mays*) de aguas superficiales

1.4.1. Objetivos específicos

- Determinar las condiciones operativas óptimas en la producción de carbón activo a partir de Coronta de maíz mediante la pirolización y activación con ácido fosfórico para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb).
- Caracterizar química y físicamente el carbón activo de coronta de maíz para determinar los grupos funcionales presentes y su porosidad de este producto.
- Evaluar la capacidad de adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de maíz.

2. CAPITULO II

REVISION DE LA LITERATURA

2.1. Antecedentes

Janqui (2018), realizo un trabajo de investigación. La investigación se titula: “Remoción de molibdeno del agua del río Challhuahuacho de Cotabambas – Apurímac con carbón activado de tusa de maíz (*zea mays*)”. Consiguiendo como resultado las siguientes conclusiones:

- En la siguiente investigación, la adsorción del molibdeno ha sido estudiada en diversas condiciones de operación. El investigador considero variables como solubilidad y especiación del molibdeno, porosidad, área superficial, pH, peso de carbón activado y tamaño de partícula.
- Con el fin de conocer el modelo de adsorción al cual la investigación se ajusta más, se estudia y aplica las isothermas de Langmuir y Freundlich.
- El resultado de la investigación muestra que la tusa de maíz (*zea maíz*), tiene la capacidad de adsorber molibdeno de soluciones acuosas de 32.36 mg/g en un tiempo de 6 horas con un pH de 9, además de tener un tamaño comprendido entre 500 – 700 nm, con una porosidad de 62.21% y un área superficial especifica de mono capa de 174.55m²/g.
- Se logra saber mediante los modelos de adsorción que la isoterma de langmuir indica una ecuación lineal la cual se ajusta al modelo de un psudo primer orden, mientras que la isoterma de Freundlich indica que se ajusta a una ecuación pseudo segundo orden, es decir que hubo una mejor absorción aplicando la isoterma de Langmuir, ya que este

carbón tubo mayor eficiencia por poseer área superficial específica de mono capa de $174.55 \text{ m}^2/\text{g}$.

García, y otros (2015), realizó un trabajo de investigación. La investigación se titula: “Efecto del tamaño de partícula en la adsorción de Pb (II) utilizando olote de maíz”. Consiguiendo como resultado las siguientes conclusiones:

- En la siguiente investigación, se utilizó dos tamaños de partícula diferentes de olote de maíz con el fin de determinar la remoción del Pb (II).
- Se empleó el uso de modelos de adsorción con el fin de determinar cuál tenía mayor eficiencia en la adsorción de Pb (II).
- El resultado de la investigación muestra que el tamaño de partícula de olote de maíz es esencial para la remoción de Pb (II), ya que con un tamaño de ($<0.044\text{mm}$) se obtuvo un porcentaje de remoción de 89.5 % en un tiempo de 3 minutos, mientras que con un tamaño de (0.42 mm – 0.25 mm) se obtuvo un porcentaje de remoción de 65.6 %, es decir que mientras más pequeño es mejor.
- Asimismo se aprecia que los modelos también interpretan su eficiencia de acuerdo al tamaño de partícula del olote, ya que en el modelo de Langmuir la q_m fue mayor con el tamaño menor de partícula, esto nos indicaría que la capacidad máxima de adsorción aumenta de forma inversa al tamaño de partícula, mientras que con el modelo de Freundlich se describe mejor este proceso de adsorción de este sólido con el Pb, ya que se alcanzó una correlación de 0.98 para los dos tamaños de partícula, en donde el tamaño de la partícula no cambia el fenómeno adsorptivo.

(Velázquez, 2015), realizo un trabajo de investigación. La investigación se titula: “Propuesta de un sistema de biofiltración de cromo hexavalente en agua, utilizando olote de maíz”. Consiguiendo como resultado las siguientes conclusiones:

- En esta investigación se busca remover la mayor cantidad de Cr (VI) presente en el agua.
- Se desea saber la capacidad de adsorción que pueda lograr el olote.
- Una vez obtenido los resultados de la adsorción de Cr (VI) se compara con los parámetros que implanta la NOM-127-SSA1-1994. “Salud ambiental, agua para uso y consumo humano límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización”.
- El resultado muestra que el elote de maíz no modificado químicamente no tiene la propiedad para adsorber el Cr (VI), ya que este solo se usó naturalmente logrando solo así reducir de Cr^{+6} a Cr^{+3} .
- El aporte que brinda el olote de maíz en cuanto a la capacidad de adsorción es que este presenta una alta capacidad para reducir de Cromo Hexavalente (VI) a Cromo Trivalente (III).
- De acuerdo con los resultados obtenidos no se logra cumplir con los parámetros que implanta la NOM-127-SSA1-1994, en donde se menciona que el límite de Cromo total en el agua es de 0.05 mg/l, ya que este bioadsorbente no adsorbe el cromo sino que solo lo reduce.

2.2. Marco teórico

2.2.1. Contaminación del agua por industria minera

Los metales pesados son elementos que en la naturaleza se encuentran en concentraciones considerables, sin embargo, su presencia se ve incrementado en gran manera por las actividades extractivas, seguido por las productivas.

Generalmente las industrias mineras utilizan métodos extractivos no sostenibles, lo que causa un efecto adverso a la humanidad y al ambiente. Uno de los recursos más afectados es el agua debido a sus propiedades que lo habilita para la utilización de técnicas tradicionales como: concentración por flotación y procesos hidrometalúrgicos (lixiviación, extracción por solventes y electro-deposición) (Cabrerros Salinas, 2011).

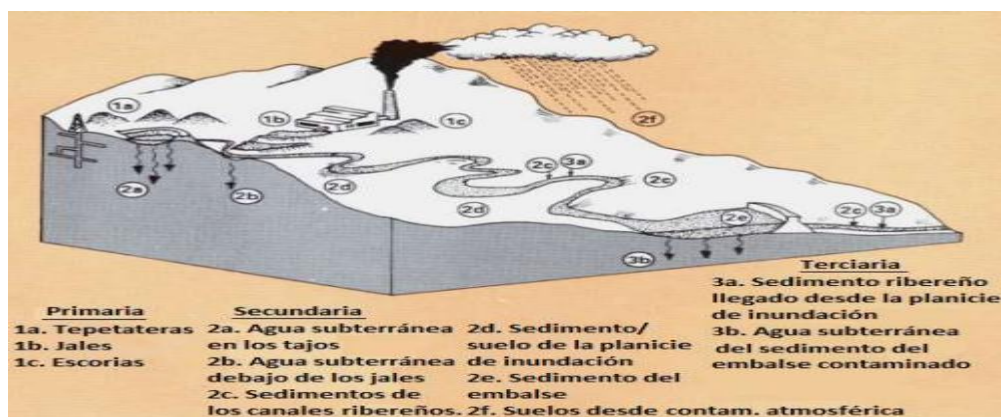


Figura 1. Tipos de contaminación resultante de la minería metálica a gran escala por medios atmosféricos y fluviales (Armendáriz, 2016)

2.2.1. Toxicidad de los metales pesados

Brumfiel (2013); Rentería Villalobos et al. (2014); Theron, Walker, & Cloete, (2008) mencionan que en los efluentes líquidos industriales, los contaminantes que perjudican más al ambiente son los metales pesados. Estos están valorados como el grupo más peligrosos a razón de su bioacumulabilidad, su gran nivel de toxicidad a bajas concentraciones y su desempeño para acumularse en diferentes organismos.

Rentería Villalobos et al. (2014); Vizcaíno & Fuentes (2015) La toxicidad de los metales pesados depende de la concentración, la forma química y la permanencia. Por otra parte, la mayor cantidad de metales pesados se asocia con diferentes formas químicas, antes de ingresar en los organismos o cuando se ubica en el interior de estos; por lo tanto antes de diagnosticar la toxicidad de un elemento es necesario determinar la estructura química en la que se encuentra. La persistencia se especifica con el tiempo que demora un contaminante en transformarse en una forma no toxica.

Theron et al. (2008); Wang & Chen (2009) En la totalidad de elementos traza descubiertos en el suelo, hay 17 que se valoran como muy tóxicos y a la vez sencillamente disponibles en una gran cantidad de suelos en concentraciones que exceden los niveles de toxicidad. Estos son: Ag, As, Bi, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Pd, Pt, Sb, Se, Sn, Te, Tl y Zn. De ellos, diez son sencillamente movilizados por la actividad humana en intensidades que exceden en gran medida la de los procesos geológicos. Éste es el caso de: Ag, As, Cd, Cu, Hg, Ni, Pb, Sb, Sn y Tl

Según el registro publicado por la EPA los trece contaminantes preferentes son los siguientes: Antimonio, arsénico, berilio, cadmio, cromo, cobre, mercurio, níquel, plata, plomo, selenio, talio y zinc, introduciendo al berilio, respecto a las listas anteriores de los más tóxicos y disponibles.

2.2.2. El plomo como metal pesado

Zevallos & Lyset (2014) Indican que el plomo es un metal que se caracteriza por ser de color gris azulado el cual disipa su brillo cuando este se exhibe al aire, ya que este logra ser de fácil manipulación por ser suave y maleable puede ser fundido, con la intención de formar alambres y para extruirlo. Esta posee una estructura cúbica centrada en la cara, su longitud de la celda es

de 4.9389 nm y el número de átomos por celda unitaria es de 4. En el cuerpo humano el plomo se encuentra, pero a bajos niveles con el fin de no causar efectos adversos, sin embargo, un aumento en estos niveles produce inconvenientes a la salud, los cuales, en conjunto se denomina plumbismo.

Zakaria (2014) Se sabe que el plomo como sustancia en el agua incluso a niveles mínimos es dañino para la vida marítima y terrenal, ya que los humanos logran presentar efectos tóxicos y cancerígenos. El límite permisible de plomo en el agua potable y aguas superficiales destinadas a consumo, según lo establecido por la Unión Europea (UE), la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) y la Organización Mundial de la Salud (OMS), son 0.010, 0.015 y 0.010 mg L⁻¹, respectivamente.

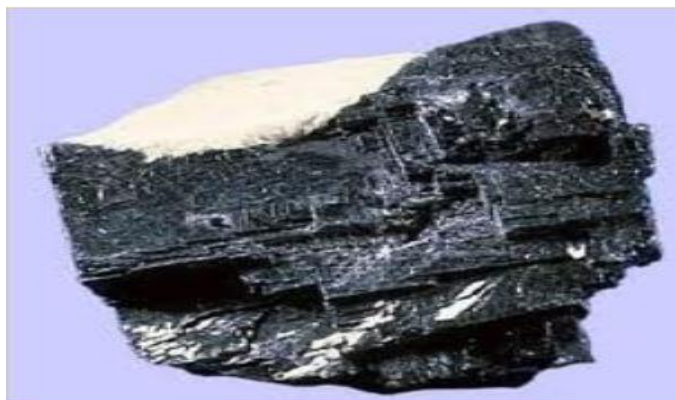


Figura 2. El plomo (Ucha, 2013)

2.2.2.1. Propiedades fisicoquímicas

Zevallos & Lyset (2014) El plomo forma compuestos en los que su estado de oxidación es de 2⁺ y 4⁺, el más normal de ellos es de 2⁺. Los compuestos de Pb⁴⁺ son covalentes, mientras que los de Pb²⁺ son iónicos primordialmente. Este metal es anfotérico, y forma sales plúmbicas y plumbosas. Posee una alta resistencia a la corrosión el aire, agua y suelo. Se llevan a cabo

reacciones entre el metal y el medioambiente; sin embargo, se genera una capa protectora de sales insolubles de plomo.

Tabla 1.

Propiedades físicas del plomo en el ambiente

Estado ordinario	Sólido
Densidad	11340 kg/m ³
Punto de fusión	600,61 K (327 °C)
Punto de ebullición	2022 K (1749 °C)
Entalpia de vaporización	177,7 kJ/mol
Entalpia de fusión	4,799 kJ/mol
Presión de vapor	4,21 * 10 ⁻⁷ Pa a 600k
Temperatura chica	7,196 (-266 °C)
Módulo de compresibilidad	46 GPa
Estructura cristalina	Cúbica centrada en las caras
Calor específico	129 J/(K kg)
Conductividad eléctrica	4,81 * 10 ⁶ S/m
Conductividad térmica	35,3 W/(K-m)
Módulo elástico	16 GPa
Módulo de cizalladura	5.6 GPa
Coefficiente de Poisson	0.44
Velocidad el sonido	1260 m/s a 293,15 K (20 °C)

Fuente: Recuperado de A, Leandro (2019). Descontaminación de Pb (II) de aguas residuales mineras, por adsorción con estiércol de vaca (Bosta). (p. 33 – 34). Arequipa: Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

Tabla 2.

Propiedades químicas del plomo en el ambiente

Nombre	Plomo
Símbolo	Pb
Número	82
Serie química	Metales del bloque p
Grupo	14
Período	6
Bloque	p
Masa atómica	207.2 u
Configuración electrónica	[Xe]6s ² 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6p ²
Dureza Mohs	1,5

Fuente: Recuperado de A, Leandro (2019). Descontaminación de Pb (II) de aguas residuales mineras, por adsorción con estiércol de vaca (Bosta). (p. 33 – 34). Arequipa: Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

2.2.3. Toxicidad del plomo a la salud

El Pb es un metal que no tiene función fisiológica en el organismo y se caracteriza por afectarlo negativamente, teniendo como principal objetivo el sistema hematológico donde induce cambios en la composición de los glóbulos rojos (RBC) de membranas de proteínas y lípidos (Espinal, Macías, Tavárez, Reyes, & Herrera, 2017), E inhibir la síntesis de la hemoglobina; otros sistemas afectados son: nervioso central, reproductivos, gastrointestinal y renal (Mendoza, 2012; Tamez, Richard, Ricardo, & Flores, 2001). Este elemento ingresa al organismo por vías respiratoria, oral y dérmica, y se acumula en regiones con la calcificación activa como en los huesos, dientes, hígado, cerebro y bazo. De la misma manera este metal es capaz de atravesar la barrera hematoencefálica y placenta (Nava & Méndez, 2011).

Después de la adsorción el 99% del plomo es retenido en la sangre, exactamente en los eritrocitos y el restante en el plasma; durante las siguientes 4 – 6 semanas se dispersan a sitios donde próximamente se irán acumulando. La vida promedio de este metal en el tejido cerebral es aproximadamente 2 años, mientras que en el hueso, oscila entre 20 y 30 años (Cruz, Ayala, & Flores, 2015).

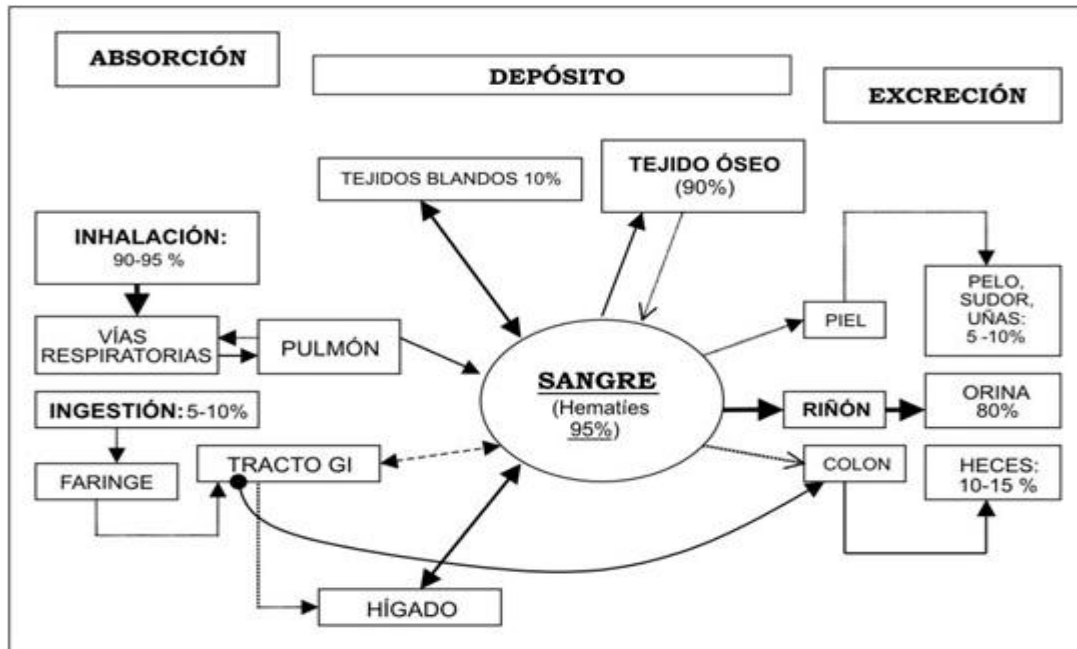


Figura 3. Metabolismo del plomo en el cuerpo humano (Ramírez, 2005)

2.2.4. Toxicidad del plomo al ambiente

Moreno, García, León, & Arévalo (2012); Optar et al. (2011) indican que el plomo es uno de los metales que se encuentran mayormente en la naturaleza. Posee la propiedad para resistir a la corrosión lo que ayuda a emplearlo para la fabricación de acumuladores eléctricos y soldaduras. Además, el derivado orgánico e inorgánico del plomo se usa también en sectores como la industria de vidrio y cerámica, aditivos para la gasolina, etc.

Ferrer (2003) Menciona que en la atmosfera la contaminación por plomo proviene principalmente por industrias de hierro y acero, por la combustión de gasolinas con aditivos antidetonantes; y de los procesos de fundición de plomo y cobre. El plomo se acumula en la atmosfera y este logra depositarse e ingresar con facilidad en los vegetales, por otro lado existe el ingreso escaso de este metal mediante las raíces de las plantas.

Choccata (2018) Difiere que la especiación del plomo es la distribución del plomo entre las diferentes formas en las cuales puede existir, en un medio determinado. Incluye tanto en elementos libres en forma neutra o ionizada como variados complejos que pueden formarse. Cuando se prepara un solución con una sal de plomo, la disociación de la misma genera los iones solvatados como $[\text{Pb}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$, el cual normalmente es denotado como Pb^{2+} (ac) y cuando el pH de estas soluciones es regulado con un ácido o base se pueden producir iones complejos como $[\text{Pb}(\text{OH})]^+$, $[\text{Pb}(\text{OH})_3]^-$ y $[\text{Pb}(\text{OH})_4]^{2-}$, así como la formación y precipitación de $\text{Pb}(\text{OH})_2$ para estas soluciones. La estabilidad de estas formas iónicas en solución, así como la posible precipitación de los hidróxidos correspondientes dependerá del producto de solubilidad y constante de equilibrio termodinámico de las especies involucradas, así como el pH de la solución, así como el pH de la solución. Por lo tanto, en la figura 4 podemos observar que a pH de 2 – 6 predomina Pb^{2+} , así como que a Ph entre 6 – 8 están presentes en la solución Pb^{2+} y PbOH^+ . Mientras que a Ph entre 8 – 12 se observa a la insoluble: $\text{Pb}(\text{OH})_2$, de hecho, compitiendo con formas solubles también presentes a esos valores de pH como PbOH^+ y $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$. Lo que nos hace ver que a diferencia de otros metales pesados hay cantidades apreciables de plomo disuelto en un amplísimo rango de pH.

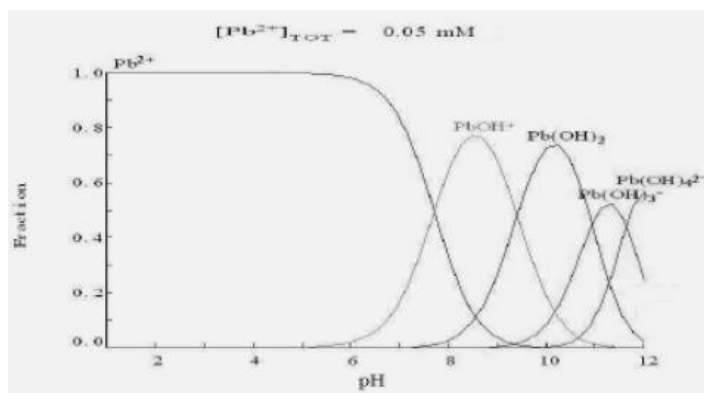


Figura 4. Especiación de Pb (II) en solución acuosa (Villón, 2011)

2.2.5. Base legal

La Guía para la calidad de agua potable de la OMS en su edición más reciente – cuarta edición 2018 (a la fecha solo disponible en el idioma inglés) indica un valor provisional de 0.01 mg/l ($\mu\text{g/l}$) (A.T). Este valor es provisional debido a que el valor de referencia calculado está por debajo del nivel de cuantificación alcanzable y a la existencia de incertidumbre considerable sobre los riesgos reales a bajas concentraciones relativos a la capacidad cancerígena del plomo.

La EPA (Agencia de protección ambiental) indica un valor de 0.01 mg/l (10 $\mu\text{g/l}$) de concentración máxima de plomo en agua de bebida. La legislación nacional muestra diferentes valores de acorde al efluente y la utilización del agua; el DS N° 010 – 2010 – MINAM (límites máximos permisibles para la descarga de efluentes líquidos de industrias minero – metalúrgicos), indica que el valor del plomo total en cualquier momento es 0.2 mg/l, mientras que para el promedio anual es 0.16mg/l. Por otro lado el DS N° 031 – 2010 – MINSA (reglamento de la calidad de agua para consumo humano) incluyen al plomo dentro de los parámetros inorgánicos con un valor de 0.01 mg/l (10 $\mu\text{g/l}$), Además los estándares de la calidad ambiental (D.S. N° 004 – 2017-MINAM) incluyen este metal dentro de las cuatro categorías contempladas.

Tabla 3

Límites máximos permisibles de plomo (mg/l) según los estándares nacionales de calidad ambiental para agua

Categoría / subcategoría	Pb (mg/l)
Categoría 1: poblacional y recreacional	
<i>Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable</i>	
A1: Aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección	0.01
A2: Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional	0.05
A3: Aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado	0.05

<i>Subcategoría B: Aguas superficiales destinadas a la recreación</i>	
B1: Contacto primario	0.01
B2: Contacto secundario	**
Categoría 2: Extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales	
C1: Extracción y cultivo de moluscos, equinodermos y tunicados en aguas marino costeras	0.0081
C2: Extracción y cultivo de otras especies hidrobiológicas en aguas marino costeras	0.0081
C3: Actividades marino portuarias, industriales o de saneamiento en aguas marino costeras	0.03
C4: Extracción y cultivo de especies hidrobiológicas en lagos o lagunas	0.0025
Categoría 3: Riego de vegetales y bebida de animales	
D1: Riego de vegetales	0.05
D2: Bebida de animales	0.05
Categoría 4: Conservación del ambiente acuático	
E1: Lagunas y lagos	0.0025
<i>E2: Ríos</i>	
E2.1: Costa y Sierra	0.0025
E2.2: Selva	0.0025
<i>E3: Ecosistemas costeros y marinos</i>	
E3.1: Estuarios	0.0081
E3.2: Marinos	0.0081

(**) El parámetro no aplica para esta subcategoría

Fuente: Adaptado de Decreto supremo N° 004 – 2017 – MINAM – Estándares nacionales de calidad ambiental para agua

2.2.6. Tecnologías convencionales para la remoción de metales pesados

Existen varias metodologías y técnicas de remoción de metales pesados como por ejemplo precipitación química, Precipitación de hidróxidos, precipitación de sulfuros, co – precipitación e intercambio iónico.

2.2.6.1. Co-precipitación

Ale Borja et al. (2015) Menciona que es una técnica por la cual una especie que normalmente es soluble se separa de la disolución durante la formación de precipitados. Este asunto implica la utilización de sales (oxicloruros o nitratos, cloruros, disueltos en algún solvente) como precursores. La añadidura de una solución básica como por ejemplo el hidróxido de sodio o amonio produce una precipitación de los hidróxidos de metales presentes en el agua. Los mismos son lavados y filtrados para remover las sales de cloruros o nitratos solubles en el medio e incinerados para adquirir un polvo del óxido como resultado final.

La cantidad de iones metálicos en el medio, el potencial de hidrogeno, la temperatura y las revoluciones por minuto en el mezclado son parámetros que deben ser inspeccionados de manera cuidadosa en la co-precipitación.

2.2.6.2. Intercambio iónico

El proceso de intercambio iónico es esencialmente similar al sistema de adsorción en el que el agua residual pasa por una resina (partículas sólidas porosas con "sitios" de superficie reactiva). Los iones metálicos en las aguas residuales que tienen una afinidad más fuerte para los sitios reactivos (adsorción), que el grupo unido; se intercambian con el grupo unido que da como resultado la eliminación de los iones metálicos de las aguas residuales. Las resinas cargadas con metal deben regenerarse periódicamente mediante la introducción de una solución de iones concentrados, como cloruro de sodio, que desplaza los metales eliminados de los sitios de intercambio. La corriente de regeneración, rica en metales desplazados, debe luego ser tratado o disponerse.

La eficiencia y el rendimiento de un sistema de intercambio de iones depende del pH, temperatura y concentraciones de contaminantes. Las eficiencias de eliminación más altas se observan con mayor frecuencia para iones polivalentes (Schlauch & Epstein, 1979). Los sistemas de intercambio iónico normalmente requieren de algún grado de pre-tratamiento o pre-acondicionamiento (por ejemplo: coagulación y filtración) de aguas residuales para reducir las concentraciones de sólidos suspendidos que tienden a saturar las resinas de intercambio iónico.

La aplicación de tecnología de intercambio iónico ha estado históricamente limitada, por economía y capacidad de intercambio de las resinas, para el tratamiento de agua que contiene 500 mg/l o menos de sólidos totales disueltos (TDS) (Schlauch & Epstein, 1979). El proceso de intercambio iónico tiene costos operativos y de mantenimiento relativamente altos. A niveles más altos de sólidos totales disueltos predomina la eliminación de calcio y magnesio, resultando en la necesidad de una regeneración frecuente y grandes volúmenes de regenerante para eliminar. La tecnología se ha aplicado con mayor frecuencia a la purificación de agua y la eliminación selectiva de metales pesados (es decir, solo metales solubles o ionizados) y complejos de metal y cianuro del agua de origen industrial.

Por ejemplo, el intercambio iónico es utilizado por la electrodeposición que descargan en instalaciones de tratamiento de propiedad pública para reducir las altas concentraciones de arsénico, bario, cadmio, cromo, cobre, cianuro, plomo, hierro, manganeso, mercurio, selenio, plata y zinc.

2.2.6.3. Carbón activo

Jimenez (2013) Menciona que en la adsorción de carbono, las aguas residuales se bombean típicamente a través de uno o más recipientes que contienen carbón activado. Los compuestos

orgánicos y algunos metales son adsorbidos en el carbón. Al igual que con el intercambio de iónico, el carbón debe ser reactivado periódicamente o debe disponerse y reemplazarse con carbón nuevo.

Jimenez (2013) Además dice que la adsorción con carbón es normalmente usado para remover materiales orgánicos en el tratamiento terciario del agua residual. Se ha observado que también se produce una eliminación incidental de metales en tales sistemas. Probablemente, esta remoción es el resultado de la adsorción de material orgánico en el carbón que se degrada bajo las condiciones anaerobias y producen iones de sulfuro, los cuales en unión con los metales presentes en el agua forman sales insolubles de sulfuro. Las partículas insolubles resultantes se entrapan entonces en la estructura del carbón y es esencialmente removido por la infiltración.



Figura 5. Carbón activo y su estructura porosa (García, 2013)

2.3. Adsorción

La expresión de adsorción comprende un proceso pasivo de captura de especies, compuestos, partículas metales o metaloides de una solución por adsorbentes, denominados carbón activado (Gadd, 1993).

Dicho proceso implica una fase sólida llamada adsorbente, una fase líquida llamada solvente (líquido, generalmente agua) y la especie disuelta que se adsorbe, llamada adsorbato (iones metálicos) (Volesky, 1989). Este proceso es continuo hasta que se establece el equilibrio entre la concentración del adsorbato disuelto en la solución y la concentración del adsorbato presente sobre el carbón activado (concentración de equilibrio o final), promovida por la saturación del adsorbato sobre el carbón, la afinidad del adsorbente por el adsorbato determina la distribución entre las fases sólidas y líquidas (Kratochvil & Volesky, 1998).

La calidad del material del sorbente se clasifica por la capacidad de atracción y adsorción del adsorbato (Kratochvil & Volesky, 1998). El sorbente inerte puede servir como base para el desarrollo de materiales sorbentes capaces de la adsorción y recuperación de metales pesados. Estos nuevos sorbentes pueden ser regenerados y reutilizados. Además de ser competitivo con productos artificiales (Barros, Prasad, Leite, & Souza, 2006).

La determinación de la capacidad de adsorción (q_c) del metal por la superficie sólida está basada en el balance del material del sistema, es decir, todo el adsorbato removido de la solución debe de estar presente en el sorbente. La capacidad de adsorción puede ser expresada en diferentes unidades, dependiendo del sistema, por ejemplo, miligramos de metal adsorbido por gramo de carbón (cuando se basa en cálculos de balance de masa), o mmol/g o meq/g cuando se considera la cinética o estequiometría de reacción entre la superficie y el adsorbato (Volesky, 1989).

Existen varios grupos químicos que podrían atraer y retener los metales en una biomasa: grupos acetamidas de la quitina, polisacáridos, grupo aminos y fosfatos en ácidos nucleicos, grupos amidas, sulfidrilos y carboxilos en proteínas y grupo hidroxilos en polisacáridos,

pectinas Sistem & Mej (2006) y alginatos Eugenia, Tanaka, Paúl, & Frisancho (2010). El grupo carboxílico ha sido identificado como uno de los principales ligantes de metales.

Tabla 4

Principales grupos de unión para la adsorción

Grupo de enlace	Formula estructural	pKa	Clasificación HSAB	Ligando átomo	Ocurrencia en biomoléculas seleccionadas
Hidroxilo	-OH				
Carbonilo (cetona)	>C=O	9.5 – 13	Hard	o	PS, UA, SPS, AA
Carboxilo	$\begin{array}{c} \text{-C=O} \\ \\ \text{OH} \end{array}$	-	Hard	o	Péptido bond
		1.7 - 4.7	Hard	o	UA, AA
Sulfidrilos (tiol)	-SH	8.3 - 10.8	Soft	S	AA
Sulfonato	$\begin{array}{c} \text{O} \\ \\ \text{-S=O} \\ \\ \text{O} \end{array}$	1.3	Hard	o	SPS
Tioeter	>S	-	Soft	S	AA
Amino	-NH ₂	8.0 – 11	Int.	N	Cto, AA
Amino secundario	>NH	13	Int.	N	Cti, PG, Péptido bond
Amida	$\begin{array}{c} \text{-C=O} \\ \\ \text{NH}_2 \end{array}$	-	Int.	N	AA
Imina	=NH	11.6 - 12.6	Int.	N	AA
Imidazol	$\begin{array}{c} \text{-C-N-H} \\ \quad >\text{CH} \\ \text{H-C-N} \end{array}$	6	Soft	N	AA

	$\begin{array}{c} \text{OH} \\ \\ \text{-P=O} \\ \\ \text{OH} \end{array}$	0.9 - 2.1				
			Hard	o		PL
		6.1 - 6.8				
Fosfonato Fosfodiester	$\begin{array}{c} >\text{P=O} \\ \\ \text{OH} \end{array}$	1.5	Hard	o		TA, LPS

*** PS = Polisacáridos; UA = Ácidos urónicos; SPS = Sulfatado; PS; Cto = Quitosano; PG = Peptidoglicano; AA = Ácido amino; TA = Ácido teicoico; PL = Fosfolípidos; LPS = LipoPS.

Fuente: Adaptado de la biosorción y yo - (Volesky, 2007)

La adsorción depende de parámetros como el pH, potencial redox, tipo de metal y propiedades físico-químicas, concentración de ion, presencia de aniones de carácter acomplejante o no, fuerza iónica, concentración de biomasa, volumen y temperatura (Abdel - Aty, Ammar, Abdel Ghafar, & Ali, 2013; Castro-Silva et al., 2003; Figueira, Volesky, Azarian, & Ciminelli, 2000; Sun, Yang, & Zhang, 2017).

2.3.1. Ventajas de la adsorción

Ale Borja et al. (2015); Luisa, F, Nancy, Marittza, & Verónica (2016); Maíz (2016); Naturales et al. (2016) aluden las ventajas que presenta la adsorción, en igualdad con los métodos convencionales son: económicos y eficientes, también minimiza el uso de productos químicos y disminuye el volumen generado de lodos biológicos. Además, se puede regenerar los adsorbentes y recuperar metales. Investigaciones actualizadas sobre la adsorción de iones de metales pesados en aguas residuales, ejecutadas a nivel mundial, revelan la capacidad de adsorción de carbón de diferentes residuos orgánicos como: cáscara de tamarindo, cáscara de

plátano (*Musa paradisiaca*), la corteza del árbol del pirul, cáscara de limón (*Cítricos limonum*), hoja de maíz, cáscara de naranja (*Cítricos sinensis*), desechos de tallo de uva, cáscara de maní, quitosano, etc.

2.3.2. Desventajas de la adsorción

El proceso de adsorción tiene algunas desventajas como:

- La rápida saturación del biosorbente puede ser un problema, resultando necesario la desorción del metal de los sitios de interacción ocupados, antes de su posterior utilización (Santos Bonilla, 2013).
- No tiene potencial para alterar el estado de valencia del metal, por ejemplo. De formas menos solubles o incluso para la degradación de complejos organometálicos.
- El uso del sorbente en forma de polvo; resulta dificultoso en la separación del mismo del sistema de reacción, pérdida de masa después de la regeneración, resistencia mecánica pobre y tamaño de partícula pequeño lo que dificulta el uso en lotes y sistemas continuos (Ahluwalia & Goyal, 2007; Srivastava & Goyal, 2010).

2.3.3. Mecanismo de adsorción

Choccata (2018) La unión de adsorbato y el adsorbente en el proceso de adsorción es muy complejo y se realizan a través de diferentes mecanismos, por ejemplo: la unión de iones metálicos por materiales naturales puede ocurrir a través de la biosorción física (interacción electrostática y fuerzas de Van Der Wals) o desplazamiento químico del catión metálico unido (intercambio iónico) o un protón (desplazamiento del protón), complejación, quelación (interacción iónica y covalente).

2.3.3.1. Intercambio iónico

La mayoría de los adsorbentes contienen sales de Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} En sus estructuras las cuales pueden ser intercambiadas con los metales y quedar unidos al material (Pérez, 2006).

2.3.3.2. Adsorción física

La unión entre la superficie de adsorbente y el metal se produce por fuerzas de atracción electrostática y las fuerzas de van der Waals. Este mecanismo está presente en la adsorción de varios metales (Tovar, Ortiz, & Jaraba, 2014).

2.3.3.3. Complejación

Camarena & de la Cruz (2017) Menciona que la unión entre el sorbente y el metal se produce a través de centros activos donde se produce formaciones complejas en la superficie del material, esta contiene ligamentos unidentados o polidentados (quelación), según si pueden coordinar uno o más electrones con el metal.

2.3.3.4. Quimiosorción

La unión entre el sorbente y el metal se produce por enlaces químicos mediante el intercambio de electrones.

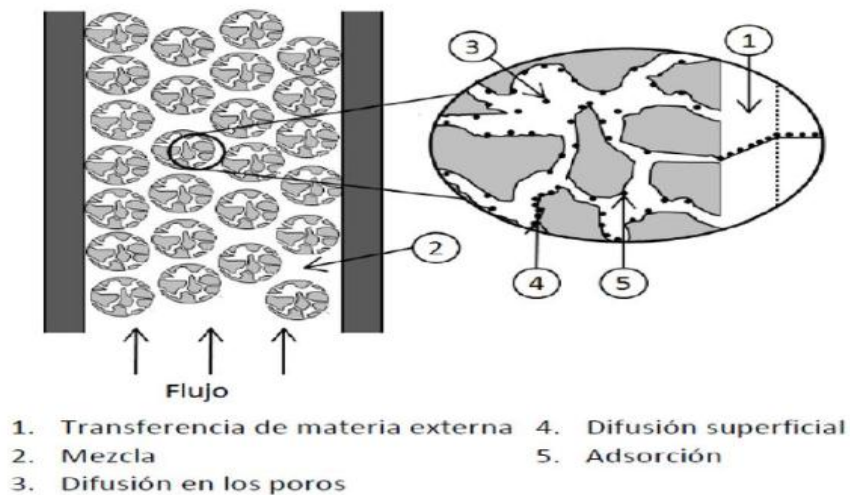


Figura 6. Proceso de adsorción (Ayala, 2018)

2.3.4. Tipos de adsorción

Orta (2015) Menciona que existen tres tipos de adsorción según el tipo de interacción que tenga el soluto con el adsorbente:

- Física: Este tipo de adsorción se produce debido a las fuerzas de Van del Waals a esta se le conoce generalmente como adsorción física, al momento de que esta molécula ha sido adsorbida no se encuentra estática en un lugar específico de la superficie, sino que al contrario está libre de trasladarse dentro de la interface. Este tipo de adsorción prevalece a bajas temperaturas y produce una adsorción en multicapas.

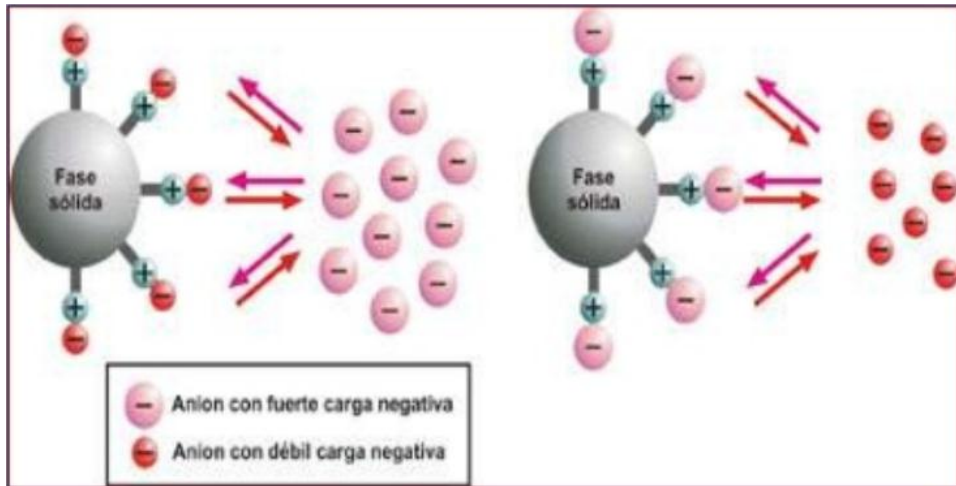


Figura 7. Adsorción física (Ángeles, 2012)

- Iónica: Se caracteriza por ser de tipo eléctrico, conocida también como adsorción por intercambio, este proceso se da cuando los iones de una sustancia se concentran en una superficie como consecuencia de la atracción electrostática en las zonas cargadas de la superficie.

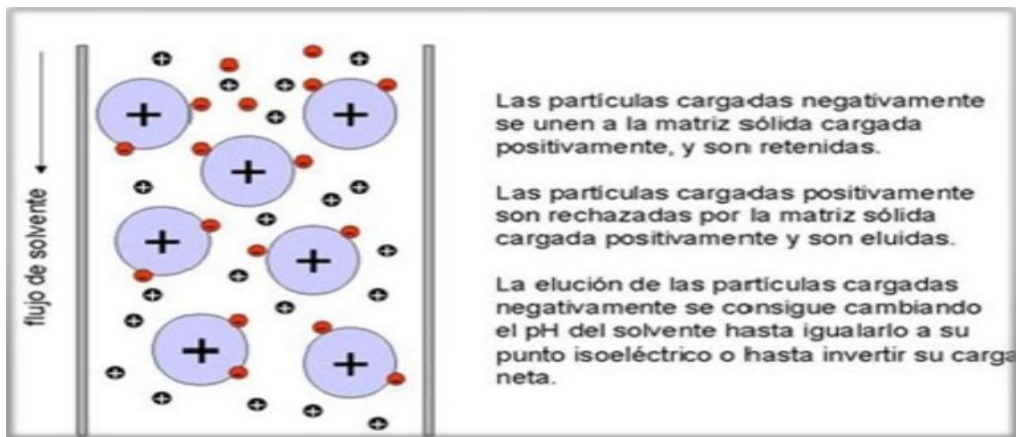


Figura 8. Intercambio iónico (Alvarado, Martínez, & Moreno, 2015)

- Química: Se produce cuando el adsorbato tiene una interacción química con el adsorbente, a este suceso se le conoce como adsorción química, adsorción activa o

quimiosorción. Las energías de adsorción son altas, del orden de las de un enlace químico, ya que el adsorbato genera unos enlaces fuertes localizados en los centros activos del adsorbente.



Figura 9. Adsorción química (Viades, 2013)

2.3.5. Factores que afectan la adsorción

Durante el proceso de adsorción existen factores que pueden influenciar de manera positiva o negativa como el tamaño de la partícula, la temperatura, el pH y la presencia de otros iones metálicos (Quevedo Cuenca, 2017).

2.3.5.1. Efecto del Adsorbente

El adsorbato tiene ciertas propiedades para unirse a iones metálicos, se debe tener presente la naturaleza con respecto a su dureza, iones duros tienen predilección por ligandos o grupos funcionales que contenga oxígeno para dar lugar a interacciones de tipo electrostático, y los iones blandos se unen con grupos que contienen nitrógeno o sulfuro a través de interacciones covalentes (Quevedo Cuenca, 2017).

2.3.5.2. Efecto del tamaño de partícula

El tamaño de partículas del adsorbente es otro factor vital que debe considerarse en la investigación de adsorción. La superficie de contacto con el adsorbente y los iones metálicos en solución juega un papel importante para los procesos de adsorción. (Gulnaz, Saygideger, & Kusvuran, 2005) Estudiaron el efecto del tamaño de partícula para la eliminación de iones

utilizando lodo activado seco; y los resultados muestran que la capacidad de adsorción de los iones en el equilibrio aumenta con la disminución del tamaño de las partículas.

2.3.5.3. Efecto de la temperatura

Tienen una influencia sustancial en la adsorción. La influencia de la temperatura tiene más efecto en una situación en la que la adsorción de metal aumenta dentro de un rango de temperatura de aproximadamente 20-300°C, pero disminuye con el aumento de la temperatura por encima de un valor crítico. Un aumento de la temperatura puede aumentar la energía cinética de los iones metálicos, lo que facilita la unión de los iones metálicos a la superficie sorbente (Goyal, Jain, & Banerjee, 2003). Diversas investigaciones han demostrado que la unión de iones metálicos a la superficie del sorbente a baja temperatura es más rápida, fácil y reversible debido a la baja necesidad de energía.

2.3.5.4. Efecto del pH

El pH de la solución acuosa es un importante parametro que determina los procesos de sorción de iones de metal en distintos adsorbentes, debido al hecho, de que los iones hidrógeno se constituyen en un adsorbato competitivo. La adsorción de iones metálicos depende de la naturaleza de la superficie adsorbente como de la repartición de los iones del metal en la solución acuosa. El número del pH de la fase acuosa es el componente más significativo tanto en la adsorción de cationes como de aniones, siendo el efecto distinto en ambos casos (Tovar, Ortiz, & Jaraba, 2014) . Así, mientras que la adsorción de cationes suele estar beneficiada para valores de pH superiores a 4.5, la adsorción de aniones opta por un indicador menor de pH, entre 1.5 y 4.

2.3.5.5. Efecto de la presencia de otros iones

La existencia de iones en la solución hace que estos puedan combatir con los iones de metal en el beneficio de los puntos de adsorción.

2.3.6. Proceso de activación del carbón

Para que un material carbonoso pueda ser transformado a carbón activo tiene que pasar por dos fases específicas: La pirolización y posteriormente la activación. Se conoce en la actualidad que estos materiales al ser convertidos en carbón activo poseen diferentes propiedades dependiendo de la naturaleza de esta, el agente activante que se emplee y al proceso de activación que se someta. (García López & Granillo Oporta, 2017)

Este proceso de activación se realiza a través de dos métodos: Por proceso físico y por proceso químico. Estas se describen a continuación:

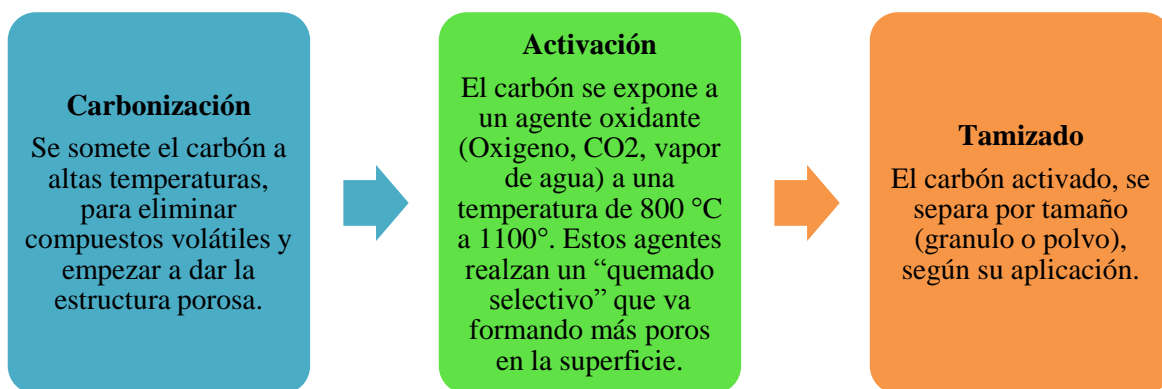


Figura 10. Proceso físico: tomado de: (Universidad de Sevilla, 2012)

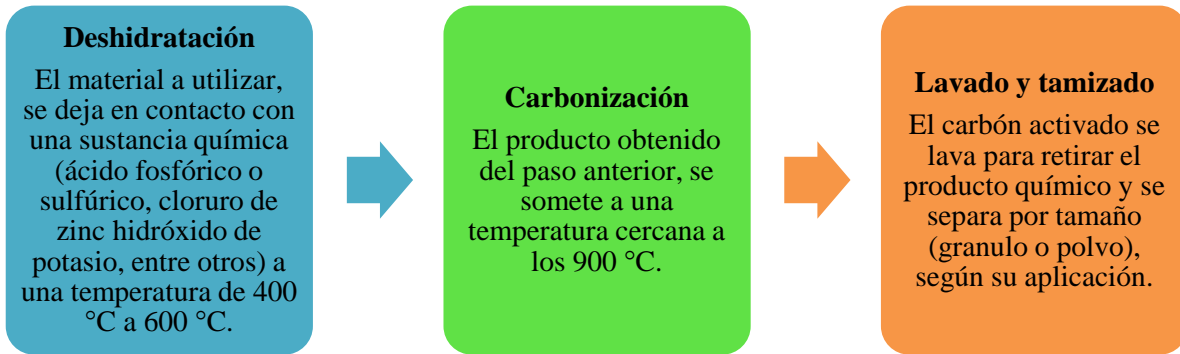


Figura 11. Proceso químico: tomado de (Universidad de Sevilla, 2012)

2.3.7. Carbón activado como adsorbente en fase acuosa

El carbón activado como material o producto posee las mismas características del grafito en cuanto se hable de su estructura cristalina reticular; además este es muy poroso y puede lograr tener áreas superficiales del orden de 1,500 metros cuadrados, por cada gramo de carbón. (Universidad de Sevilla, 2012)

El CA es además un adsorbente muy versátil debido a que el tamaño y la distribución de poros puede ser controlado para satisfacer un amplio abanico de necesidades (Menéndez Díaz, 2008). La porosidad se puede clasificar en función de su tamaño, propuesta por la IUPAC se distingue entre: micro poros, aquellos de tamaño inferior a 2nm; meso poros, aquellos comprendidos entre 2 – 50 nm y macro poros, aquellos superiores a los 50 nm. Desde un punto de vista estructural, el CA se puede conceptualizar como un material cuya estructura, constituida por capas gráficas dobladas y un poco ordenadas y extendidas, da lugar a espacios o porosidad. Esta falta de ordenación es la razón por la cual el CA posee esta estructura porosa muy desarrollada, dando como consecuencia una superficie muy elevada y útil para procesos de adsorción (Soto Paredes, 2007).

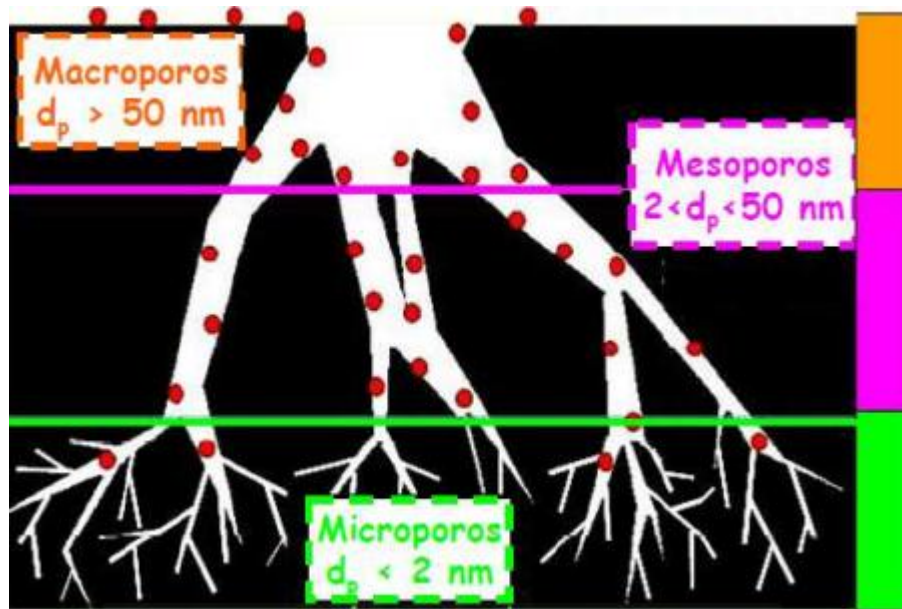


Figura 12. Representación gráfica del sistema poroso del carbón y su clasificación de poros en función a su tamaño (Moreno Piraján, 2007).

Sin embargo, las propiedades adsorbentes de un CA no solo se ven influenciados por su estructura porosa, sino también por su naturaleza química. Una naturaleza química, relacionada con los grupos funcionales superficiales principalmente de oxígeno y los compuestos presentes en la materia inorgánica del CA, que posee un efecto importante en los procesos de adsorción. Estos grupos funcionales introducen polaridad en la superficie del carbón lo que tiene efecto en las propiedades de adsorción.

Los CA presentan un carácter anfótero, es decir, se comportan como bases o como ácidos en función del pH del medio, por lo que la carga superficial de los mismos va a depender del pH de la disolución.

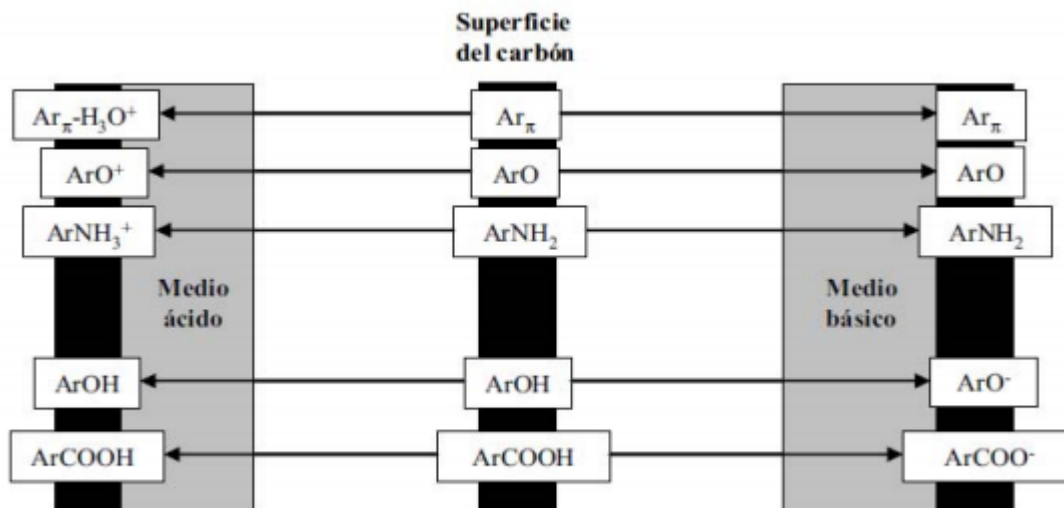


Figura 13. Ionización de los grupos funcionales del carbón en función al pH (Moreno-Castilla & Rivera-Utrilla, 2001)

Zakaria (2014) Menciona que los CA ácidos se caracterizan por presentar elevadas concentraciones de grupos oxigenados superficiales y, aunque no se ha precisado con exactitud la naturaleza de todas las estructuras de estos grupos químicos superficiales, las principales especies presentes son ácidos carboxílicos, fenoles, lactonas, quinonas, anhídridos carboxílicos y peróxidos cíclicos (Figura 13). Entre todos ellos, los responsables del carácter ácido del CA son principalmente, los grupos carboxílicos ($pK_a = 3-6$), lactonas ($pK_a = 7-9$) y fenólicos ($pK_a = 8-11$), debido a la ionización de los mismos en medio acuoso, lo que va a dar lugar a una densidad de carga negativa en la superficie del carbón activado.

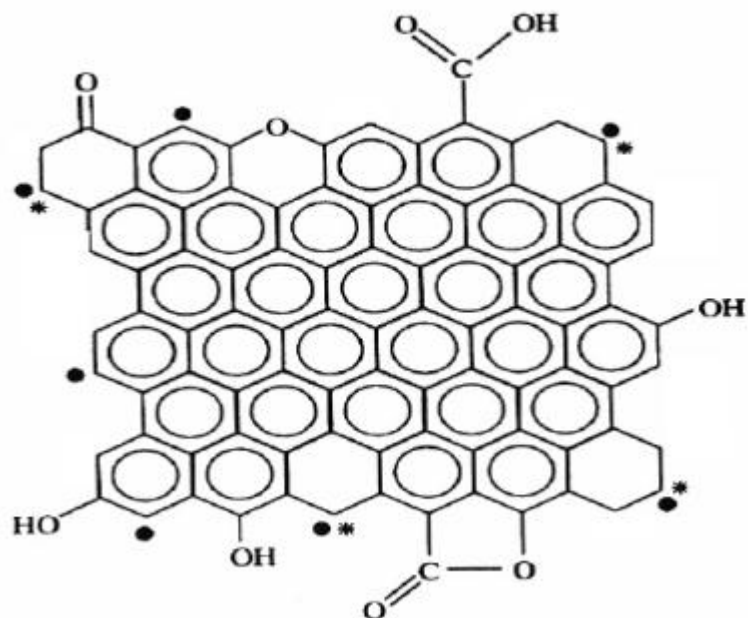


Figura 14. Representación de algunos grupos químicos presentes en la superficie del carbón o) electrón desapareado *) electrón localizado (Utrilla, 2001)

En cuanto a la preparación de los CA, estos pueden ser generados a partir de una gran variedad de precursores ricos en carbono como maderas, cascara de frutas, coque, minerales, aunque otros muchos materiales están siendo investigados actualmente para la obtención de CA. Los procesos de preparación de CA se dividen en dos; las denominadas activación física y química.

2.3.8. Adsorción de plomo sobre carbón activado

La elección de CA para la eliminación de metales pesados depende de su capacidad de adsorción, que está relacionada con las características del material. Para esto conviene conocer las interacciones energéticas que se presenten entre el CA y la disolución acuosa que se pone en contacto con él, ya que la adsorción del metal desde la disolución presenta una marcada influencia del disolvente, que también ocupa los sitios disponibles para la adsorción sobre la

superficie del sólido; como consecuencia de esto, los componentes de una disolución alcanzan un equilibrio con el sólido (Ángel & Martín Gullón, 2006).

Se encuentra en la literatura especializada trabajos de adsorción del ion de plomo y otros iones metálicos, en los que una vez se obtiene la isoterma los resultados se ajustan, generalmente, a los modelos de langmuir y freundlich. La adsorción del ion Pb^{2+} sobre materiales carbonosos se estudia con el propósito de conocer los factores que influyen en tan proceso y poder mejorar tanto las condiciones para obtener las mayores cantidades de retención (Menéndez Díaz & Martín Gullón, 2006).

2.3.9. Coronta de maíz como biosorbente

La coronta de maíz (*Zea mays*) es un insumo con características lignocelulosicas y su propiedad principal de este es el de poseer más de dos grupos funcionales (amino, hidroxilo, carbonilo, carboxilo, amidas, etc.) siendo este dependiente de distintos parámetros como el pH, temperatura, fuerza iónica del medio, características químicas del metal para lograr la interacción de estos grupos con los iones; así como también la capacidad adsorbente, la cual, a su vez, depende de dos parámetros como la especie periodo estiva y la zona geográfica.

3. CAPITULO III

METODOLOGIA Y MATERIALES

3.1. Metodología

3.1.1. Zona de estudio

La muestra fue tomada aguas arriba y debajo del nuevo relave de Tamboraque.



Figura 15. Mapa de ubicación del muestreo

La zona de estudio se realizó en Tamboraque ubicado en el distrito de San Mateo, debido que en esta zona encontramos una intensa actividad minera. Los puntos monitoreados en el estudio fueron los siguientes: MC- 01 (-11.785535, -76.314699), MC-02 (-11.778258, -76.306393) y MC-03 (MC-03 -11.786339, -76.305030).

3.1.2. Monitoreo

El monitoreo de este estudio se realizó utilizando el tipo de muestreo puntual y compuesto tomando así tres puntos puntuales aguas arriba y abajo, que al ser mezcladas una vez obtenido estas tres muestras se convierte en una muestra compuesta, debido que estas muestras provienen de una misma fuente.

3.2. Materiales, equipos y reactivos

La investigación se realizó en la ciudad de Lima, obteniendo muestras para la investigación en la zona de Tamboraque, los materiales y equipos utilizados en el proceso de pirolización fueron provistos por el laboratorio de la facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión (UPeU), mientras que las soluciones y reactivos manipulados para los ensayos serán cubiertos completamente por los tesisistas. El otro capítulo de ejecución de adsorción fue desarrollado en los laboratorios Delta SAC; en lo que respecta a los análisis de FTIR se realizaron en la Universidad Nacional Agraria La Molina mientras que la morfología del CA se realizó en la Universidad Nacional de Ingeniería.

3.2.1. Materiales

3.2.1.1. *Materiales de origen orgánico: especie para la preparación del carbón*

La elección de la gama de especies existentes se realiza de acuerdo al conocimiento de su tipología, potencial de remoción de metales y antecedentes exitosos. La coronta de maíz se adquirió como producto de un mercado mayorista de lima metropolitano; para posteriormente pasar a la preparación de biosorbentes en la instalación del laboratorio de la Universidad Peruana Unión.



Figura 16. Coronta de Maíz (Instituto Nacional de Antropología e Historia , 2006)

3.2.1.2. *Materiales de laboratorio*

- Vasos precipitados
- Matraces de Erlenmeyer
- Pipetas y micro pipetas
- Pissetas
- Embudos de vidrio
- Mallas para ensayos granulométricos
- Frascos de polietileno para la conservación de muestras
- Papel filtro
- Fiolas
- Probetas
- Baguetas de vidrio

- Papel aluminio

3.2.2. Equipos

- Mufla
- Estufa
- Phchimetro
- Balanza analítica
- Espectrofotómetro de Absorción Atómica
- Test de jarras

3.2.3. Reactivos

- Ácido fosfórico (H_2PO_4)
- Nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$
- Hidróxido de Sodio 0.1M (NaOH)
- Ácido clorhídrico 0.1 M (HCL)
- Agua destilada

3.2.4. Preparación de las aguas fortificadas

Las soluciones de plomo de diferentes concentraciones se prepararon con nitrato de plomo puro de la marca Merck, certificado para absorción atómica. A partir de ésta se hicieron las diluciones para los diferentes ensayos (ver tabla), utilizando agua del muestreo de la zona de estudio. Todo el material utilizado se lavó con una solución concentrada a 1 M de HNO_3 antes de los experimentos, para evitar la posible adsorción de Pb en la superficie del material.

Tabla 5

Preparacion de las aguas fortificadas

[]	Volumen de agua (ml)	Cantidad de nitrato de plomo (g)	[] final (mg/l)
[]1	1000	0.015	15
[]2	1000	0.02	20
[]3	1000	0.025	25
[]4	1000	0.03	30
[]5	1000	0.035	35
[]6	1000	0.04	40
[]7	1000	0.045	45
[]8	1000	0.05	50

3.2.5. Preparación del carbón activado

La coronta de maíz una vez que hayan sido recolectadas se lavarán con abundante agua destilada para eliminar las impurezas, azúcares, sales y aceites esenciales que no actúen positivamente en el proceso; posteriormente se secará a temperatura ambiente durante 72 horas; los precursores secos se cortaran en trozos pequeños obteniendo un tamaño regular y uniforme; para entrar al molino de martillo y reducir los tamaños; posterior a ello se tamizo para obtener partículas de 425 μm ; después 100 gr del coronta triturado se mezclarán con 900 ml (guardando una relación de 1:9) de ácido fosfórico (H_3PO_4) a una concentración de 25%, a continuación se realizará la mezcla durante 4.5 horas mediante el sistema Bach para la impregnación y homogenización.

La siguiente etapa fue la pirolización, la mezcla se colocará en morteros para ponerlos a la estufa por 16 horas para su deshidratación, luego de esto se procedió a ponerlos a la mufla por 30 min después de haber llegado a temperaturas de 300, 400 y 500 $^{\circ}\text{C}$.

Seguidamente el carbón activado producido se enfriará y lavará repetidas veces con agua destilada para eliminar las trazas residuales del agente activador hasta obtener un pH relativamente ácido (5). Continuando con el proceso se procederá a colocar en el horno a 105°C durante 24 horas, finalmente las muestras se tamizarán después de haber sido pirolizadas para la homogenización del tamaño (425 µm).

3.2.6. Caracterización del carbón activado

3.2.6.1. Microscopía electrónica del barrido

El análisis morfológico de la superficie del adsorbente por microscopía de barrido electrónico fue realizado antes y después de la activación y posterior al tratamiento para comprobar si la activación tiene un efecto positivo maximizando sus propiedades de adsorción.

Las micrografías se realizaron mediante microscopio electrónico de barrido (SEM/EDX) de la marca Zeiss esta tecnología combina lentes electromagnéticas y electrostáticas, logrando una captura sencilla, eficiente y de alta resolución de modelo EVO MA10, que está equipado con dos lentes gemelas que proporcionan imágenes de alto contraste. Posee una excelente geometría para el análisis de espectroscopia de rayos X(EDS), y un espectrómetro de rayos X de energía dispersiva (EDS) para identificar la morfología de las superficies de la muestra (B, 1990; Kratochvil & Volesky, 1998; B Volesky, 2003).



Figura 17. Análisis por MEB (microscopia electrónica de barrido)

3.2.6.2. Análisis de infrarrojo o FT-IR

Aproximadamente 5 mg de muestra del carbón activo de coronta de maíz fueron pulverizados y mezcladas con 500 mg de bromuro de potasio (KBr), previamente secado a 105 °C, para luego ser colocado en un molde.

La mezcla solida fue comprimida en una prensa hidráulica bajo estas condiciones, el bromuro de potasio muestra propiedades de un fluido congelado, es decir envuelve y dispersa perfectamente las partículas del carbón activo y se produce finalmente una pastilla muy transparente la cual fue colocada en el espectrofotómetro que fue analizado en el rango espectral de 4000 – 500 cm^{-1} .

En la bibliografía se encuentran diversos estudios realizados con esta técnica, los cuales están encaminados a la determinación de los grupos funcionales presentes en la biomasa antes y

después de su adsorción de metales para corroborar que grupos funcionales son los participantes en el acomplejamiento con el metal en la adsorción y de esta forma estudiar la química superficial.

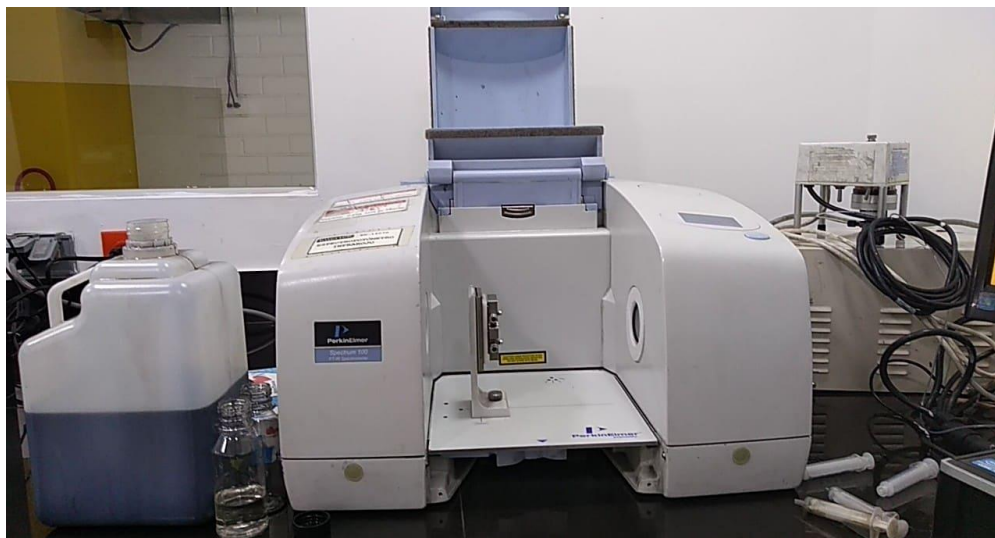


Figura 18. Análisis por FTIR

3.2.7. Preparación de muestras fortificadas con plomo

Las muestras de agua con plomo (Pb) serán preparadas utilizando una sal de nitrato de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ y agua des ionizada. Se preparará una solución base de $50 \mu\text{m}/\text{l}$, que corresponde a 5.0 veces el valor máximo recomendado por las guías de calidad de agua de bebida y la normatividad peruana.

En cada caso se tomaron muestras de blanco para confirmar las concentraciones iniciales y ver la eficiencia de biosorción.

3.2.8. Método analítico para las soluciones de plomo

La determinación de la concentración de plomo se realizó mediante el método APHA 3111 - B, espectrofotometría de adsorción atómica a la flama (FAAS) que consiste en la aspiración y atomización de la muestra que previamente fue tratada, posteriormente el rayo luminoso se

dirige a través de la llama al monocromador y un detector que cuantifica la cantidad de luz emitida por el elemento atomizado en la llama. Lo cual es diferente para cada metal por sus características de absorbanza, generalmente se usa como fuente luminosa una lámpara de cátodo hueco que proporciona un método libre de interferencias espectrales; la cantidad de energía adsorbida en la llama a una longitud de onda característica es proporcional a la concentración del elemento en la muestra.



Figura 19. Lectura de plomo

3.2.9. Determinación del tiempo óptimo de contacto para la adsorción

El tiempo de contacto, es aquel que el carbón activo de marlo de Maíz no sea capaz de seguir absorbiendo iones metálicos. Para el estudio del efecto se han realizado pruebas experimentales a diferentes intervalos de tiempo como 0.5, 1, 2, 3, 4 y 5 horas.

Tabla 6

Determinación del tiempo de contacto óptimo para la adsorción

Diametro (µm)	Temperatura de pirolizacion (°C)	pH	Dosis (g)	Volumen (ml)	[] Inicial Pb (mg/l)	Tiempo de contacto (hr)
						0.5
						1
425	400	5	0.5	50	50	2
						3
						4

3.3. Variables y diseño estadístico

3.3.1. Variable para la obtención del carbón activo de la coronta de Maíz

3.3.1.1. Variables fijas

Son aquellas que no se modifican

- Agente activante (H₃PO₄)
- Concentracion del agente activante (25%)
- Ph (5)

3.3.1.2. Variables independientes

Es una variable que representa una cantidad que se modifica en un experimento

- Temperatura de pirolización (X₁)
- Tiempo de contacto (X₂)
- Concentracion inicial (X₃)

3.3.1.3. Variables dependientes

Representa una cantidad cuyo valor depende de cómo se modifica la variable independiente

- Remoción de iones de plomo
- Capacidad de adsorción

3.3.2. Tipo de investigación

La presente investigación es de tipo aplicada, (Cordero, 2009) menciona que este tipo de investigación son experiencias con propósitos de resolver o mejorar una situación específica o particular para comprobar un método o modelo mediante la aplicación de innovadora y creativo de una propuesta de intervención. En cuanto al alcance de la investigación esta se ubica en los estudios explicativos, debido a que va más allá de la descripción de conceptos y fenómenos o del establecimiento de relaciones entre conceptos; es decir, están dirigidos a responder por las causas de los eventos y fenómenos físicos. Como su nombre lo indica, su interés se centra en explicar por qué ocurre un fenómeno y en qué condiciones se manifiesta o por qué se relacionan dos o más variables (Sampieri, Collado, & Lucio, 2010). Lo que conlleva a tener hipótesis causales multivariadas que plantean una relación entre diversas variables independientes como tamaño de partícula, temperatura de pirolización, tiempo de retención y concentración del contaminante inicial y una dependiente que en este caso viene a ser la remoción del plomo de la muestra (Sampieri, Collado, & Lucio, Metodología para la investigación, 2014).

3.3.3. Diseño y análisis estadístico

3.3.3.1. Diseño completamente al azar

La elección del planeamiento adecuado dependió del número de variables independientes involucradas en el estudio, la disponibilidad de la materia prima, la viabilidad del número de

pruebas que se pueden alcanzar y el costo en el proceso de estudio. No obstante, hay un número de ensayos que deben realizarse de acuerdo a los factores a estudiar, para que la discusión, los resultados y la interpretación no se vean comprometidos. En esta óptica, los planeamientos factoriales completas y fraccionadas deben seguir estrategias secuenciales para lograr el objetivo deseado. En caso de 3 variables independientes se recomienda realizar un diseño de bloques (Rodríguez & Lemma, 2005).

Tabla 7

Diseño de bloques al azar

N° de Tratamientos	Codificado		
	Tamaño de partícula (μm)	Temperatura de pirolización ($^{\circ}\text{C}$)	Concentración inicial (mg/l)
1	300	300	20
2			25
3			30
4			35
5			40
6			45
7			50
8	425	400	20
9			25
10			30
11			35
12			40
13			45
14			50
15	500	500	20
16			25
17			30
18			35
19			40
20			45
21			50

3.4. Flujo y diseño experimental

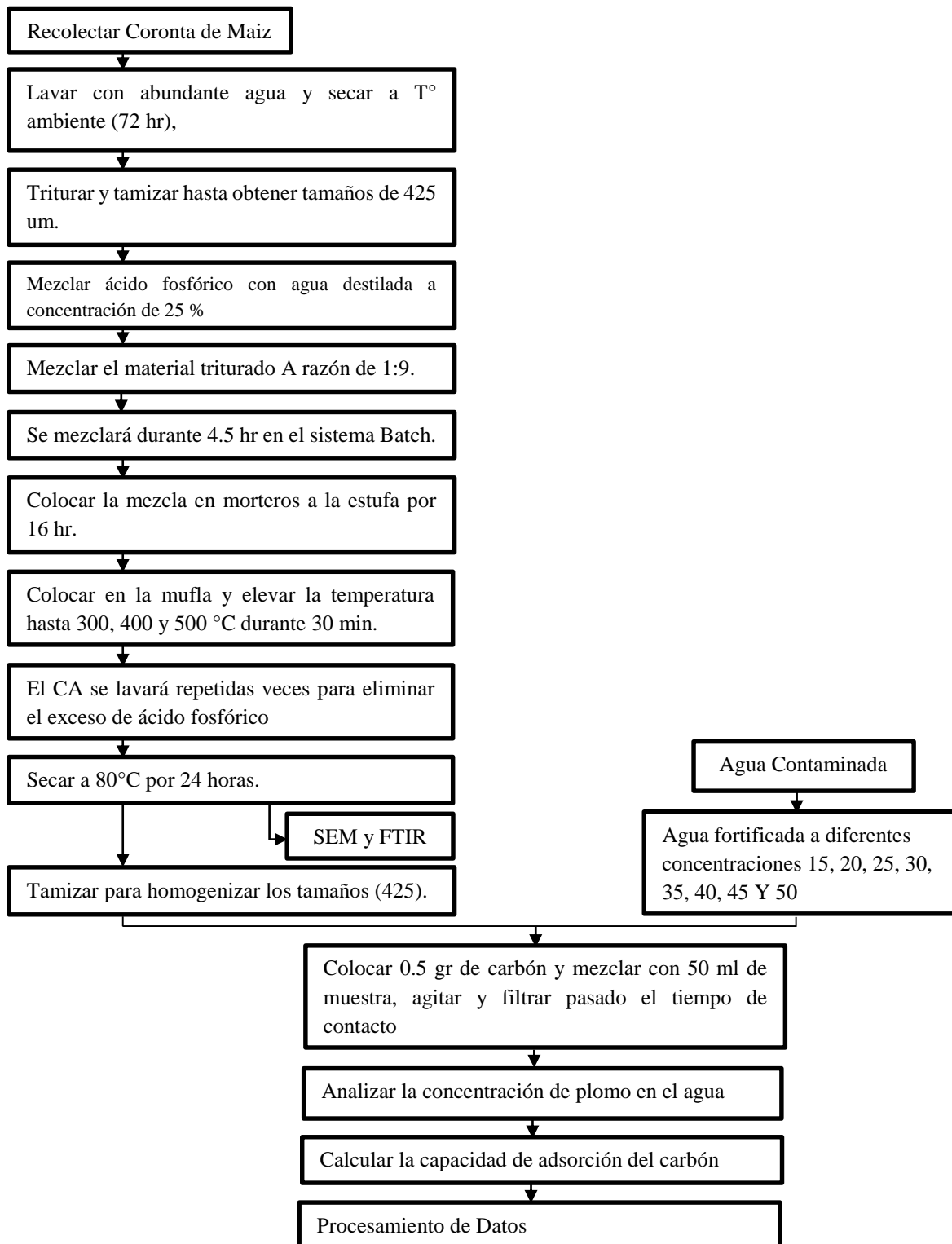




Figura 20. Proceso de preparación del carbón activado y su análisis

4. CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. Caracterización de la muestra del río Rímac a la altura del relave de Tamboraque

En la tabla 7 se muestra los resultados del análisis fisicoquímica insitu y excito. El pH y temperatura fue un parámetro medido insitu y fue relativamente alcalino con 8.6, la temperatura de la muestra nos dio un valor de 11°C.

Tabla 8

Resultados del análisis fisicoquímico

Parámetro	Unidad	Método	Resultado
Potencial de Hidrogeno (pH)	Ad.	APHA-AWWA-WEF (2005)método 4500 H B	8.6
Temperatura	°C	APHA-AWWA-WEF (2005) método 2550 B	11.5
Conductividad Eléctrica	uS/cm	APHA-AWWA-WEF (2005)método 2510 B	1300
Solido disuelto total	mg/l	APHA-AWWA-WEF (2012) método 2540 C	308
Plomo total	mg/l	SMEWW-AWWA-WEF 3030 E, 3111 B Direct air – acetylene flame	<0.01

4.2. Caracterización del material precursor (Coronta de Maíz)

4.2.1. Análisis por espectroscopia infrarroja por transformada por Fourier

Mediante este análisis se reconocieron los grupos funcionales presentes en el carbón activo. Específicamente en moléculas orgánicas debido a su capacidad de adsorber energía electromagnética en la región infrarroja del espectro, circunstancia que con otro tipo de compuesto no se da con tanta facilidad como con los de naturaleza inorgánica; Por ejemplo, la aplicación de esta metodología es ofrecer información cualitativa acerca de la gran complejidad

y heterogeneidad química que presentan el CA estudiado. Cuando los átomos vibran pueden hacerlo a ciertas frecuencias; debido a esto, los átomos unidos por este tipo de enlaces tienen niveles de energía vibratoria específica. La extinción ocurre cuando el compuesto adsorbe radiación infrarroja en una determinada energía, o sea, una longitud de onda o frecuencia específica, lo cual se traduce en picos o bandas de adsorción en un espectro. La frecuencia de una vibración y, por tanto, su localización en el espectro suele estar relacionada con la relativa rigidez del enlace; los enlaces múltiples son más rígidos que los dobles y estos, a su vez son más rígidos que los sencillos. Por su parte, la intensidad de la adsorción depende de la repetición de un grupo concreto y de la polaridad del enlace; el más polarizado da mayor intensidad en la adsorción.

Para la determinación del tipo de enlace químico entre los átomos de una molécula suele hacerse uso de una correlación entre estos y las frecuencias en cm^{-1} a las que previsible la aparición de las bandas de desorción de cada uno de ellos, sin olvidar que los enlaces próximos pueden modificarles ligeramente.

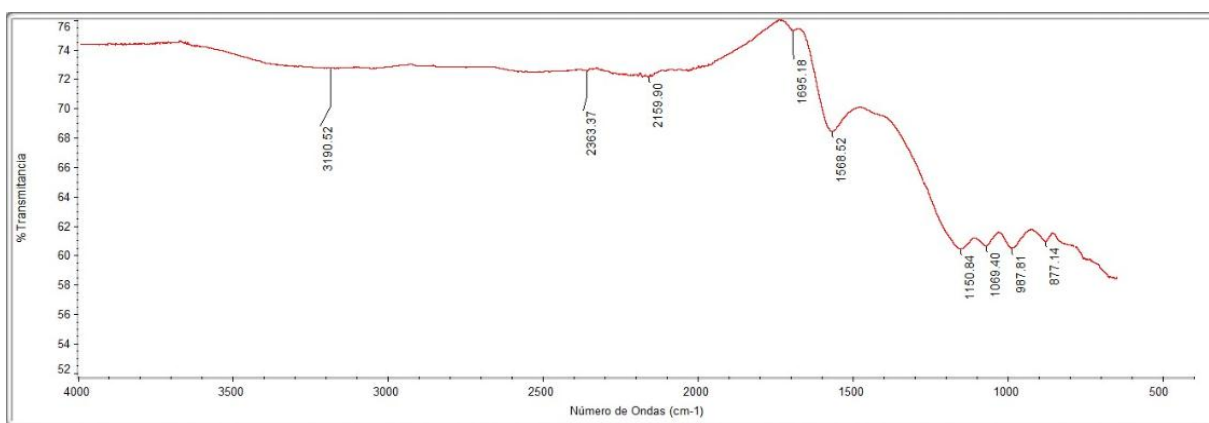


Figura 21. Espectro FT-IR del Carbón Activo de Coronta de Maíz (425 μm y 400°C)

En el espectro del carbón (Figura 21) se observó el espectro de la coronta de maíz en el cual se logra reconocer los grupos funcionales siguientes: La banda ancha a 3190 cm^{-1} , corresponde a los grupos aminos (-NH) e hidroxilos (-OH) de celulosas, compuestos pécticos y proteínas; el pico de $2363,37$ se debe al estiramiento de nitrilos; Mientras que el pico observado a $1695,2$ se atribuye a estiramientos de (estiramiento $\text{C}=\text{O}$ y estiramiento $\text{C}-\text{O}$) de ácidos carboxílicos que también son responsables de la vibración del pico 1150.84 cm^{-1} ; por otro lado, la banda a 1568.52 cm^{-1} posiblemente se deba a la vibración de las aminas primarias siendo que este grupo se encuentra entre la banda 1650 y 1560 cm^{-1} ; el pico intenso de 1069.40 cm^{-1} sugiere la participación del grupo fosfato (estiramiento de CO entre $1000-1320\text{ cm}^{-1}$ para alcoholes, ácidos carboxílicos, ésteres, éteres); además vibraciones entre 900 y 1400 son propias de polisacáridos de los grupos $\text{C}-\text{H}$, COC , $\text{C}-\text{N}$ y $\text{P}-\text{O}$; respecto a la vibración en el pico 877.14 cm^{-1} se encuentra asociado al grupo alquenos con flexión fuera de plano (Amirnia, 2015; El-Naggar, Hamouda, Mousa, Abdel-Hamid, & Rabei, 2018; Gaur, Kukreja, Yadav, & Tiwari, 2018; Hossain, 2013; Kariuki, Kiptoo, & Onyancha, 2017)

Tabla 9

Grupos funcionales existentes

Número de onda (cm^{-1})	Posibles asignaciones de grupos funcionales
3400	Banda de tensión correspondiente a los grupos hidroxilo (-OH) de celulosas, proteínas y compuestos pécticos.
2900-2800	Banda de tensión del enlace -C-H de los grupos alcano, es frecuente su desdoblamiento en más de un pico debido al alargamiento simétrico o asimétrico del enlace C-H .

1200-1700	Grupos carboxílicos (-COOH) o derivados, como carboxilatos (-COONa, -COOCa) o metoxilos (-COOCH ₃). Esta banda estaría realmente desdoblada en una serie de picos; uno de ellos, sobre los 1600 cm ⁻¹ el cual hace referencia a la parte -C=O y otro sobre los 1400 cm ⁻¹ que hace referencia al radical (-OH, -ONa, -OCa ó - OCH ₃). Con un menor tamaño de este segundo pico habría una mayor relación carboxilo/carboxilato, mientras que con un tamaño mayor la proporción de carboxilatos aumentaría en relación a la de carboxilos. Estos grupos se encontrarían principalmente en los compuestos pécticos de la matriz.
1100	Tensión en el enlace C-O frecuentemente del grupo éter (-C-OC-) y del C-OH. Estos grupos funcionales es frecuente encontrarlos en los enlaces de unión entre las unidades de las cadenas de celulosas o compuestos pécticos.
876	Débil banda de tensión asignada también a los grupos carboxilo.
500-700	Grupos alqueno (C=C-H) o Ar-H, este último, sobre todo, muy abundante en las cadenas de celulosa

Fuente: Recuperado de C. Daysy (2018). Evaluación de la capacidad de biosorción de plomo (II) empleando biomasa vegetal inerte (tallo de rosas) como adsorbente. (p. 93). Arequipa: Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

4.2.2. Microscopia electrónica de barrido

Los carbonos activados preparados fueron examinados por el microscopio electrónico de barrido (SEM) para analizar la superficie de los adsorbentes, las micrografías SEM de los carbonos químicamente activados por ácido fosfórico (H₃PO₄) y a diferentes temperaturas se presentaron en las siguientes figuras 22, 24 y 26. En los tres casos se observó el desarrollo de los poros.

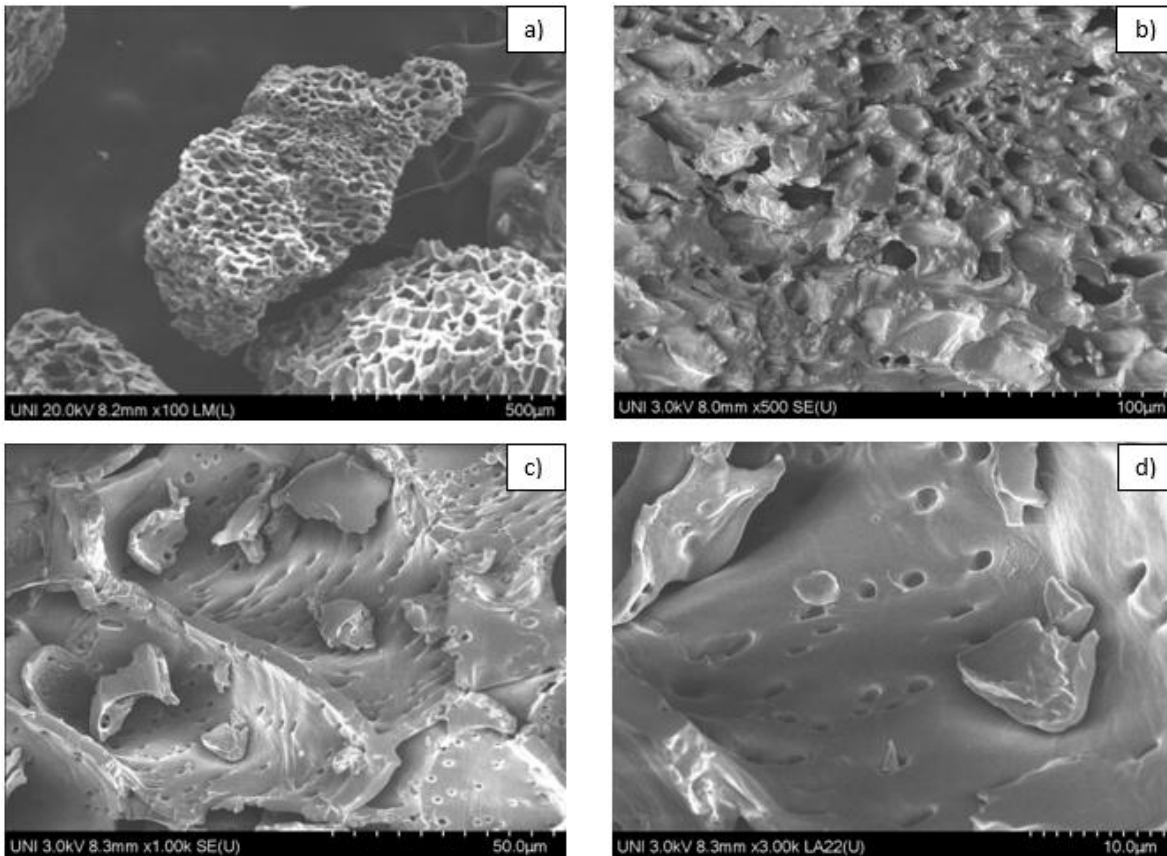


Figura 22. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 300 $^{\circ}\text{C}$

La figura 22 representa el efecto de la temperatura de pirolización en el desarrollo del medio poroso, en la imagen 22a se puede visualizar gran cantidad de cavidades que dentro de ellas se puede observar en la imagen 22d poca cantidad de poros con una forma y tamaño similar y distribución homogénea dentro de cavidades.

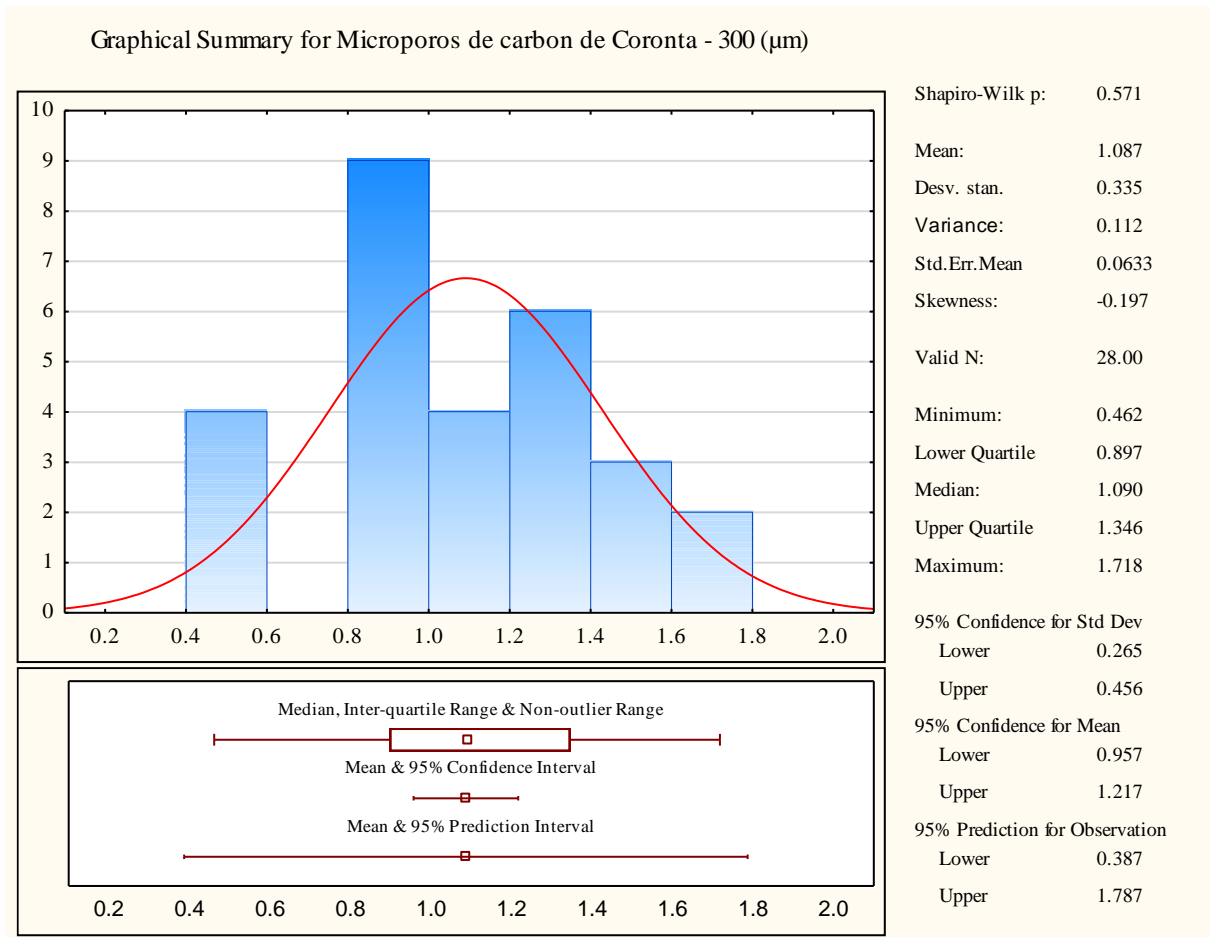


Figura 23. Resumen gráfico para Microporos de carbón de Coronta - 425 (μm)

La figura 23 se puede observar que el nivel de significancia (95%) para la prueba de normalidad de Shapiro – Wilk es 0.571, 10 veces mayor que 0.05 para los tamaños de poros; por lo tanto, se deduce que la distribución de los tamaños de poros tiene una distribución normal y un tamaño promedio de 1.087 μm .

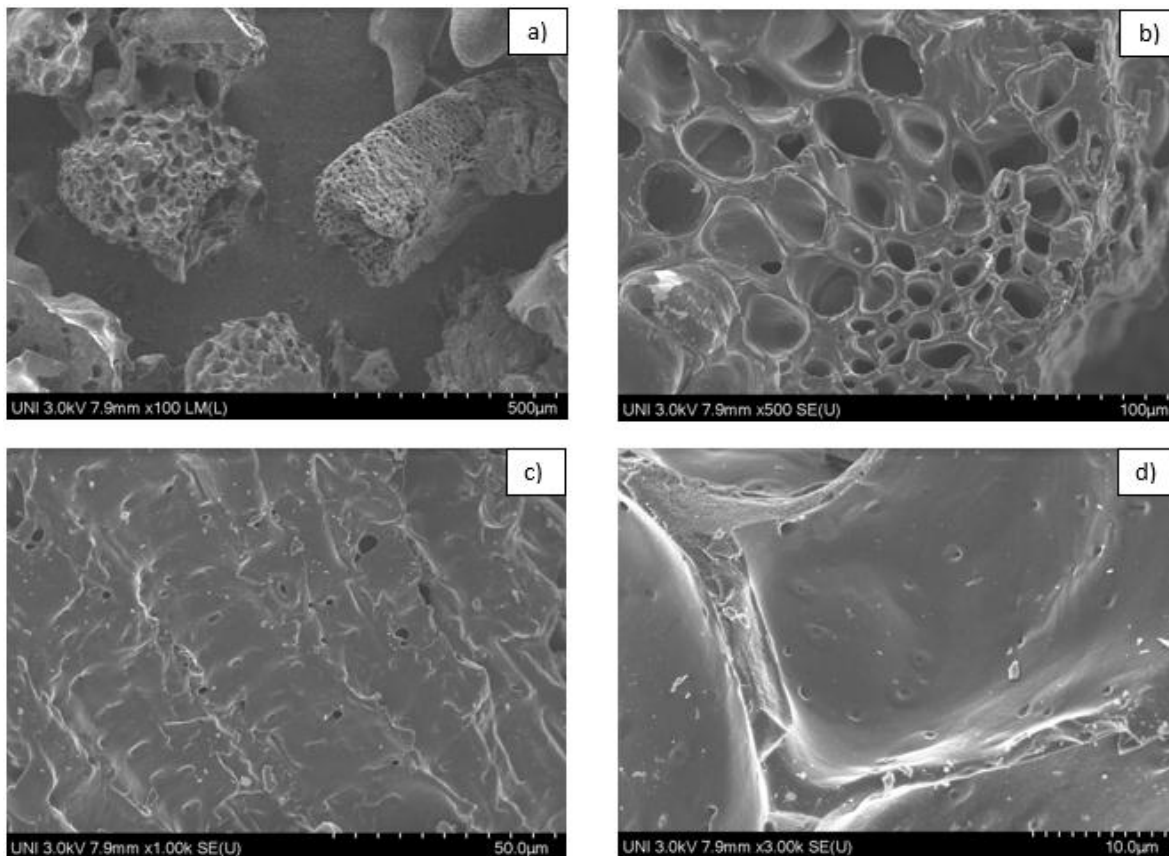


Figura 24. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 400 $^{\circ}\text{C}$

De las micrografías de la superficie del carbón activo, se puede decir que la estructura externa del carbón presenta cavidades más pequeñas y de tamaño uniforme donde se observa en que dentro de estas hay formaciones de microporos (figura 24d); estudios anteriores Liou (2010) y Diao, Walawender & Fan (2002) informaron una reducción de porosidad con el aumento de temperatura, que se atribuyó a la descomposición de la estructura de microporos que resulta un área superficial baja. A su vez otros investigadores han informado de resultados similares (Haimour & Emeish, 2006; Hu & Srinivasan, 2001; Srinivasakannan & Abu Bakar, 2004) a bajas temperaturas (alrededor de 400 $^{\circ}\text{C}$), el ácido fosfórico cataliza la hidrólisis de los enlaces glicosídicos en la hemicelulosa y la celulosa y escinde los enlaces aril éter en la lignina, obteniendo muchas transformaciones que incluyen deshidratación, degradación y condensación.

Estas reacciones promovieron la liberación de H₂O, CO, CO₂ y CH₄ a bajas temperaturas y, en consecuencia, la evolución de una mayor porosidad. Por lo tanto, el valor óptimo de la temperatura de carbonización se consideró como 400 °C para la activación de H₃PO₄.

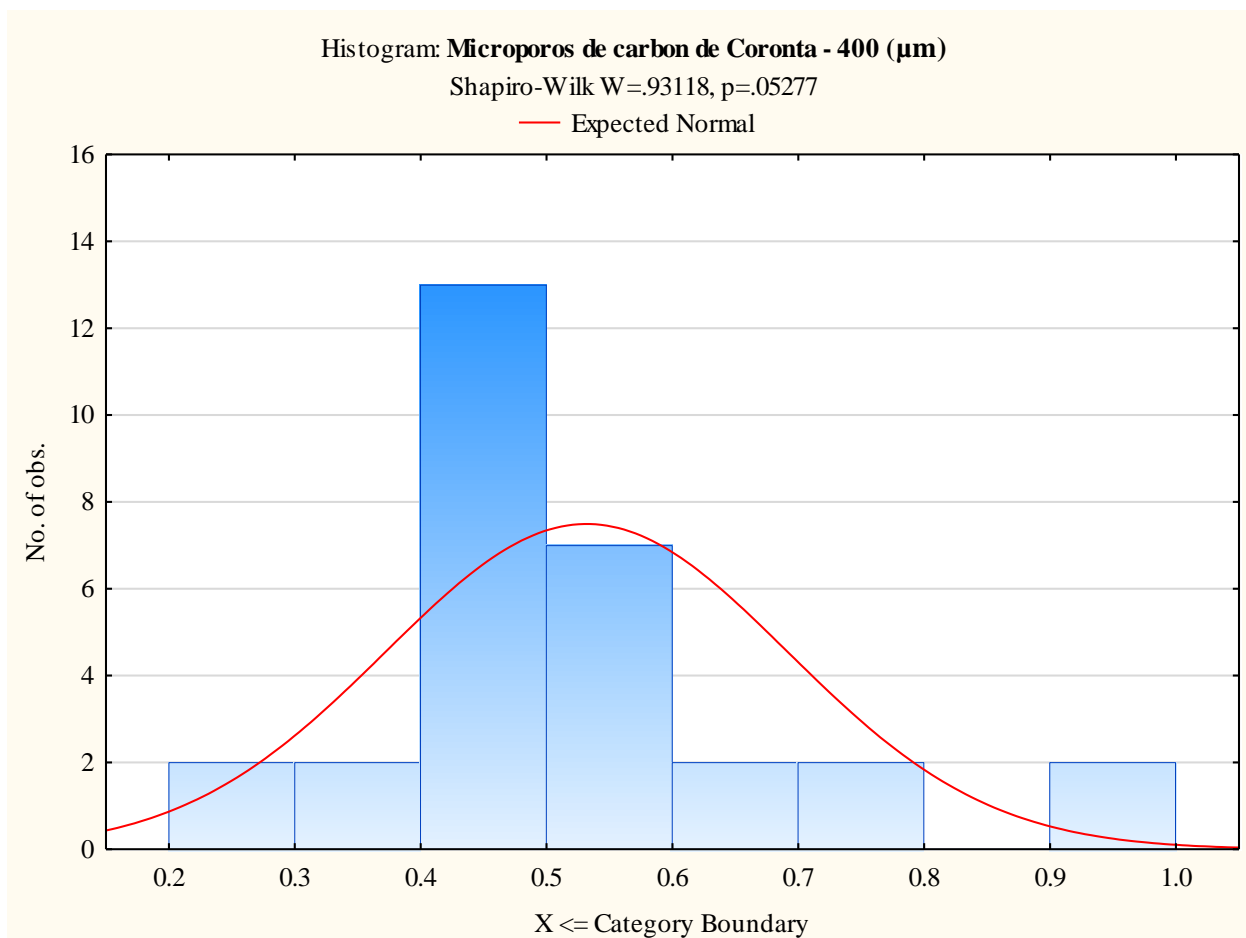


Figura 25. Resumen gráfico para Microporos de carbón de Coronta - 425 (µm)

La figura 25 se puede observar que el nivel de significancia para la prueba de normalidad de Shapiro – Wilk es 0.5277 mayor que 0.05 para los tamaños de poros; por lo tanto, se deduce que la distribución de los tamaños de poros tiene una distribución normal y un tamaño promedio de 0.532 µm.

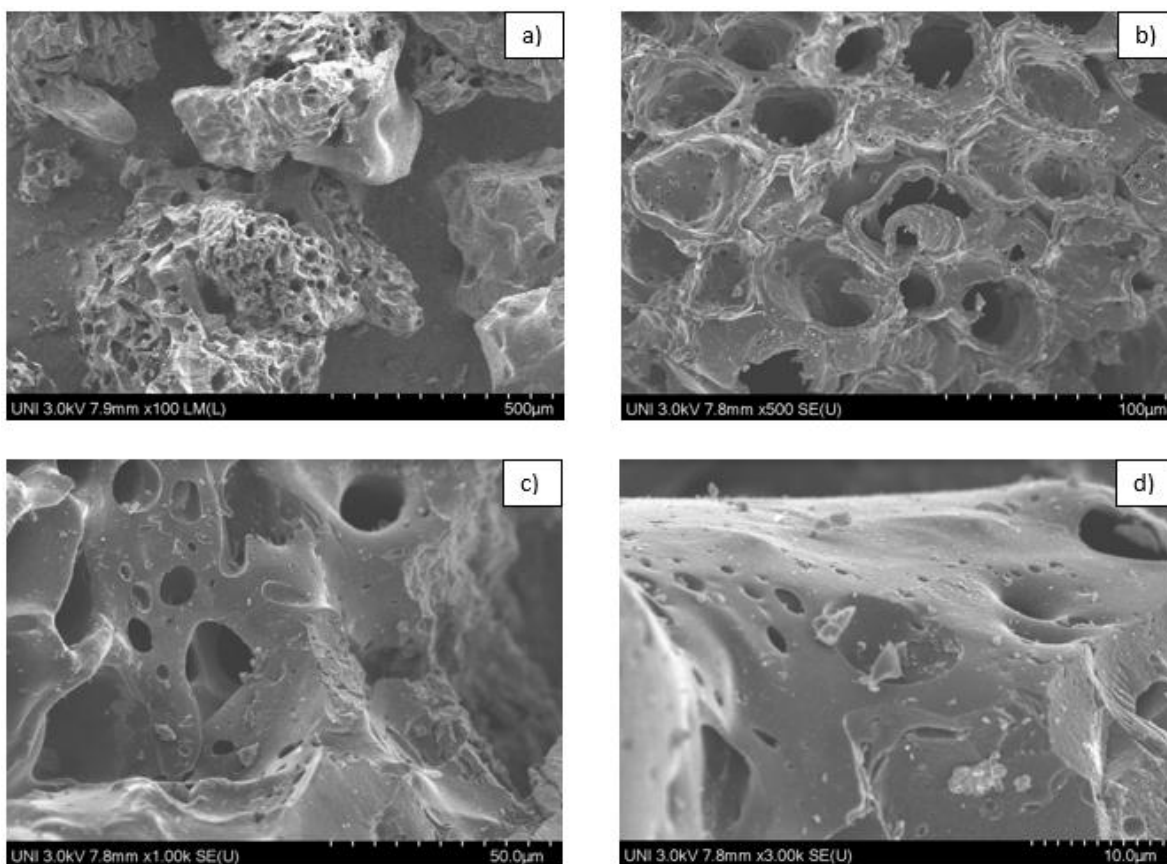


Figura 26. Morfología superficial del Carbón activo de 425 μm y pirolizado a 500 $^{\circ}\text{C}$

La figura 26 presenta el CA pirolizado a 500 $^{\circ}\text{C}$, donde se puede apreciar la formación de cavidades al igual que las anteriores gráficas; sin embargo, estas cavidades son irregulares, con restos de carbón sobre ella, las cuales se pueden deber a la desintegración del carbón y colapso y destrucción de las paredes de los poros por la temperatura alta; en la figura 26d) se observa una transición notable de micro a macro porosidad y poco profundos.

Se observó que el aumento de temperatura de pirolización 300, 400 y 500 $^{\circ}\text{C}$, la porosidad desarrollada aumenta de tal forma que los microporos se ensanchan produciendo una baja área superficial.

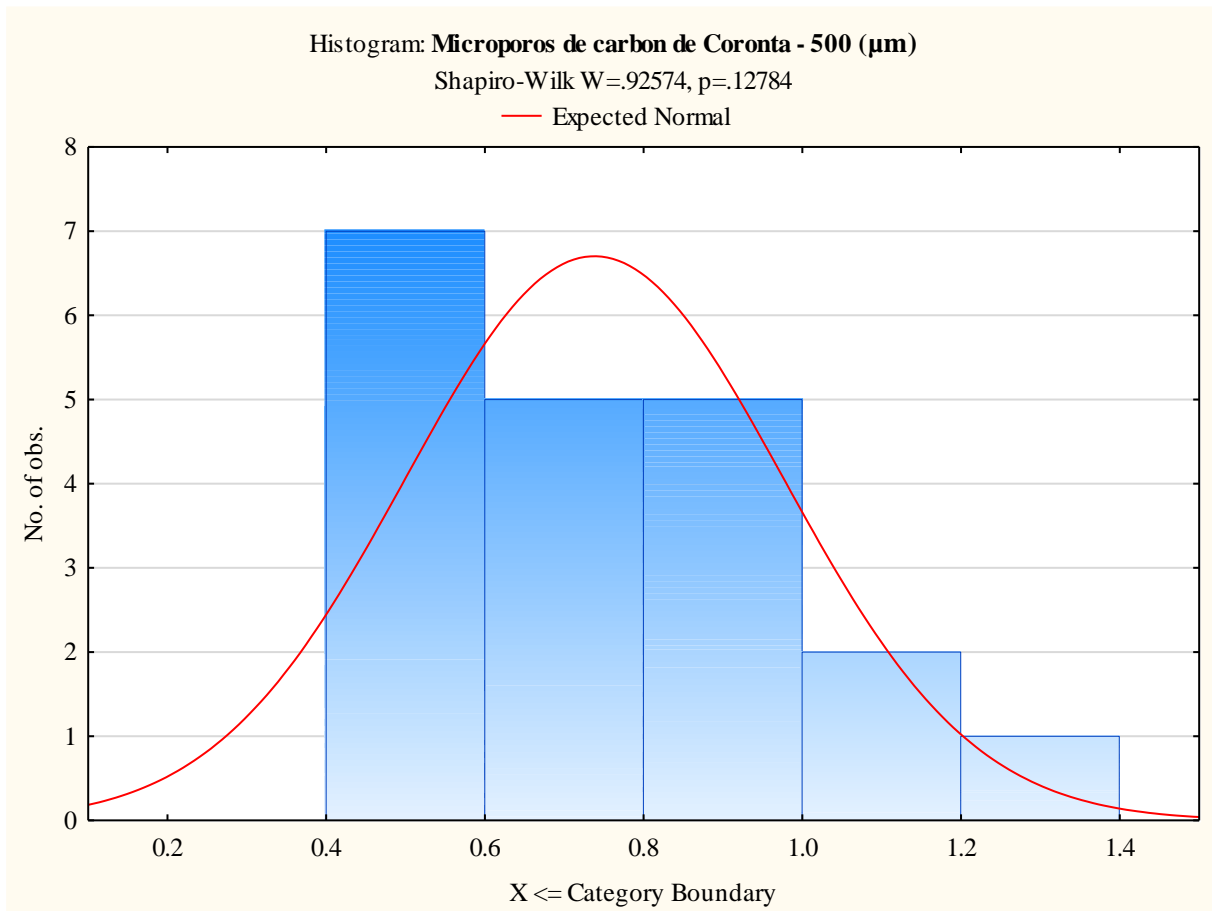


Figura 27. Resumen gráfico para Microporos de carbón de Coronta - 425 (μm)

La figura 27 se puede observar que el nivel de significancia para la prueba de normalidad de Shapiro – Wilk es 0.128 y mayor que 0.05 para los tamaños de poros; por lo tanto, se deduce que la distribución de los tamaños de poros tiene una distribución normal y un tamaño promedio de 0.738 μm .

4.3. Estudio de adsorción

4.3.1. Determinación del tiempo óptimo de contacto para la adsorción de plomo (Pb)

La evaluación de la influencia del tiempo de contacto necesario para alcanzar el equilibrio de adsorción de plomo, es elemental ya que contribuye a determinar la naturaleza de los procesos. Y para ello se consideró 0.5 gr de carbón activo, 50 ml de solución a pH 5.

Tabla 10

Adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de Maíz en función al tiempo

Diametro (µm)	Temperatura de pirolización (°C)	pH	Concentración Inicial Pb (mg/l)	Tiempo de contacto (hr)	Concentración final Pb (mg/l)	Remoción (%)
425	400	5	35	0.5	18.033	48.48
				1	6.987	80.04
				2	3.752	89.28
				3	3.066	91.24
				4	2.049	94.15

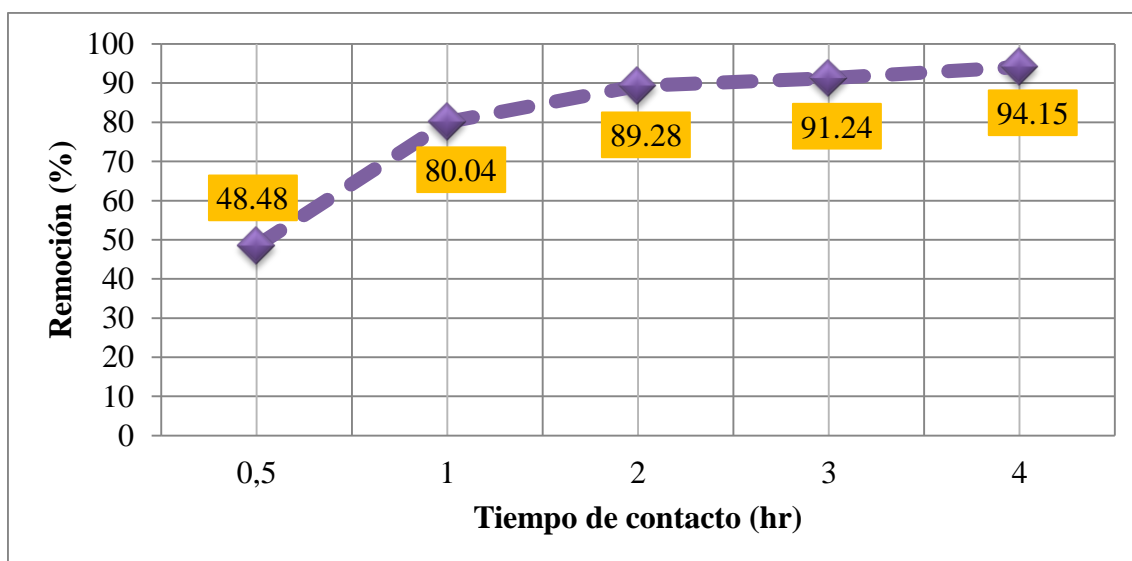


Figura 28. Concentración final de plomo luego del tratamiento a diferentes tiempos de contacto

Los resultados representados en la figura 28 muestra que casi el 50 % de iones de plomo se adsorbieron en los 30 primeros minutos, a una hora de tiempo de contacto se había adsorbido el 80 %, a 2 horas de tiempo de contacto al remoción aumento a 89% describiendo la adsorción como proceso relativamente rápido que sería ocasionado por la cantidad de centros activos para la unión con los iones de plomo a partir de entonces el proceso de adsorción fue lento con diferencias poco considerables, por ello, bibliografía y fines prácticos para los siguientes análisis se consideró 2 horas de tiempo de contacto.

(Chocata, 2018) Sugiere que la unión del plomo con los centros activos tiene lugar mayormente en la superficie del carbón activo, sin que sea mayoritario en el interior de los carbonos, después de este tiempo la concentración de iones de plomo se hace constante debido se hacen más escasos los centros activos estableciendo cierta dificultad para la unión con el ion de plomo y alcanzando a su saturación.

De la misma forma, a continuación se refiere a diversas investigaciones donde el tiempo de equilibrio se consigue en la segunda hora, así como (Opeolu, Bamgbose, Arowolo, & Adetunji, 2007) demuestran que el tiempo de contacto óptimo para remover plomo mediante biomasa de coronta de maíz es de 2 horas, ya que llega al equilibrio y su adsorción en adelante es insignificante; por otro lado también (Shekinah, Kadirvelu, Kanmani, Senthilkumar, & Subburam, 2002) removieron la máxima cantidad de iones de plomo, manteniéndose constante a partir de este punto, utilizando carbón activo de eichhornia crassipes; mientras que (Yarkandi, 2014) demuestra que el tiempo de equilibrio en la adsorción de plomo mediante bentonita americana y carbón activo es de 2 horas.

4.3.2. Determinación de la concentración inicial del metal

Los resultados del análisis se muestran en la tabla 10 e indican el comportamiento del carbón, con diferentes concentraciones iniciales de plomo

Tabla 11

Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 300 °C en función a la concentración inicial

TC (°C)	Dosis (g)	Volumen (l)	Concentración inicial Pb (mg/l)	Concentración final Pb (mg/l)	Remoción (%)	q _e (mg/g)
300	0.5	0.05	20	7.308	63.5	1.2692
			25	8.5615	65.8	1.64385
			30	9.1675	69.4	2.08325
			35	9.239	73.6	2.5761
			40	11.2315	71.9	2.87685
			45	17.2925	61.6	2.77075
			50	33.931	32.1	1.6069

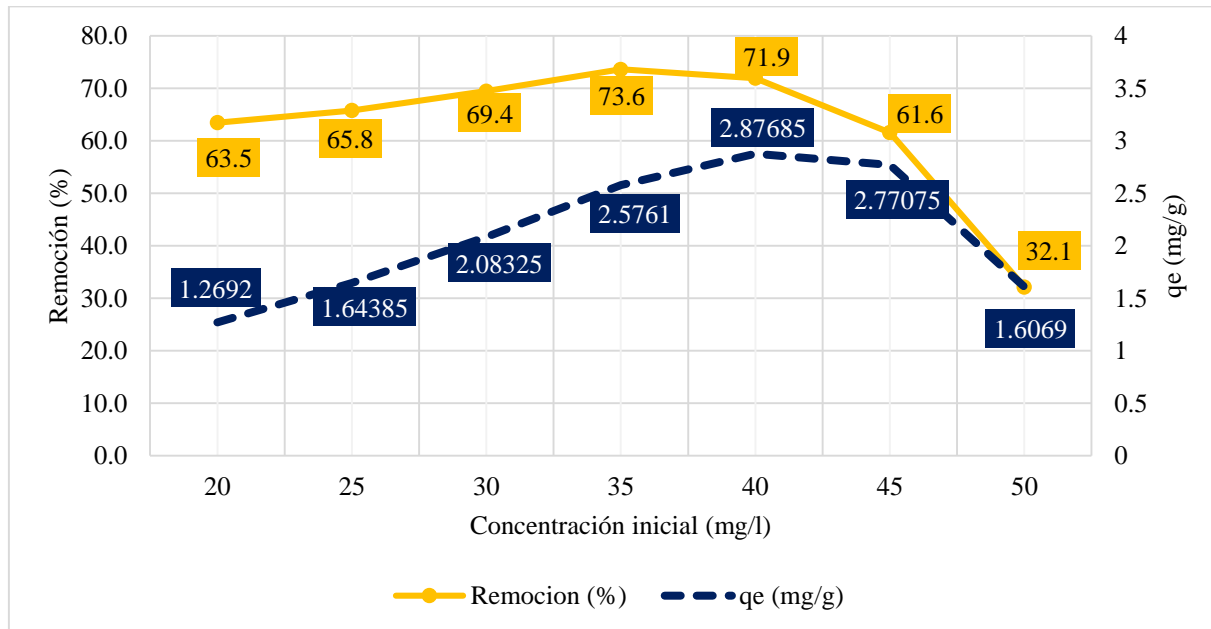


Figura 29. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 300 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales.

La concentración inicial de iones metálicos es un parámetro importante ya que la concentración de plomo cambia en amplia gama de efluentes. La figura 29 muestra los cambios en la tendencia de adsorción mediante carbón activo de coronta de maíz con variación en la concentración inicial de adsorbato en la solución y en condiciones experimentales definidas (pH 5, diámetro de partícula 425 μm , dosis de CA 0.5 gr, Tiempo de contacto 2 horas, Temperatura de pirolización de CA 300°C). El comportamiento de la adsorción representada en la figura 28 indica claramente la tendencia creciente de remoción de Pb en CA pirolizada a 300 °C (63.5% - 73.6%) y capacidad de adsorción (1.2692 – 2.8768mg/g) a medida que la concentración inicial de Pb (II) aumento de 20 a 35 mg/l y luego mostro una tendencia opuesta y finalmente se redujo a 32.1% de remoción y la capacidad de adsorción a 1.6069 mg/g. Sin embargo, esta remoción no coloco los resultados dentro de los estándares de calidad de agua.

De acuerdo a la figura 29 la concentración optima es de 35 alcanzando la máxima remoción, probablemente, el valor optimo está vinculado a la disponibilidad de plomo para cada carbón durante el proceso de adsorción y esta disponibilidad está vinculada a las propiedades de la superficie del CA y la composición de la solución (Especiación del plomo y el número de iones H+) lo que significa que cuando todos los sitios disponibles están ocupados, un aumento de la concentración inicial no dará como resultado un aumento en el porcentaje de remoción (plomo adsorbido). Dado que la cantidad de plomo adsorbido alcanzado en el CA corresponde a la cantidad máxima de Pb que puede ser adsorbida por el carbón (Brudey et al., 2016).

Tabla 12

Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 400 °C en función a la concentración inicial

TC (°C)	Dosis (g)	Volumen (l)	Concentracion inicial Pb (mg/l)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
400	0.5	0.05	20	7.6875	61.56	1.23125
			25	8.2815	66.87	1.67185
			30	9.9145	66.95	2.00855
			35	10.2725	70.65	2.47275
			40	11.494	71.27	2.8506
			45	11.7475	73.89	3.32525
			50	14.216	71.57	3.5784

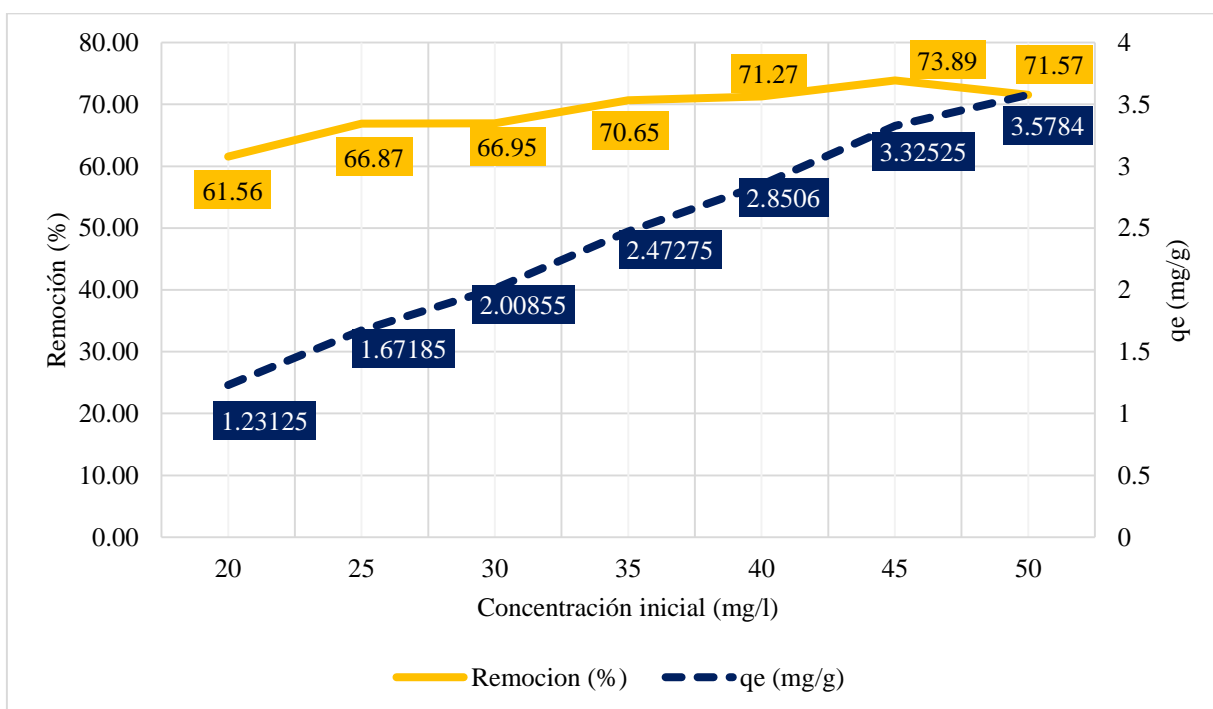


Figura 30. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 400 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales

La figura 30 muestra los cambios en la tendencia de adsorción mediante carbón activo de coronta de maíz con variación en la concentración inicial de adsorbato en la solución y en

condiciones experimentales definidas (pH 5, diámetro de partícula 425 μm , dosis de CA 0.5 gr, Tiempo de contacto 2 horas, Temperatura de pirolización de CA 400°C). El comportamiento de la adsorción representada en la figura 30 indica claramente la tendencia creciente de adsorción de Pb en CA pirolizada a 400 °C (61.56 - 73.89%) y capacidad de adsorción (1.23125 - 3.5784 mg/g) a medida que la concentración inicial de Pb aumento de 20 a 45 mg/l y luego mostro una tendencia opuesta reduciendo la remoción a 71.57% con un aumento de concentración de Pb a 50 mg/l. La mayor remoción fue de 73.89% logrando disminuir la concentración a 11.25mg/l, valor que se excede el estándar de calidad de agua.

Tabla 13

Adsorción de plomo mediante CA pirolizado a 500 °C en función a la concentración inicial

TC (°C)	Dosis (g)	Volumen (l)	Concentracion inicial Pb (mg/l)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
500	0.5	0.05	20	2.655	86.73	1.7345
			25	3.399	86.40	2.1601
			30	5.7915	80.70	2.42085
			35	7.8555	77.56	2.71445
			40	11.696	70.76	2.8304
			45	14.426	67.94	3.0574
			50	17.273	65.45	3.2727

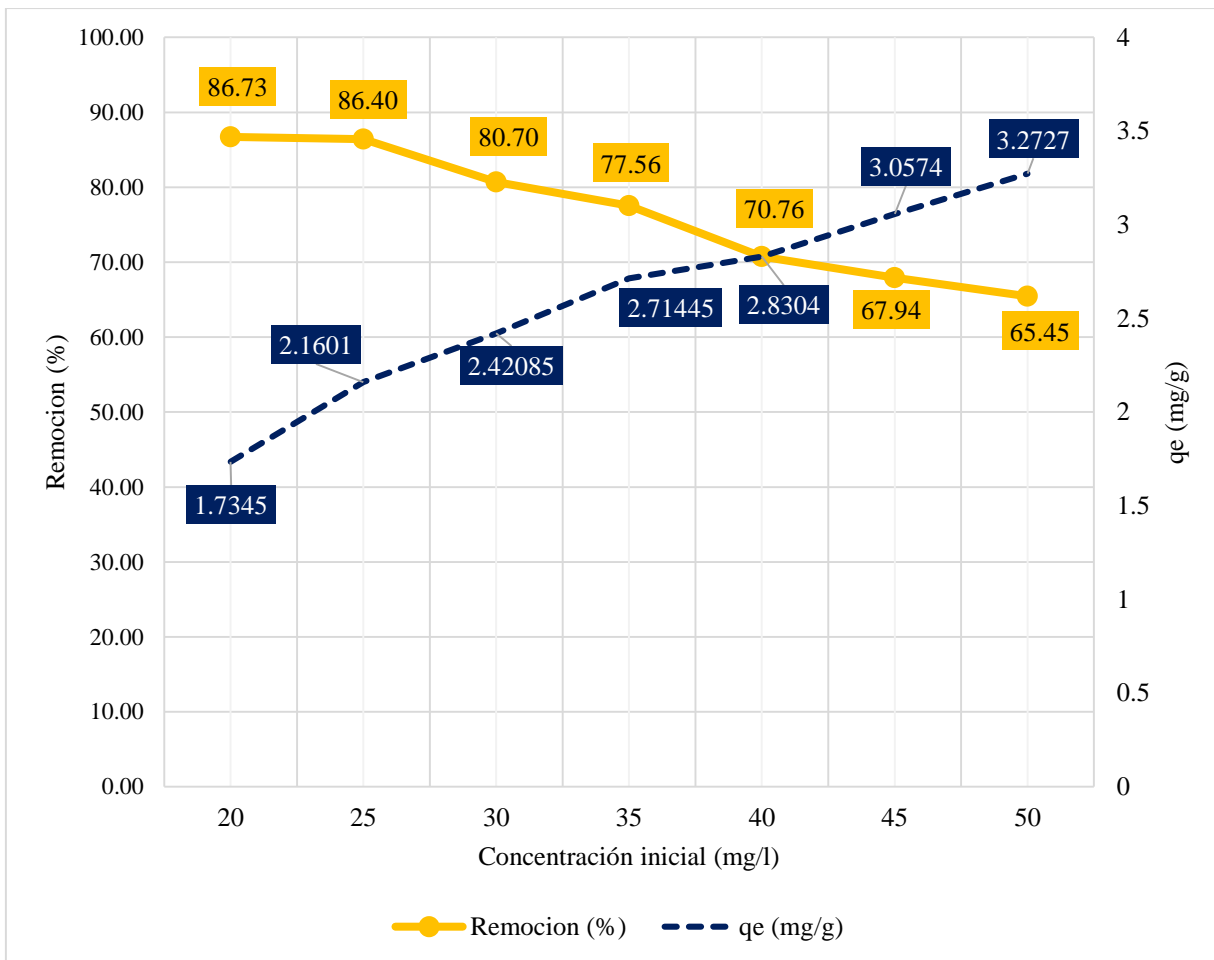


Figura 31. Estudio del comportamiento de la remoción de Pb con CA pirolizado a 500 °C de soluciones a diferentes concentraciones iniciales

La figura 31 muestra los cambios en la tendencia de adsorción mediante carbón activo de coronta de maíz con variación en la concentración inicial de adsorbato en la solución y en condiciones experimentales definidas (pH 5, diámetro de partícula 425 μm , dosis de CA 0.5 gr, Tiempo de contacto 2 horas, Temperatura de pirolización de CA 500°C). El comportamiento de la adsorción representada en la figura 14 indica la tendencia descendente de adsorción de Pb (II) en CA pirolizado a 500 °C (86.7 – 65.5%) y capacidad de adsorción (1.7345 – 3.2727 mg/g) a medida que la concentración inicial de Pb (II) de 20 a 50 mg/l. En la cual con un 87% de remoción lograda se redujo hasta 2.6 mg/l el cual aún se encuentra sobre el estándar de calidad

de agua. El análisis del porcentaje de remoción versus la concentración inicial de iones de Pb mostro que el porcentaje de remoción disminuyo con el aumento de la concentración inicial de adsorbato, pero la capacidad de adsorción aumento. A concentraciones más bajas de iones metálicos, el número de iones de plomo presente en la solución es menor en comparación con los sitios disponibles en el adsorbente. Sin embargo, a concentraciones más altas, los sitios disponibles para la adsorción disminuyen y el porcentaje de remoción depende de la concentración inicial (Opeolu, Bamgbose, Arowolo, & Adetunji, 2007) (Jeyakumar & Chandrasekaran, 2014).

4.3.3. Determinación de la temperatura de pirolización

Tabla 14

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
20	0.5	0.05	300	7.308	63.46	1.2692
			400	7.6875	61.56	1.23125
			500	2.655	86.73	1.7345

Tabla 15

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
25	0.5	0.05	300	8.5615	65.75	1.64385
			400	8.2815	66.87	1.67185
			500	3.399	86.40	2.1601

Tabla 16

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
30	0.5	0.05	300	9.1675	69.44	2.08325
			400	9.9145	66.95	2.00855
			500	5.7915	80.70	2.42085

Tabla 17

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
35	0.5	0.05	300	9.239	73.60	2.5761
			400	10.2725	70.65	2.47275
			500	7.8555	77.56	2.71445

Tabla 18

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
40	0.5	0.05	300	10.167	74.58	2.9833
			400	11.494	71.27	2.8506
			500	11.696	70.76	2.8304

Tabla 19

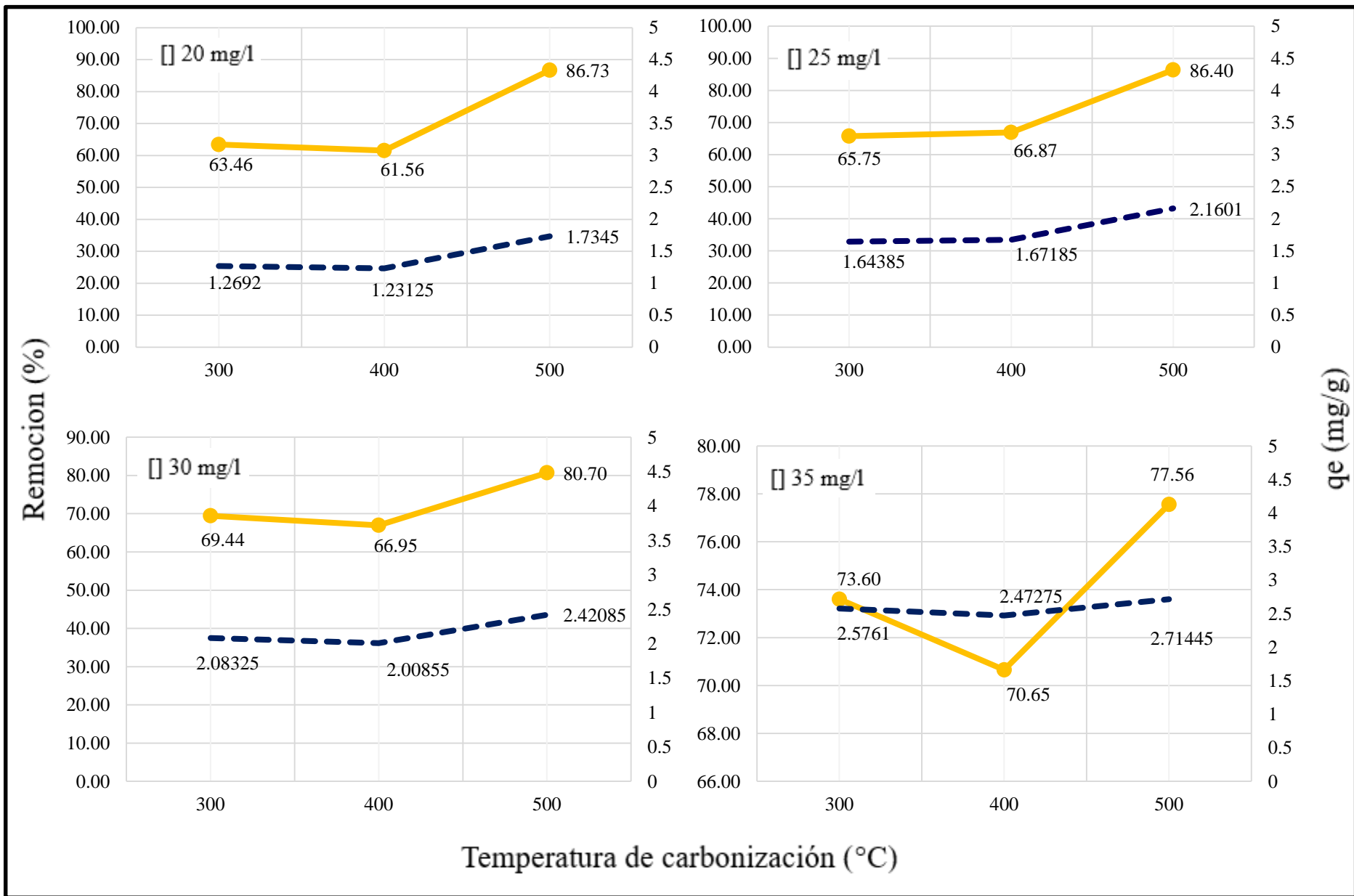
Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
45	0.5	0.05	300	17.2925	61.57	2.77075
			400	11.7475	73.89	3.32525
			500	14.426	67.94	3.0574

Tabla 20

Adsorción de plomo mediante CA en función a la temperatura de pirolización

Concentracion inicial Pb (mg/l)	Dosis (g)	Volumen (l)	TC (°C)	Concentracion final Pb (mg/l)	Remoción (%)	qe (mg/g)
50	0.5	0.05	300	33.931	32.14	1.6069
			400	14.216	71.57	3.5784
			500	17.273	65.45	3.2727



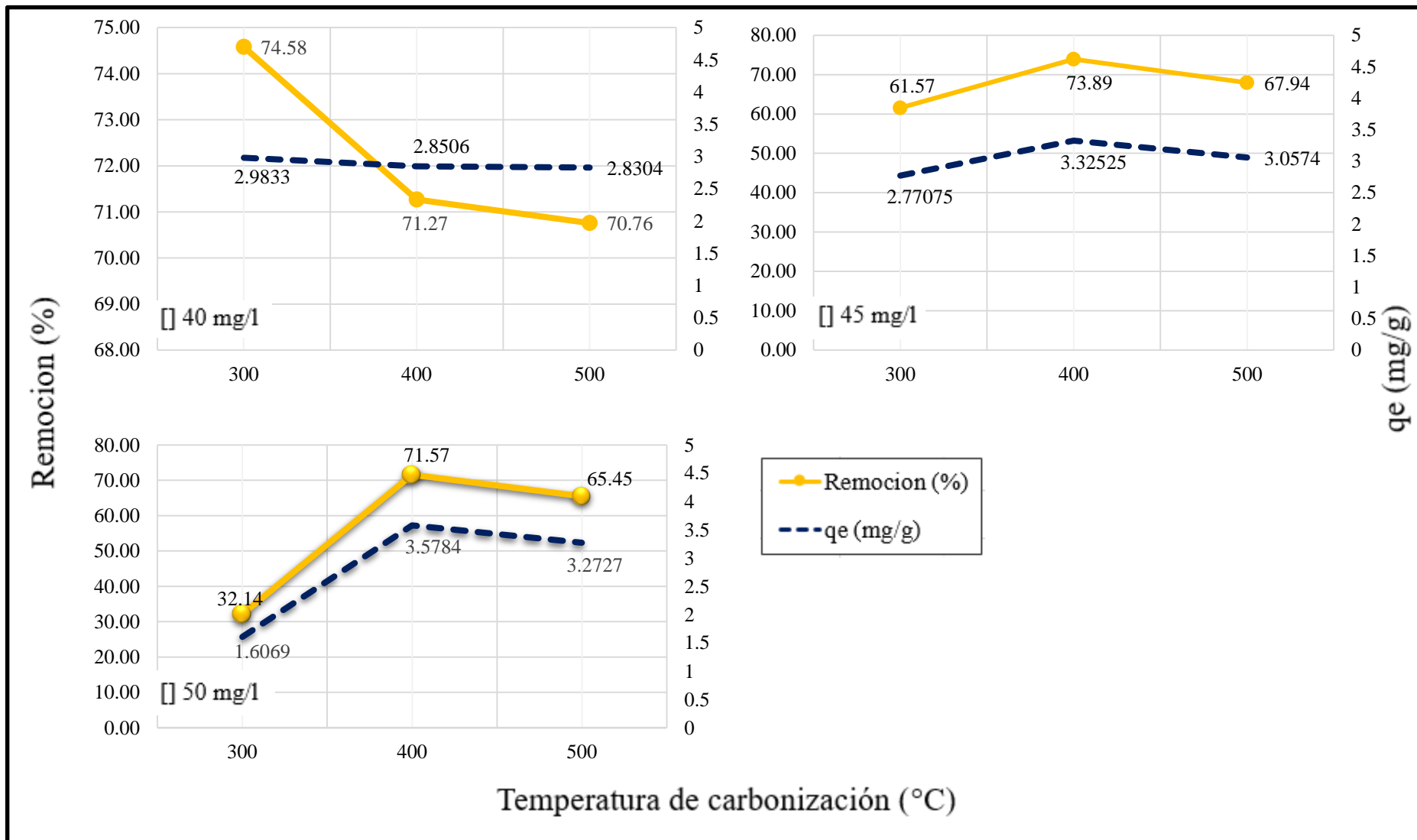


Figura 32. Estudio del comportamiento de la remoción y la capacidad de remoción de Pb por CA desde una solución a diferentes concentraciones iniciales en función a la temperatura de pirólisis

La figura 32 representa el efecto de la temperatura de pirolización en la remoción de plomo de los CA de coronta de maíz con diferentes concentraciones iniciales.

En cuanto al CA pirolizado a 300 °C, la remoción aumento de 63.46 a 74.58% mientras que la capacidad de adsorción va de 1.27 a 2.98 mg/g a medida que aumenta la concentración inicial de 20 a 40 mg/l, y posterior a la tendencia creciente, disminuyo a 32.14 % con capacidad de adsorción de 1.61 mg/g a concentración inicial de 50 mg/l. Por otro lado, el CA pirolizado a 500 °C, muestra comportamiento de remoción descendente de 86.73 a 65.45% mientras que la capacidad de adsorción aumento de 1.73 a 3.27 mg/g con el aumento de la concentración inicial de 20 a 50 mg/l.

Varios investigadores han establecido que la temperatura de pirolización optima es de 450 °C para la preparación de CA a partir de residuos agrícolas mediante la activación con ácido fosfórico (H₃PO₄) (Daifullah & Girgis, 2003). En el presente estudio el comportamiento de la remoción de plomo (va desde 61.56 a 73.89 % a concentración inicial de la solución de 20 a 45 mg/l) y capacidad de adsorción (1.23 a 3.58 mg/l encontrándose en este proceso la mayor capacidad de adsorción) mediante CA pirolizado a 400 °C se mantuvo constante por el desarrollo significativo de la red microporosa; la capacidad de adsorción lograda por el CA pirolizado a 400 °C de una solución con concentración inicial de 45 mg/l fue poco mayor a la capacidad de adsorción lograda por el CA pirolizado a 500 °C pero desde una solución de concentración inicial de 50 mg/l.

Estudios anteriores (Diao et al., 2002; Gottipati, 2012; Liou, 2010) informaron una reducción de la porosidad con el aumento de la temperatura, que se atribuyó a la descomposición de la estructura de micro poros que por consiguiente resulta en un área superficial interna baja.

Gottipati (2012) corrobora que temperaturas de pirolización superior de 500 °C el volumen de poros disminuyen, lo que posiblemente se deba al colapso de los micro poros formados a baja temperatura y a la intensa combustión de carbono, que conduce al ensanchamiento de los poros y la destrucción de las paredes del poro, que resulta en un disminución del volumen de poros. Acotando a ello (Bouchemal, Belhachemi, Merzougui, & Addoun, 2009; Kalpana & Lee, 2016; Sánchez-Cantú, Janeiro-Coronel, Galicia-Aguilar, & Santamaría-Juárez, 2018; Yashim, Razali, Saadon, & Rahman, 2016) coinciden que el uso de ácido fosfórico (H₃PO₄) como agente activante generan una meso porosidad en el material y cambia en especies fosfatadas y esteres poli fosfatados de gran tamaño la cual forma una capa que actúa como barrera que protege al estructura porosa de una posible oxidación excesiva pero esta se rompe cuando ocurre una disminución del volumen de los poros.

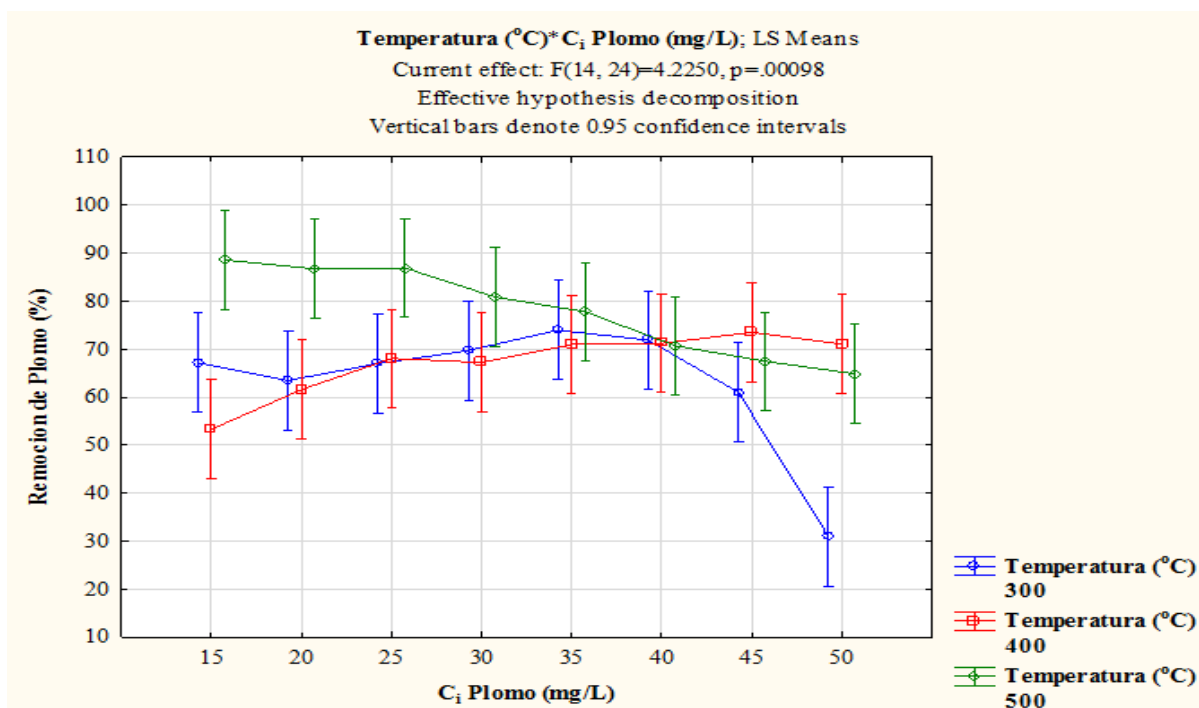


Figura 33. Comportamiento de la remoción de Pb mediante carbón activo de coronta de maíz

La figura 33 representa el comportamiento del carbón activo y su eficiencia en la remoción del plomo, el CA pirolizado a 500°C tiene el mayor y más constante remoción, bordeando los 90% como máximo y 65% como mínimo, mostrando una disminución a medida que aumenta la concentración inicial, mientras que el carbón activo pirolizado a 400 °C tiene una creciente remoción iniciando con alrededor de 55% que viene a ser la más baja lo que va aumentando hasta un 75%; por otro lado el carbón pirolizado a 300 °C tiene un comportamiento más variable que inicia alrededor de 70%, en los siguientes análisis se incrementa hasta un 75% de donde cae hasta un 30%. Sin embargo, a pesar de la eficiencia notoria los valores se encuentran sobre el estándar de calidad ambiental.

4.4. Análisis estadístico DOE factorial 3² simulación y predicción de adsorción de plomo por superficie de respuesta

Para realizar el ajuste del modelo obtenido se realizó, un análisis de varianza, a partir del cual se determinó que el modelo aplicado fue significativo ($p < 0.05$). La figura 34 muestra que el modelo resulta estadísticamente significativo, para todos los parámetros salvo la temperatura de pirolización cuadrática, el parámetro que tiene mayor efecto significativo es la temperatura de pirolización lineal, seguido por la interacción de la temperatura de pirolización cuadrática y la concentración inicial de plomo lineal, la concentración inicial de plomo lineal seguido de la cuadrática, seguido por la interacción de la temperatura de pirolización lineal con concentración inicial de plomo cuadrático.

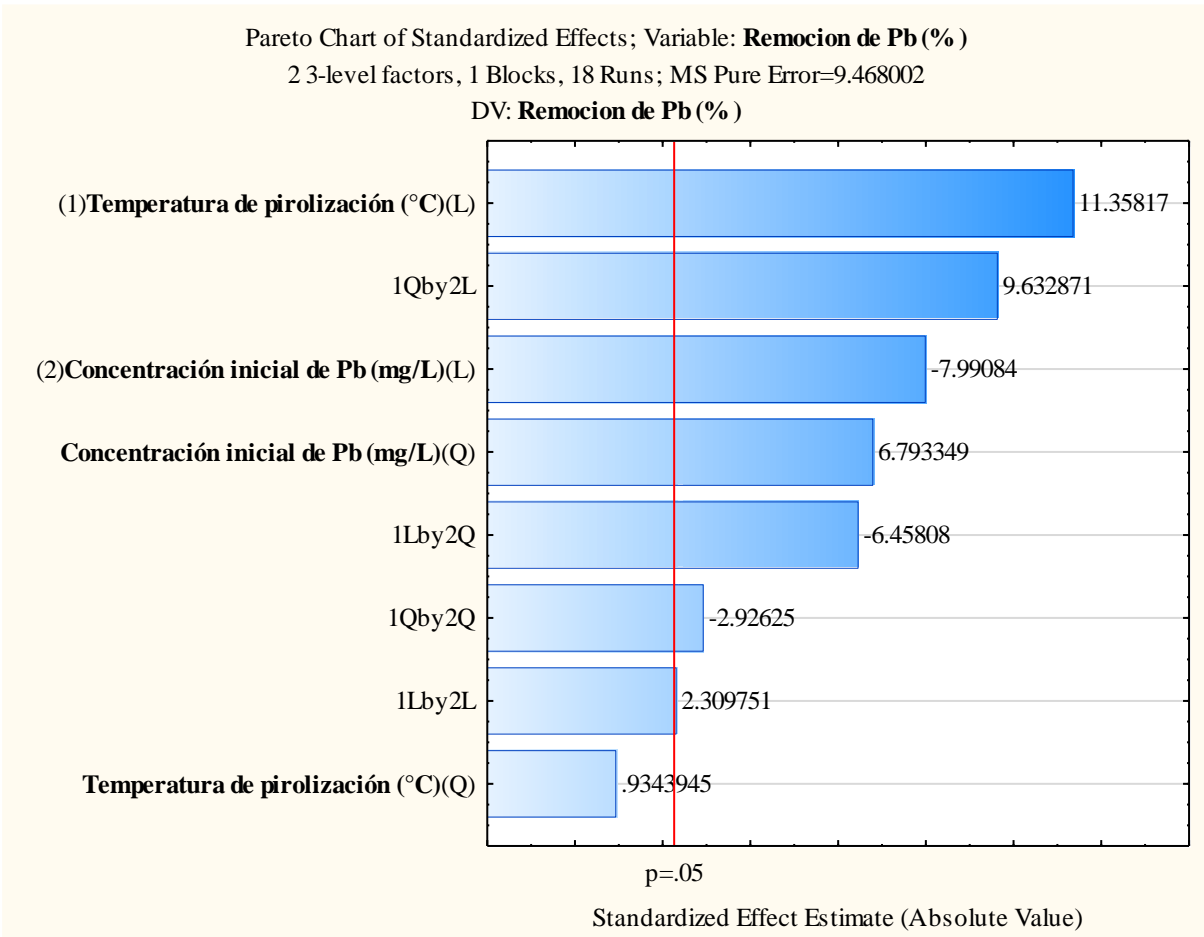


Figura 34. Diagrama de Pareto; Significancia de parámetros en la adsorción de plomo

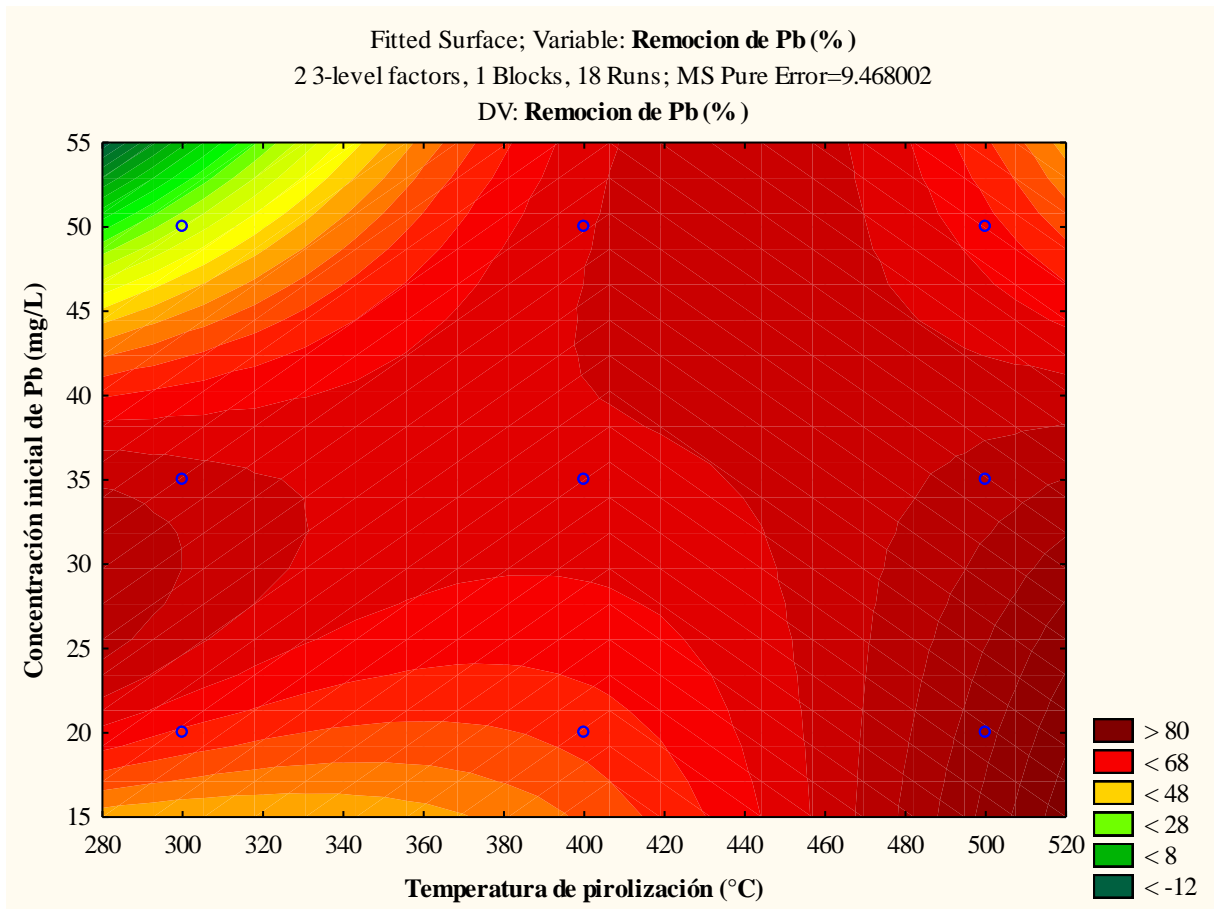


Figura 35. Predicción de la adsorción de plomo por superficie de respuesta

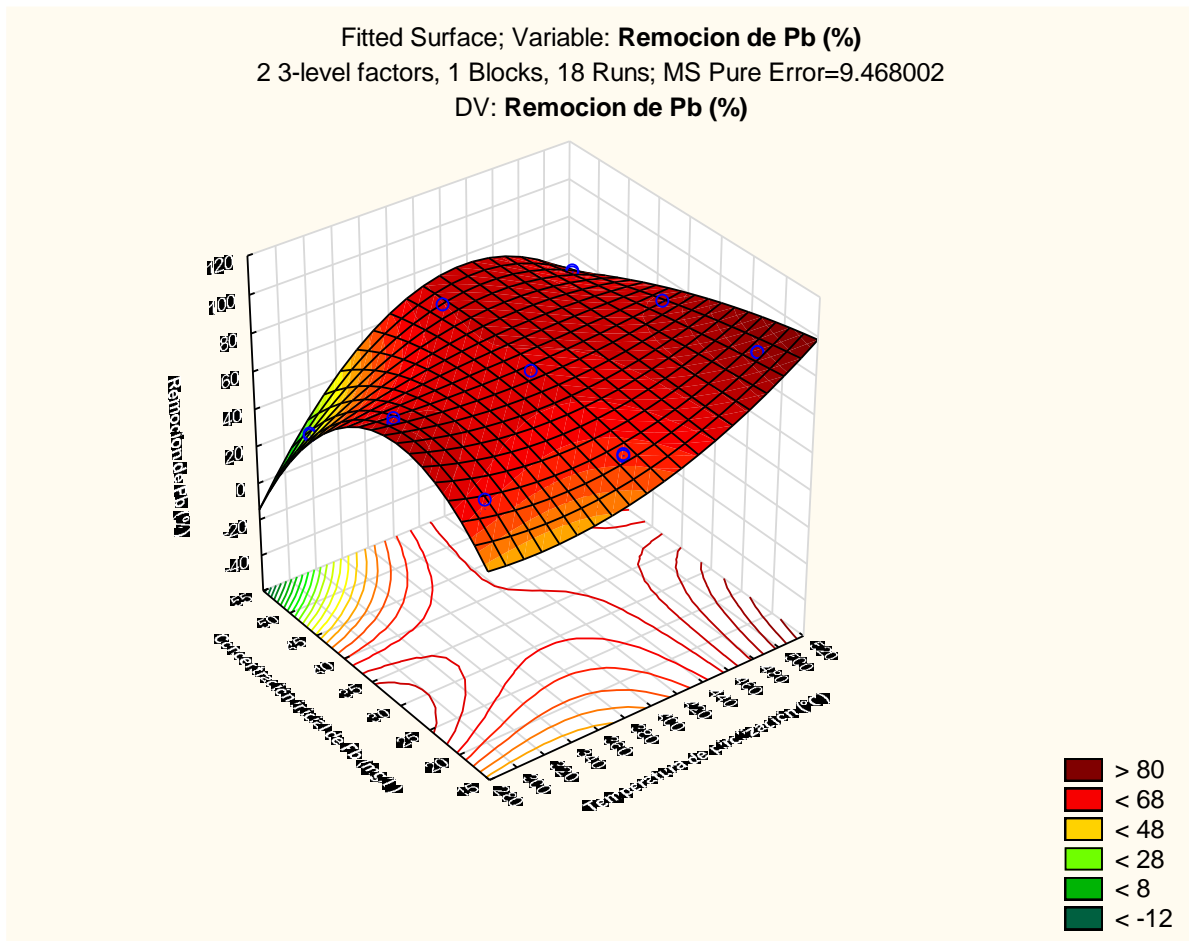


Figura 36. Predicción de la adsorción de plomo por superficie de respuesta

La figura 35 y 36 representa gráficamente la simulación para la optimización de los parámetros de temperatura de pirolización y concentración inicial del plomo que inciden en la variable respuesta (remoción de plomo), se puede observar dos intervalos; el primero que a un intervalo de 25 a 35 mg/l de concentración inicial y temperatura de 280 – 300 °C, el segundo a un intervalo de 15 a 38 mg/l de concentración inicial y temperatura de pirolización mayores de 470°C la adsorción es mayor a 80%, quiere decir que el punto de optimización es a una temperatura mayores a 520 °C y a una concentración inicial entre 20 – 25 mg/l la remoción del plomo será mayores al 80%; resultados similares obtienen (Diao et al., 2002; Kalpana & Lee, 2016; Liou, 2010).

5. CAPITULO V

CONCLUSIONES

En base a los objetivos planteados en el presente estudio de investigación y mediante la determinación de los resultados tomados del análisis se llegan a las siguientes conclusiones:

- Se evaluó la eficiencia del carbón activo producido diferentes temperaturas de pirolización; a una temperatura de pirolización de 500 °C y concentración inicial de la solución de 20 mg/l fue más eficiente entre tratamientos de las mismas condiciones; mientras que el tratamiento más eficiente con carbón activo pirolizado a 300 °C se obtuvo a una concentración inicial de 40 mg/l donde se logró una remoción de 74.58 %. Sin embargo, el carbón activo pirolizado a 400 °C removió el 73,9% desde una solución con concentración inicial de 45 mg/l. En cuanto a la simulación de predicción de superficie de respuesta, el parámetro más influyente es la temperatura; la eficiencia de adsorción de plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas con relaves mineros de Tamboraque fue de 86.73%.
- Se determinó que las condiciones operativas óptimas para la adsorción de plomo fueron a temperatura de pirolización de 500 °C y concentración inicial de 20 mg/l con las cuales logro una remoción superior.
- Se caracterizó físicamente el carbón activo pirolizado a una temperatura de 300 °C el cual desarrollo poros promedio de 1.087 μm ; mientras que el carbón activo pirolizado a una temperatura de 400 °C presento una porosidad de 0.532 μm de media categorizada por el IUPAC como microporos; mientras que los carbonos activos pirolizado a 500 °C

presento una micro porosidad promedio de 0.738 μm ; por otro lado también se caracterizó químicamente, el cual muestra los grupos funcionales identificados mediante el análisis de espectroscopia infrarroja de transformada de Fourier fueron el grupo hidroxilos y aminas, predominantes en la superficie del carbón activo de coronta de maíz. Sin embargo, también se identificó la presencia de grupos fosfóricos.

- Se evaluó la capacidad de adsorción de plomo del carbón activo, donde se logró una máxima capacidad de adsorción de 3.58 mg/g obtenido del tratamiento con carbón activo pirolizado a 400°C desde una solución inicial de 50mg/l; respecto a lo logrado (2.88 mg/g desde una solución de 40mg/l y 3.28 mg/g desde 50mg/l) por los carbones activos pirolizado a 300 y 500 °C.

RECOMENDACIONES

- Llevar el estudio a escala piloto en la que se realice la fijación del lecho a la columna o como capa, considerando variables como caudal, y tiempos de retención más amplios.
- Evaluar la influencia de otros iones metálicos en la adsorción de plomo (II) tratados con carbón activo de coronta de magíz
- Usar sistemas más complejos como puede ser diversas especies metálicas en simultáneo o aguas netamente naturales.
- Evaluar el efecto de tratamiento a otros parámetros como microbiológicos

REFERENCIAS

- Abdel -Aty, A. M., Ammar, N. S., Abdel Ghafar, H. H., & Ali, R. K. (2013). Biosorption of cadmium and lead from aqueous solution by fresh water alga *Anabaena sphaerica* biomass. *Journal of Advanced Research*, 4(4), 367–374.
<https://doi.org/10.1016/j.jare.2012.07.004>
- Ahluwalia, S. S., & Goyal, D. (2007). Microbial and plant derived biomass for removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, 98(12), 2243–2257.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.006>
- Ale Borja, N., Garcia Villegas, V., Yipmantin Ojeda, A., Guzmán Lezama, E., & Maldonado García, H. (2015). Estudio de la cinética de biosorción del plomo (II) en alga (*Ascophyllum Nodosum*). *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 81(3), 212–223.
- Amirnia, S. (2015). *Biosorption Processes for Removal of Toxic Metals from Wastewaters*. (July).
- B, V. (1990). Biosorption of heavy metals. *Boca Raton, FL: CRC Press*, 396.
- Bedregal, P., Mendoza, P., Ubillus, M., Montoya, E., & Airas, R. (2010). *Evaluación de las aguas del río Rimac en Lima , Perú , utilizando el Índice de Calidad de Agua (ICA) Resumen*. 13–19.
- Bouchemal, N., Belhachemi, M., Merzougui, Z., & Addoun, F. (2009). The effect of temperature and impregnation ratio on the active carbon porosity. *Desalination and Water Treatment*, 10(1–3), 115–120. <https://doi.org/10.5004/dwt.2009.828>

- Bruce, 2011. (2013). 濟無No Title No Title. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 53(9), 1689–1699. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Brudey, T., Largitte, L., Jean-Marius, C., Tant, T., Dumesnil, P. C., & Lodewyckx, P. (2016). Adsorption of lead by chemically activated carbons from three lignocellulosic precursors. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 120, 450–463. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2016.06.018>
- Brumfiel, G. (2013). Nanotechnology: A little know ledge nature. *New Scientist*, 218(424), 246–248. [https://doi.org/10.1016/S0262-4079\(13\)61185-9](https://doi.org/10.1016/S0262-4079(13)61185-9)
- Cabreros Salinas, J. A. (2011). *Estudio de Pre-Factibilidad para la Recuperación de Agua a Partir de Relaves de Gran Minería de Cobre Mediante la Tecnología de Relaves Espesados*. 16.
- Carranza, C. C. (2010). Calidad del agua en la cuenca del río Rímac , sector de San Mateo , afectado por las actividades mineras Water quality in the basin the Rimac river , sector of san mateo , affected by mining activities. *Revista Del Instituto de Investigación de La Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalurgica y Geográfica*, 13(25), 87–94. Retrieved from <http://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/iigeo/article/view/399%0Ahttp://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/797>
- Castro-Silva, M. A., De Souza Lima, A. O., Gerchenski, A. V., Jaques, D. B., Rodrigues, A. L., De Souza, P. L., & Rörig, L. R. (2003). Heavy metal resistance of microorganisms isolated from coal mining environments of Santa Catarina. *Brazilian Journal of*

Microbiology, 34(SUPPL. 1), 45–47. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822003000500015>

Daifullah, A. A. M., & Girgis, B. S. (2003). Impact of surface characteristics of activated carbon on adsorption of BTEX. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 214(1–3), 181–193. [https://doi.org/10.1016/S0927-7757\(02\)00392-8](https://doi.org/10.1016/S0927-7757(02)00392-8)

Diao, Y., Walawender, W. P., & Fan, L. T. (2002). Activated carbons prepared from phosphoric acid activation of grain sorghum. *Bioresource Technology*, 81(1), 45–52. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00100-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00100-6)

Díaz, W. J. (2016). *Contaminación del ecosistema en San Mateo de Huanchor por los pasivos ambientales minero metalúrgicos y su impacto en la salud de los pobladores*. 12, 13.

Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., & Sokono, Y. (2014). Cambio climático 2014. *Resumen Para Las Responsabilidades Políticas*, 33. <https://doi.org/10.1256/004316502320517344>

El-Naggar, N. E. A., Hamouda, R. A., Mousa, I. E., Abdel-Hamid, M. S., & Rabei, N. H. (2018). Biosorption optimization, characterization, immobilization and application of *Gelidium amansii* biomass for complete Pb²⁺ removal from aqueous solutions. *Scientific Reports*, 8(1), 1–19. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31660-7>

Eugenia, M., Tanaka, P., Paúl, J., & Frisancho, P. (2010). *Cinética de la bioadsorción de iones cadmio (ii) y plomo (ii) de soluciones acuosas por biomasa residual de café (Coffea arabica L .) Biosorption kinetic of cadmium (II) And lead (II) Ions from aqueous solutions by biomass residual of*. 76(Ii), 279–292.

Figueira, M. M., Volesky, B., Azarian, K., & Ciminelli, V. S. T. (2000). Biosorption column

performance with a metal mixture. *Environmental Science and Technology*, 34(20), 4320–4326. <https://doi.org/10.1021/es0010271>

Gaur, N., Kukreja, A., Yadav, M., & Tiwari, A. (2018). Adsorptive removal of lead and arsenic from aqueous solution using soya bean as a novel biosorbent: equilibrium isotherm and thermal stability studies. *Applied Water Science*, 8(4), 1–12. <https://doi.org/10.1007/s13201-018-0743-5>

Gottipati, R. (2012). Preparation and Characterization of Microporous Activated Carbon from Biomass and its Application in the Removal of Chromium (VI) from Aqueous Phase Department of Chemical Engineering. *Preparation and Characterization of Microporous Activated Carbon from Biomass and Its Application in the Removal of Chromium (VI) from Aqueous Phase Department of Chemical Engineering*, (January), 215. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.06.009>

Haimour, N. M., & Emeish, S. (2006). Utilization of date stones for production of activated carbon using phosphoric acid. *Waste Management*, 26(6), 651–660. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.08.004>

Hossain, A. (2013). *Development of novel biosorbents in removing heavy metals from aqueous solution*.

Hu, Z., & Srinivasan, M. P. (2001). *Mesoporous high-surface-area activated carbon*. 43, 267–275.

Kalpana, D., & Lee, Y. S. (2016). Effects of temperature and pore structure on high surface area-activated carbon obtained from peanut shells. *Journal of Nanoscience and*

Nanotechnology, 16(3), 2950–2955. <https://doi.org/10.1166/jnn.2016.12464>

Kariuki, Z., Kiptoo, J., & Onyancha, D. (2017). Biosorption studies of lead and copper using rogers mushroom biomass ‘*Lepiota hystrix*.’ *South African Journal of Chemical Engineering*, 23, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2017.02.001>

Kratochvil, D., & Volesky, B. (1998). Advances in the biosorption of heavy metals. *Trends in Biotechnology*, 16(7), 291–300. [https://doi.org/10.1016/S0167-7799\(98\)01218-9](https://doi.org/10.1016/S0167-7799(98)01218-9)

Liou, T. H. (2010). Development of mesoporous structure and high adsorption capacity of biomass-based activated carbon by phosphoric acid and zinc chloride activation. *Chemical Engineering Journal*, 158(2), 129–142. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.12.016>

Luisa, V., F, U. M., Nancy, G., Marittza, F., & Verónica, V. (2016). *El Bagazo De Caña Como Biosorbente*. 43–49.

Maíz, D. E. M. D. E. (2016). De soluciones acuosas usando biomasa modificada study of lead divalent biosorption from aqueous solutions using corn cob biomass modified (*zea mays*). 82(4).

Marcos, L., & Edgar, A. (2018). *Administración estratégica para el tratamiento de aguas ácidas de mina mediante humedales artificiales en Nyrstar Coricancha S . A .*

Mendoza, E. J. (2012). *Remoción de PB (II) de soluciones mediante carbón activado: experimentos en lotes*. (Ii), 51.

MEM. (1997). Evaluación ambiental territorial de la cuenca del Río Rimac. 14.

- MINEM. (2018). *Anuario Minero 2018*. 99. Retrieved from www.gob.pe/minem
- Moreno-Castilla, C., & Rivera-Utrilla, J. (2001). Carbon materials as adsorbents for the removal of pollutants from the aqueous phase. *MRS Bulletin*, 26(11), 890–894.
<https://doi.org/10.1557/mrs2001.230>
- Moreno, F. H., García, E. M., León, V. Q., & Arévalo, F. H. (2012). Contaminación por metales pesados en la Cuenca del Río Moche, 1980 – 2010, La Libertad – Perú. *Scientia Agropecuaria*, 3(3), 235–247.
- Naturales, R., María, A., Valderrama, T., Cobre, D. E., Manganeso, C. Y., Cascara, C. O. N., ... La, A. D. E. (2016). *Universidad Nacional del Callao Facultad de Ingeniería Ambiental y Recursos Naturales*.
- Nava-Ruíz, C., & Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Archivos de Neurociencias*, 16(3), 140–147.
- Optar, P., Grado, E. L., Maestra, A. D. E., Ciencias, E. N., Mención, C. O. N., Ambiente, M. Y. M., & Perú, L. (2011). *Universidad nacional de ingeniería*.
- Orellana, J. (2005). Tratamiento de las aguas. Unidad Temática N°6. *Ingeniería Sanitaria*, 1–123.
- Rentería Villalobos, M., Ramírez Marfil, L., Aguilar Palma, N., Rubio Arias, H., Pinedo Álvarez, C., & Sánchez Verín, C. V. (2014). Remoción de plomo en solución acuosa por cáscara de naranja (*Citrus sinensis*). *Investigación y Ciencia*, 22(62), 5–10.

- Rodríguez-Heredia, D. (2017). *Medisan* 2017;21(12): 3372. *Medisan*, 21(12), 3372–3385.
Retrieved from http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1029-30192017001200012
- Sánchez-Cantú, M., Janeiro-Coronel, V. J., Galicia-Aguilar, J. A., & Santamaría-Juárez, J. D. (2018). Effect of the activation temperature over activated carbon production from castor cake and its evaluation as dye adsorbent. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(7), 1521–1530. <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1532-7>
- Santos Bonilla, K. A. (2013). *Biosorción de metales pesados empleando lodos activados*. Universidad Nacional de Ingeniería.
- Sistem, R., & Mej, G. (2006). Aproximación teórica a la biosorción de metales pesados por medio de microorganismos. *Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 1(1), 77–99. <https://doi.org/10.21615/210>
- Srinivasakannan, C., & Abu Bakar, Z. M. (2004). Production of activated carbon from rubber wood sawdust. *Biomass and Bioenergy*, 27(1), 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.11.002>
- Srivastava, S., & Goyal, P. (2010). Biosorption: Application strategies. *Environmental Science and Engineering (Subseries: Environmental Science)*, (9783642113284), 53–55. https://doi.org/10.1007/978-3-642-11329-1_9
- Sun, Y., Yang, G., & Zhang, L. (2017). Biosorption of heavy metals: a case study using potato peel waste. *Desalination and Water Treatment*, 83, 159–167. <https://doi.org/10.5004/dwt.2017.21074>

Tamez, P., Richard, G., Ricardo, J. W., & Flores, G. (2001). *Ciencia UANL. IV*, 205–214.

The university in Cairo school of sciences and engineering removal of lead from industrial wastewater using a low cost waste material, Hayam Ahmed Talaat Amer A thesis submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master o. (2015). (December).

Theron, J., Walker, J. A., & Cloete, T. E. (2008). Nanotechnology and water treatment: Applications and emerging opportunities. *Critical Reviews in Microbiology*, 34(1), 43–69. <https://doi.org/10.1080/10408410701710442>

Vizcaíno, L., & Fuentes, N. (2015). Biosorción de Cd, Pb y Zn por biomasa pretratada de Algas rojas, cascara de Naranja y Tuna. *Ciencia e Ingeniería Granadina*, 25, 43–61.

Volesky, B. (2003). Biosorption: Application Aspects – Process Simulation Tools. *Hydrometallurgy*, 71, 179–190.

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. *Biotechnology Advances*, 27(2), 195–226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2008.11.002>

Yashim, M. M., Razali, N., Saadon, N., & Rahman, N. A. (2016). Effect of activation temperature on properties of activated carbon prepared from oil palm kernel shell (OPKS). *ARNP Journal of Engineering and Applied Sciences*, 11(10), 6389–6392.

ANEXOS.

Anexo Nro. 1: Matriz de investigación

Anexo Nro. 2: Pruebas de remoción y adsorción

Anexo Nro. 3: Análisis realizados

Anexo Nro. 4: Evidencias fotográficas

ANEXO Nro. 1

MATRIZ DE INVESTIGACIÓN

Problema General	Hipótesis General	Objetivo general	VARIABLE		CONCEPTO	OPERACIONAL	DIMENSION	INDICADOR	ESCALAS	
			Independiente	Dependiente						
¿Que aplicación tecnologica se puede efectuar sobre el residuo Marlo de Maiz para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb)?	El carbon activado elaborado a partir del Marlo de Maiz es eficiente para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.	Evaluar la eficiencia de adsorción en la aplicación de carbon activado de Marlo de Maiz para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb).	Independiente	Condiciones operativas	Es un conjunto de variables que definen y determinan la funcionalidad de un proceso	Las condiciones operativas describen los distintos valores que se prueban en los parametros fisicoquimicos de produccion de carbon activado, tales como la temperatura, tiempo de contacto y diametro de las particulas del carbon ativado.	Características fisicoquimicas del marlo de maiz	Grupos funcionales	-	
Problemas especificos	Hipótesis Especificas	Objetivos especificos						Tamaño de partícula	µm	
1. Cuales son las condiciones operativas de elaboracion de carbon activo a partir de marlo de maiz para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb).	1. H1: Existen condiciones operativas optimas en la elaboracion de carbon activo a partir de marlo de maiz mediante la carbonizacion con oxigeno y activación con acido fosforico para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb).	1. Determinar las condiciones operativas optimas en la elaboracion de carbon activo a partir de marlo de maiz mediante la carbonizacion con oxigeno y activación con acido fosforico para tratar aguas contaminadas con plomo (Pb).						Condiciones / parametros fisicos de elaboracion	Tipo de agente (acido fosforico)	-
									Concentración del agente activante	Mg/ml
			Temperatura	°C						
2. Como evaluar la eficiencia de remocion de plomo (Pb) mediante carbon activado de marlo de maiz en aguas contaminadas.	2. H2: La eficiencia de remocion de plomo (Pb) mediante carbon activado de marlo de maiz en aguas contaminadas se evalua a traves de los modelos de adsorcion.	2. Evaluar los modelos de adsorcion que determinan la eficiencia de remocion de Pb mediante carbon activado de marlo de maiz en aguas contaminadas.	Dependiente	Modelos de adsorcion de plomo (Pb)	Es una construccion matematica abstracta y simplificada relacionada con una parte de la realidad y creada para un proposito particular. Asi por ejemplo un grafico, una funcion o una ecuacion pueden ser modelos matematicos de una situacion especifica	Los modelos de adsorción nos sirven para determinar la correlación que tendra nuestro carbon activado al momento de realizar la adsorción del Pb en aguas contaminadas.	Remocion de plomo (Pb)	Concentraciones de Plomo (Inicial - Final)	Mg/ml	
						Isotermas de adsorcion	Correlaciones	$\ln n = \ln t + \frac{1}{K} \ln \frac{1}{t}$ $\frac{1}{m} = \frac{1}{b} + \frac{1}{bKC}$		

ANEXO Nro. 2

PRUEBA DE REMOCIÓN Y ADSORCIÓN CON DISTINTAS TEMPERATURAS Y CONCENTRACIONES DE PLOMO

		□ 1 mg/l	□ 2 mg/l	□ 3 mg/l	□ 4 mg/l	□ 5 mg/l	□ 6 mg/l	□ 7 mg/l
	Temperatura de pirolización (°C)	20	25	30	35	40	45	50
300	Remoción (%)	63.5	65.8	69.4	73.6	71.9	61.6	32.1
	Capacidad de Adsorción (mg/g)	1.2692	1.64385	2.08325	2.5761	2.87685	2.77075	1.6069
400	Remoción (%)	61.56	66.87	66.95	70.65	71.27	73.89	71.57
	Capacidad de Adsorción (mg/g)	1.23125	1.67185	2.00855	2.47275	2.8506	3.32525	3.5784
500	Remoción (%)	86.73	86.4	80.7	77.56	70.76	67.94	65.45
	Capacidad de Adsorción (mg/g)	1.7345	2.1601	2.42085	2.71445	2.8304	3.0574	3.2727

ANEXO Nro. 3

ANÁLISIS REALIZADOS

Análisis para determinar la cantidad de plomo que hay en el agua de la investigación



DELTA LAB S.A.C.



INACAL
DA - Perú
Ministerio de Energía y Minas
Acreditado

Registro SP.18 - 022

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA CON REGISTRO N° LE-077

Pág. 1/1

INFORME DE ENSAYO N° 1909097

Cliente:	CRISTHIAN MARTINEZ SUAREZ
Domicilio legal:	Mz. N° L1 20 Las Terrazas de Carapungullo, Liriganchu - Lima - Lima
Producto:	Agua Nazamí
Referencia del cliente:	Proyecto "Adopción de Plomo mediante Carbón Activado de Monte de Marz"
Procedencia de las muestras:	Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: San Mateo - Tamboraque
Referencia del plan de muestreo:	No Aplica
Procedimiento de muestreo:	No Aplica
Fecha de recepción de las muestras:	2019/09/17
Fecha de inicio del ensayo:	2019/09/17
Fecha de término del ensayo:	2019/09/23

Método de Ensayo: APTA 3111 B	Ensayo: Plomo total (Pb)	Tipo de muestra: Agua Superficial
-------------------------------	--------------------------	-----------------------------------

Estación de Muestreo	Código de Laboratorio	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
AR01	1909097-1	2019/09/08	12:00	0,01	0,03	< 0,01	mg/L

Ensayo: Plomo - Descripción del Método de Referencia: SMEWW - APTA-AWWA-WEF Part 3030E y 3111B, 23rd Ed. 2017 Nitro Acid Digestion / Direct AtrAcetylene Flame Method

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras fueron refrigeradas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno.
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles.
- Toda corrección o enmienda física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al Informe de Ensayo".
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales.

Lima, 25 de setiembre del 2019.



DELTA LAB S.A.C.
EDSON CASTAÑEDA OSORIO
JEFE DE LABORATORIO DE FÍSICOQUÍMICA



DELTA LAB S.A.C.
RAQUEL ROSALES TORRES
SUB GERENTE DE LA CALIDAD
CIP N° 209612

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden solo a la muestra indicada.

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfax: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

Análisis para determinar la remoción de plomo mediante el carbón activado en las distintas muestras preparadas



Pág. 1/2

INFORME DE ENSAYO N° 1908055

Cliente	CRISTHIAN MARTINEZ SUAREZ
Domicilio legal	Mz. N1 Lt. 20 Las Terrazas de Carapungullo, Lurigancho - Lima - Lima
Producto	Agua de Proceso
Referencia del cliente	Proyecto "Adsorción de Plomo mediante Carbón Activado de Manto de Muz"
Procedencia de las muestras	Muestras enviadas por el cliente indicando lugar de muestreo: Laboratorio de Universidad Peruana Unión
Referencia del plan de muestreo	No Aplica
Procedimiento de muestreo	No Aplica
Fecha de recepción de las muestras	2019/08/15
Fecha de inicio del ensayo	2019/08/15
Fecha de término del ensayo	2019/08/21

Método de Ensayo: APIA 3111 B		Ensayo: Plomo total (Pb)			Tipo de muestra: Agua de Proceso		
Estación de Muestreo	Código de Laboratorio	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
Muestra 1	1908055-1	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	4,797	mg/L
Muestra 1	1908055-2	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	4,438	mg/L
M3	1908055-3	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	1,833	mg/L
M4	1908055-4	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	6,407	mg/L
M5	1908055-5	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	7,582	mg/L
M6	1908055-6	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	2,629	mg/L
M7	1908055-7	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,958	mg/L
M8	1908055-8	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	7,973	mg/L
M9	1908055-9	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	3,251	mg/L
M10	1908055-10	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	10,528	mg/L
M11	1908055-11	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	13,075	mg/L
M12	1908055-12	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	6,072	mg/L
M13	1908055-13	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,870	mg/L
M14	1908055-14	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	9,983	mg/L
M15	1908055-15	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	9,154	mg/L
M16	1908055-16	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	10,167	mg/L
M17	1908055-17	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,637	mg/L
M18	1908055-18	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	14,995	mg/L
M19	1908055-19	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	17,304	mg/L
M20	1908055-20	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	11,983	mg/L
M21	1908055-21	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	15,781	mg/L
M22	1908055-22	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	33,692	mg/L
M23	1908055-23	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	12,995	mg/L
M24	1908055-24	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	17,016	mg/L
M25	1908055-25	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	5,432	mg/L
M26	1908055-26	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	9,789	mg/L
M27	1908055-27	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	1,708	mg/L
M28	1908055-28	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,209	mg/L
M29	1908055-29	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	7,793	mg/L
M30	1908055-30	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	2,681	mg/L
M31	1908055-31	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,165	mg/L

Este informe no podrá ser reproducido total o parcialmente sin la autorización de DELTA LAB S.A.C.
Los resultados presentados corresponden sólo a la muestra indicada

Av. Carretera Central Km. 9.3 Mz. "A" Lt. 6 As. Ntra. Sra. de La Merced - Ate - Lima 03 - PERÚ
Teléfono: (511) 3560230 Celular: 947148233 Email: servicioalcliente@deltalabsac.com www.deltalabsac.com

INFORME DE ENSAYO N° 1908055

Método de Ensayo: APHA 3111 B		Ensayo: Plomo total (Pb)			Tipo de muestra: Agua de Proceso		
Estación de Muestreo	Código de Laboratorio	Fecha de Muestreo	Hora de Muestreo	Límite de Detección del Método	Límite de Cuantificación del Método	Resultado	Unidad
M52	1908055-32	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,590	mg/L
M53	1908055-33	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	3,547	mg/L
M54	1908055-34	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	7,807	mg/L
M55	1908055-35	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	6,754	mg/L
M56	1908055-36	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	5,511	mg/L
M57	1908055-37	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	9,608	mg/L
M58	1908055-38	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	10,562	mg/L
M59	1908055-39	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	6,557	mg/L
M40	1908055-40	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	12,296	mg/L
M41	1908055-41	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	14,351	mg/L
M42	1908055-42	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	8,397	mg/L
M43	1908055-43	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	17,281	mg/L
M44	1908055-44	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	11,512	mg/L
M45	1908055-45	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	13,071	mg/L
M46	1908055-46	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	34,170	mg/L
M47	1908055-47	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	15,437	mg/L
M48	1908055-48	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	17,530	mg/L
M49	1908055-49	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	18,033	mg/L
M50	1908055-50	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	6,987	mg/L
M51	1908055-51	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	3,752	mg/L
M52	1908055-52	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	3,066	mg/L
M53	1908055-53	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	2,049	mg/L
M54	1908055-54	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	15,458	mg/L
M55	1908055-55	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	20,008	mg/L
M56	1908055-56	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	25,934	mg/L
M57	1908055-57	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	30,256	mg/L
M58	1908055-58	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	35,384	mg/L
M59	1908055-59	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	39,834	mg/L
M60	1908055-60	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	44,344	mg/L
M61	1908055-61	2019/08/08	10:00	0,01	0,03	49,616	mg/L

Ensayo: Descripción del Método de Referencia:

Plomo: SMEW - APHA-AWWA-WEF Part. 3030C y 3111B, 23rd Ed. 2017 Nitric Acid Digestion / Direct Air-Acetylene Flame Method

Notas:

- Condición y estado de la muestra ensayada: Las muestras llegaron refrigeradas.
- Las muestras llegaron en frascos de polietileno
- Las muestras se mantendrán por un periodo de 10 días luego entregado el informe de ensayo a excepción de las muestras perecibles
- Toda corrección o ampliación física al presente informe de ensayo será emitido con la Declaración "Suplemento al Informe de Ensayo"
- Estos resultados no deben ser utilizados como certificación de conformidad con normas del producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce.
- Resultados por debajo del límite de cuantificación del método son referenciales

ANEXO Nro. 4

EVIDENCIAS FOTOGRAFICAS



Muestras obtenidas del lugar de muestreo



Mazorcas de maíz para su posterior secado de coronta



Troceado de la coronta seca para la molienda



Trituración de la coronta mediante molino de martillo



Trituración de la coronta de maiz mediante molino de hojas



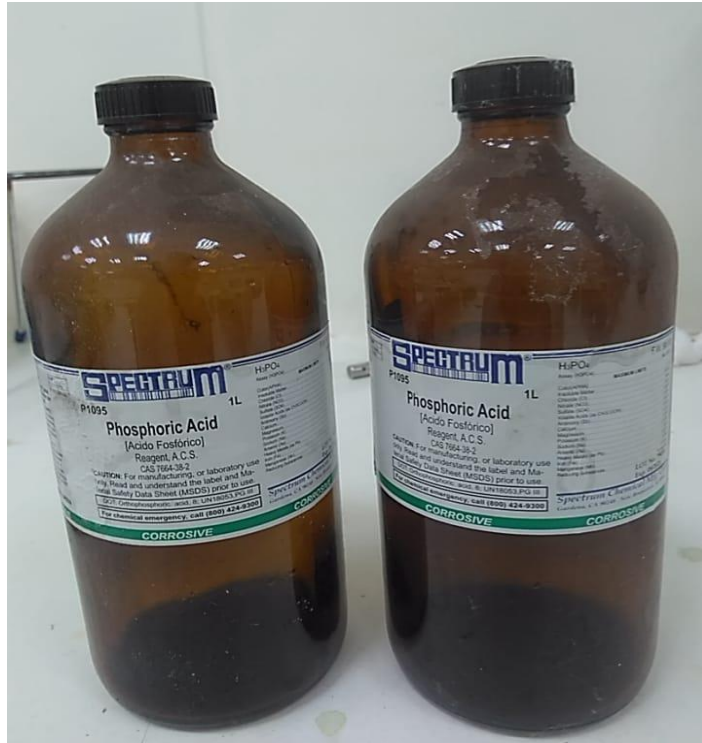
Tamizado a diámetro de 425 micras de la molienda de coronta



Almacenado de la molienda de coronta de maíz en bolsas ziploc para su posterior carbonización y activación



Pesaje de la molienda de coronta de maíz para la activación con el ácido fosfórico



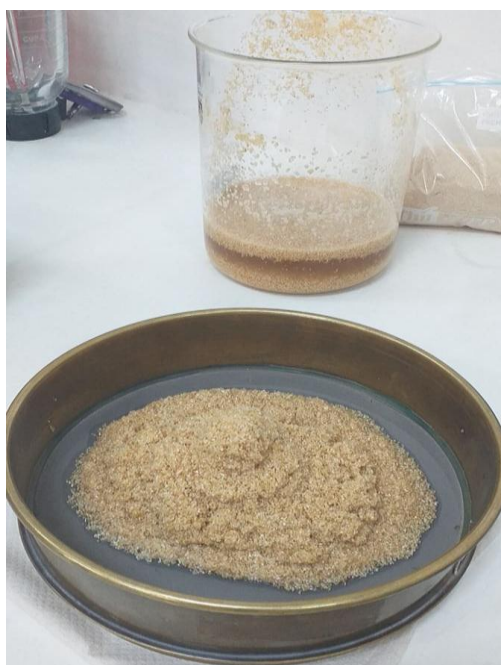
Ácido fosfórico – agente activante a relación 1/9



Activación de la coronta de maíz durante 4:30 h en la prueba de jarras



Retiro de los vasos precipitados una vez cumplido el tiempo de contacto



Colación de la molienda de coronta de maíz posterior a su activación



Preparación de la biomasa activada para su deshidratación



Deshidratación de la biomasa para su secado a 80°C por 12 horas



Pirolización de la biomasa a 300, 400 y 500 °C



Pirolización de la biomasa de coronta de maíz en la mufla



Pirolización de la biomasa activada de coronta de maíz durante 30 minutos



Carbón activo pirolizado



Lavado del carbón activo para el incremento de pH



Deshidratación del carbón activo a pH 5



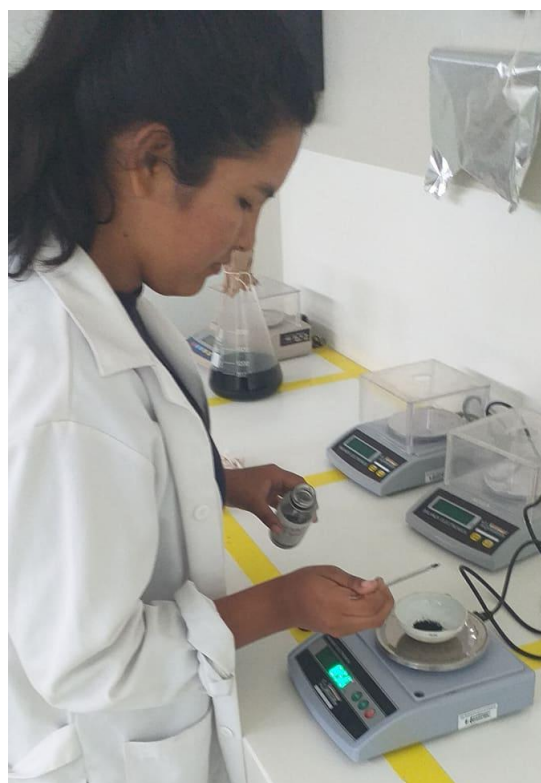
Deshidratación del carbón activo a 80°C durante 12 horas



Tamizaje del carbón activo deshidratado para homogenizar el tamaño de partícula



Conservación del carbón activado



Pesaje del carbón activo para el análisis de adsorción



Pesaje del carbón activo deshidratado para el ensayo de adsorción



Nitrato de plomo



Concentraciones de plomo para la fortificación del agua a diferentes concentraciones



Materiales lavados a 1M con ácido nítrico para las pruebas de adsorción



Mezcla para el análisis de adsorción, 50 ml de muestra (concentraciones de 15 – 50 mg/l) con 0.5g de CA



Pruebas de adsorción a 250 rpm durante 2 horas



Filtración posterior a las pruebas de remoción



Filtrado del carbón activo de las pruebas de adsorción



Preparado del carbón activo para la deshidratación



Conservación del carbón activado



Nitrato de plomo



Reactivos utilizados (Nitrato de plomo y ácido fosfórico)



Materiales para las pruebas de adsorción



Pruebas de adsorción



Muestras preparadas sometidas al análisis de Pb