

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“BIOADSORCIÓN DE PLOMO (II) EN MATRIZ ACUOSA USANDO
RESIDUOS DE CABELLO, A ESCALA LABORATORIO”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERA AMBIENTAL**

ROSA LUZ GALLEGOS HUAMÁN

LIMA – PERÚ

2021

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE CIENCIAS

**“BIOADSORCIÓN DE PLOMO (II) EN MATRIZ ACUOSA USANDO
RESIDUOS DE CABELLO, A ESCALA LABORATORIO”**

Presentada por:

ROSA LUZ GALLEGOS HUAMÁN

Tesis para Optar el Título Profesional de:

INGENIERA AMBIENTAL

Sustentada y aprobada por el siguiente jurado:

Mg. Sc. Víctor Miyashiro Kiyam

PRESIDENTE

Ing. Lawrence Quipuzco Ushñahua

MIEMBRO

Mg. Sc. Elva María Ríos Ríos

MIEMBRO

Dr. Elvito Fabián Villegas Silva

ASESOR

DEDICATORIA

A Dios, mi mayor baluarte, el que me sostuvo en tiempos de desánimo y dificultad, el que me sostiene con su diestra victoriosa y el que me sostendrá hasta el final.

A mi madre Luzmila, mujer abnegada y esforzada, cuyo amor y coraje para afrontar la vida me dieron las fuerzas y determinación para culminar esta etapa.

A mi padre José, cuyo recuerdo atesoro en mi corazón.

A mis hermanos, Ricardo José y Andrea Ivonne, por su comprensión, apoyo incondicional, ejemplo y compañía en todo momento de mi vida.

A los que algún día creyeron no poder alcanzar una meta, pero que con fe, esfuerzo y disciplina lograron alcanzarla.

AGRADECIMIENTO

Mi especial gratitud a mi Alma Mater, que me albergó por cinco años para prepararme académicamente, a los profesores que con gran esfuerzo y pasión buscan formar profesionales, y a mis compañeros y amigos por su compañía.

A los ingenieros Nore, Nelson y Elizabeth de la Facultad de Agrícola de la UNALM, por su apoyo incondicional en la parte experimental de laboratorio de la presente investigación.

A mi asesor de tesis, el Dr. Elvito Villegas Silva, por su disposición de tiempo, paciencia, recomendaciones y consejos durante el proceso de investigación.

A los miembros del Jurado de tesis, los profesores Víctor Miyashiro, Elva Ríos y Lawrence Quipuzco por sus recomendaciones.

A mis padrinos, Raúl y Luzmila, cuyo apoyo en los momentos más difíciles hicieron posible mi realización profesional.

A mis tíos, primos, abuelos y toda mi familia que de alguna manera fueron parte de mi proceso de formación profesional y personal.

A mis amigos, colegas y compañeros por sus palabras de aliento.

INDICE GENERAL

RESUMEN	viii
ABSTRACT	ix
I. INTRODUCCIÓN	1
II. REVISIÓN DE LITERATURA	3
2.1. Marco legal	3
2.2. Plomo (Pb).....	5
2.2.1. Generalidades	5
2.2.2. Fuentes naturales y antropogénicas de plomo	7
2.2.3. En la salud	8
2.2.4. En el ambiente	10
2.3. Adsorción.....	16
2.3.1. Cinética química de adsorción.....	18
2.3.2. Isotermas de adsorción	20
2.4. Bioadsorción	25
2.4.1. Bioadsorción de metales pesados	25
2.4.2. Materiales bioadsorbentes	26
2.4.3. Parámetros que influyen en el proceso	27
2.5. Residuos de cabello humano como bioadsorbente	33
2.5.1. Estructura y componentes químicos del cabello humano.....	33
2.5.2. Capacidad de bioadsorción de metales pesados	37
III. METODOLOGÍA.....	40
3.1. Materiales, reactivos y equipos.....	40
3.2. Métodos	42
3.2.1. Obtención del bioadsorbente	42
3.2.2. Activación del bioadsorbente (aplicación de tratamiento)	42
3.2.1. Preparación de las soluciones de plomo	44
3.2.2. Caracterización del bioadsorbente	44
3.2.3. Determinación de bioadsorbente con o sin pretratamiento.....	45
3.2.4. Determinación del tamaño de partícula	46

3.2.5.	Determinación del pH óptimo	47
3.2.6.	Determinación de isothermas de adsorción	48
3.2.7.	Determinación de la cinética de adsorción	48
3.2.8.	Método estadístico	48
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
4.1.	Descripción del bioadsorbente	50
4.1.1.	Espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS)	51
4.2.	Caracterización del bioadsorbente	52
4.2.1.	Microscopia de barrido electrónico	52
4.2.2.	Análisis de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR).....	54
4.3.	Efecto de los principales factores físicos y químicos sobre la capacidad de adsorción de Pb^{2+} usando los residuos de cabello con tratamiento y sin tratamiento.	58
4.3.1.	Efecto del tratamiento de activación (químico) de los residuos de cabello sobre la capacidad de adsorción de Pb^{2+}	58
4.3.2.	Efecto del tamaño de los residuos de cabello sobre la capacidad de adsorción del Pb^{2+}	60
4.3.3.	Efecto del pH de la disolución sobre la capacidad de adsorción del Pb^{2+}	61
4.3.4.	Capacidad de bioadsorción de plomo (%) vs. Tiempo (min) con respecto a la Concentración inicial de Pb^{2+} (ppm).....	63
4.3.5.	Cinética química de adsorción de Pb^{2+}	65
4.3.6.	Isotermas de adsorción de Pb^{2+}	68
4.3.7.	Análisis estadístico	72
V.	CONCLUSIONES	76
VI.	RECOMENDACIONES	77
VII.	BIBLIOGRAFIA	78
VIII.	ANEXOS	89

INDICE DE TABLAS

Tabla 1: Propiedades del elemento metálico Plomo.....	5
Tabla 2: Clasificación de metales pesados según su toxicidad.....	6
Tabla 3: Diferencias entre adsorción física y química.....	18
Tabla 4: Especies químicas presentes en el cabello humano.....	34
Tabla 5: Tipos de queratina y ubicación.....	36
Tabla 6: Cantidad de Plomo encontrado en la muestra de cabello a través del análisis de ICP-MS.....	51
Tabla 7: Valores del espectro infrarrojo de los residuos de cabello con y sin tratamiento de activación	54
Tabla 8: Parámetros cinéticos de adsorción de plomo usando residuos de cabello modificados	67
Tabla 9: Parámetros termodinámicos de las isothermas de Langmuir y Freundlich	68
Tabla 10: Capacidad de adsorción (mg/g) de Plomo por distintos materiales orgánicos	71

INDICE DE FIGURAS

Figura 1: Diagrama de Pourbaix o de especiación del plomo	6
Figura 2: Modelo metabólico del plomo en el ser humano	9
Figura 3: Producción del plomo mundial desde 1900 a 1980.....	11
Figura 4: Variación del contenido de Pb en hielos de Groenlandia desde 1750.....	11
Figura 5: Diagrama de la Gestión de las Aguas Residuales y la aplicación de ECA, LMP y VMA.....	13
Figura 6: Mapa de los vertimientos autorizados y no autorizados de aguas residuales en las cuencas Chillón, Rímac y Lurín	15
Figura 7: Diferencias entre adsorción y absorción	17
Figura 8: Clasificación de los tipos de isothermas en fase sólido-líquido.....	21
Figura 9: Estructura de la fibra capilar: médula, córtex y cutícula.....	33
Figura 10: Cistina, producto de la unión de dos cisteínas a través del puente disulfuro ..	35
Figura 11: Tipos de enlaces presentes en la queratina.....	37
Figura 12: Reducción del cabello humano y la remoción del metal pesado (ion)	39
Figura 13: Diagrama del proceso de obtención y tratamiento del bioadsorbente (residuos de cabello)	43
Figura 14: Esquema operacional del proceso de bioadsorción.....	46
Figura 15: Micrografías de los residuos de cabello (RC) sin tratamiento de activación vistas con el Microscopio de Barrido Electrónico (SEM).....	52
Figura 16: Micrografías de los residuos de cabello (RC) con tratamiento de activación vistas con el Microscopio de Barrido Electrónico (SEM)	53
Figura 17: Espectro infrarrojo de los residuos de cabello sin tratamiento (rojo) y con tratamiento (fucsia)	56

Figura 18: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello (RC) con tratamiento y sin tratamiento de activación en tres repeticiones (R1, R2 y R3)	58
Figura 19: Promedio de tres repeticiones del porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello (RC) con tratamiento y sin tratamiento de activación	59
Figura 20: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con dos tamaños diferentes (mayor a 0.85mm y menor a 0.85mm) en tres repeticiones (R1, R2 y R3)	60
Figura 21: Promedio de tres repeticiones del porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con dos tamaños diferentes (mayor a 0.85mm y menor a 0.85mm).....	60
Figura 22: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con tratamiento de activación en el rango de pH entre 3 a 7	62
Figura 23: Capacidad de bioadsorción de plomo, en porcentaje (%), a diferentes tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos) con respecto a diferentes valores de Concentración inicial de Pb ²⁺ (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm)	64
Figura 24: Capacidad de bioadsorción de plomo, en porcentaje (%), a diferentes concentraciones iniciales (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a diferentes tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos).....	64
Figura 25: Cinética de pseudo segundo orden de bioadsorción de plomo, a diferentes concentraciones iniciales (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a los tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos)	66
Figura 26: Cinética de pseudo segundo orden de bioadsorción de plomo, a diferentes concentraciones iniciales (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a los tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos)	66
Figura 27: Isoterma de adsorción de Pb (II) de forma no linealizada usando residuos de cabello.....	68
Figura 28: Modelo linealizado de isoterma de Langmuir de la adsorción de Pb (II)	69
Figura 29: Modelo linealizado de isoterma de Freundlich de la adsorción de Pb (II)	69

Figura 30: Gráficas de homogeneidad de varianzas (izquierda) y distribución normal de errores (derecha).....	73
Figura 31: Gráfica de Bioadsorción versus Tiempo según las medias ajustadas y errores estándares	73
Figura 32: Gráficas de homogeneidad de varianzas (izquierda) y distribución normal de errores (derecha) en la evaluación de pH	74

INDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Resultados obtenidos del proceso de bioadsorción de plomo usando residuos de cabello.....	89
Anexo 2: Resultados del análisis de Espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS) de CERPER - Callao.....	91
Anexo 3: Resultados estadísticos	92
Anexo 4: Registro fotográfico del proceso de experimentación.....	98
Anexo 5: Espectro infrarrojo de los residuos de cabello con tratamiento y sin tratamiento de activación.....	103

RESUMEN

La bioadsorción surge como una alternativa de tratamiento de aguas contaminadas usando un material con capacidad adsorbente a través del proceso de adsorción. Este trabajo de investigación tiene como objetivo determinar la capacidad de bioadsorción de Plomo (II) presente en matriz acuosa usando residuos de cabello como bioadsorbente proveniente de peluquerías, a escala laboratorio. Los residuos de cabello (RC) fueron lavados, secados, cortados, tamizados a 0.85 mm y sometidos a un tratamiento de activación por el método de reducción-oxidación con Na₂S (0.1 M) y H₂O₂ (al 30%). Estos RC fueron analizados por el equipo de ICP-MS para hallar la cantidad de plomo inicial en la muestra, por el Microscopio de barrido electrónico para observar su morfología, por el Espectroscopio infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR) para hallar los grupos funcionales químicos involucrados y por el Espectrofotómetro de absorción atómica para hallar la cantidad de plomo (Pb²⁺) adsorbido por los RC para lo cual se realizó el experimento exponiendo 0.2g de RC en soluciones de Pb²⁺ a diferentes concentraciones (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) y a diferentes tiempos de exposición (10, 30, 60, 90, 120 y 180 min), con tres repeticiones cada uno. Previamente se definió el pH y tamaño óptimo de RC haciendo pruebas con diversos pH (3, 4, 5, 6 y 7) y con dos tamaños diferentes (<0.85mm y >0.85mm). Los principales resultados fueron: la capacidad de adsorción de los RC con tratamiento registró 18.215 mg/g, el pH óptimo fue 4.3, el tiempo de contacto óptimo fue 180min, el modelo cinético que mejor se ajustó fue el pseudo segundo orden, y el equilibrio de adsorción mejor descrito fue por la isoterma de Langmuir. En conclusión, el proceso de bioadsorción se da con la formación de una monocapa sobre una superficie relativamente homogénea, un número finito de sitios y con interacción despreciable de las moléculas laterales.

Palabras clave: Adsorción, plomo, capacidad de bioadsorción, residuos de cabello, método de reducción-oxidación

ABSTRACT

Bioadsorption arises as an alternative for treating contaminated water using a material with adsorbent capacity through the adsorption process. This research work aims to determine the bioadsorption capacity of Lead (II) present in an aqueous matrix using hair residues as bioadsorbent from hairdressers, on a laboratory scale. The hair residues (HR) were washed, dried, cut, sieved at 0.85 mm and subjected to an activation treatment by the reduction-oxidation method with Na_2S (0.1 M) and H_2O_2 (30%). These HR were analysed by the ICP-MS equipment to find the initial amount of lead in the sample, by the Scanning Electron Microscope to observe its morphology, by the Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) to find the chemical functional groups involved and by the Atomic Absorption Spectrophotometer to find the amount of lead (Pb^{2+}) adsorbed by the HR, for which the experiment was carried out exposing 0.2g of HR in solutions of Pb^{2+} at different concentrations (5, 10, 25, 50, 100 and 250 ppm) and at different exposure times (10, 30, 60, 90, 120 and 180 min), with three repetitions each. The optimal pH and size of HR were previously defined by testing with various pHs (3, 4, 5, 6 and 7) and with two different sizes (<0.85mm and >0.85mm). The main results were: the adsorption capacity of the HR with treatment registered 18,215 mg/g, the optimal pH was 4.3, the optimal contact time was 180 min, the kinetic model that best adjusted was the pseudo second order, and the equilibrium that best described adsorption was by the Langmuir isotherm. In conclusion, the bioadsorption process occurs with the formation of a monolayer on a relatively homogeneous surface, a finite number of sites and with negligible interaction of the lateral molecules.

Keywords: Adsorption, lead, bioadsorption capacity, hair residues, reduction-oxidation method.

I. INTRODUCCIÓN

El Perú es el octavo país con mayor cantidad de agua en el planeta, según lo mencionado por el Banco Mundial (2015), y cuenta con 231 cuencas hidrográficas y con el 70% de los glaciares tropicales del mundo (WWF-Perú, s.f.). Esto conlleva a la gran responsabilidad de asegurar la calidad del agua para consumo humano y del agua vertida en las fuentes naturales, con el fin de preservar el ambiente.

Debido al vertimiento de los desechos (sólidos y líquidos) de las diversas actividades urbanas, comerciales e industriales al ambiente, las fuentes de agua están siendo gravemente afectadas como lo menciona la Autoridad Nacional del Agua en los Informes de Identificación de fuentes contaminantes en las cuencas de los ríos del Perú. Un caso resaltante es la cuenca del río Rímac donde dicha entidad identifica 173 vertimientos de los cuales 28 son industriales, en el 2011.

Como consecuencia de los procesos industriales principalmente mineras, curtiembres, fábricas de pintura entre otras se vierten efluentes con sustancias tóxicas tales como el cobre, plomo, zinc, fierro y plata, los cuales son evacuados en el cauce de los ríos o quebradas cercanos, por lo general sin tratamiento previo. (ATSDR, 2016) (Cabrera, 2017)

La actual problemática de los residuos sólidos en el Perú, que por su cantidad y volumen es complejo el adecuado manejo y gestión en las zonas urbanas, siendo en el año 2016 la generación de residuos sólidos municipales urbanos a nivel nacional 7'005,576 toneladas, de las cuales solo se reciclaron el 1.9% del total de residuos sólidos reaprovechables (MINAM, 2018)

Las investigaciones desarrolladas han demostrado la capacidad de remoción de metales pesados a través de la adsorción de materiales orgánicos, gracias a su composición química, principalmente residuos como las cáscaras de plátano, naranja, frutos secos, plumas de aves, pelo de animales, entre otros, comúnmente llamados bioadsorbentes (De la Rosa, 2008) (Cabrera, 2017) (Fergusson, Holzbecher, & Douglas, 1983) (Larenas, Andrango &

Inga, 2008) (Valladares et al. 2016).

El presente trabajo de investigación busca proporcionar una alternativa biotecnológica para el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados a través del proceso de bioadsorción usando materiales disponibles y de bajo costo como son los residuos sólidos como bioadsorbente, específicamente el cabello por presentar grupos funcionales como carboxilo, hidroxilo, amino y sulfonato en la proteína “queratina”, con gran capacidad bioadsorbente para remover el Plomo (II) presente en matrices acuosas (Zhang, 2014)

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Marco legal

- La Ley General del Ambiente N° 28611 (2005). Establece que toda persona tiene derecho a vivir en un ambiente saludable, equilibrado y tiene el deber de contribuir con una efectiva gestión ambiental. Establece los lineamientos de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA), acerca del vertimiento de aguas residuales, así como de la responsabilidad del tratamiento de las mismas.
- Decreto Supremo N° 012-2009-MINAM. Política Nacional del Ambiente (2009). Es uno de los principales instrumentos de gestión para el logro del desarrollo sostenible en el país. Conformar la política general de gobierno en materia ambiental, la cual enmarca las políticas sectoriales, regionales y locales.
- Decreto Legislativo N° 1280. La Ley Marco de la Gestión y Prestación de los Servicios de Saneamiento (2016). Establece las normas que rigen la prestación de los servicios de saneamiento a nivel nacional, en los ámbitos urbano y rural, con la finalidad de lograr el acceso universal, el aseguramiento de la calidad y la prestación eficiente y sostenible de los mismos, promoviendo la protección ambiental y la inclusión social, en beneficio de la población.
- Decreto Supremo N° 019-2017-VIVIENDA. El Reglamento de la Ley Marco de la Gestión y Prestación de los Servicios de Saneamiento (2017). Tiene por finalidad asegurar la calidad, eficiencia y sostenibilidad de la prestación de los servicios de saneamiento, para el logro del acceso universal.
- Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua y establecen Disposiciones Complementarias.

- Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM para el sector Vivienda. Límites Máximos Permisibles (LMP) para los efluentes de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales (PTAR).
- Redisolución Ministerial N° 273-2013-VIVIENDA. Aprueban el Protocolo de Monitoreo de la Calidad de los Efluentes de las Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas o Municipales – PTAR.
- Decreto Legislativo N° 1278, 2016. Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos que modifica y moderniza el mercado de residuos sólidos.
- Decreto Supremo N° 014-2017-MINAM, 2017. Reglamento de la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos.
- Redisolución Ministerial N°273-2013-VIVIENDA. Aprobación del protocolo de monitoreo de la calidad de los efluentes de las PTAR domésticas o municipales.
- Ley N° 30045 y Decreto Supremo N° 015-2013-VIVIENDA. Ley de la modernización de los servicios de saneamiento y su reglamento. Esta ley tiene por objeto establecer medidas orientadas al incremento de la cobertura y al aseguramiento de la calidad y la sostenibilidad de los servicios de saneamiento a nivel nacional, promoviendo el desarrollo, la protección ambiental y la inclusión social.
- Resolución N° 224-2013-ANA. Nuevo reglamento para el otorgamiento de autorizaciones de vertimiento y reuso de aguas residuales tratadas Disposiciones y modificaciones.
- Derogado Decreto Supremo N°021-2009-VIVIENDA y Decreto Supremo N°003-2011-VIVIENDA. Decreto de aprobación de los Valores máximo admisibles (VMA) para la descarga al alcantarillado público y su reglamento.
- Decreto Supremo N° 007-2010-AG. Declaran de interés nacional la protección de la calidad del agua en las fuentes naturales y sus bienes asociados, con el objeto de prevenir el peligro de daño grave o irreversible que amenacen a dichas fuentes la salud de las actuales y futuras generaciones.
- Norma Técnica OS.090. Reglamento Nacional de Edificaciones sobre Planta de

tratamiento de aguas residuales. Define estándares de diseño para diferentes tecnologías de tratamiento de aguas residuales.

- Decreto Supremo N° 006-2010-AG. Reglamento de Organización y Funciones de la Autoridad Nacional del Agua. Se establecen las funciones de la Autoridad Nacional del Agua (ANA) y de las Autoridades Administrativas del Agua (AAA).
- Decreto Supremo N° 022-2009-VIVIENDA. Modifica Norma OS.090 Incorpora el tratamiento preliminar avanzado y el emisor submarino con vertimiento al mar.

2.2. Plomo

2.2.1. Generalidades

El plomo es un elemento químico de símbolo Pb (del latín plumbum), conocido como un metal pesado. En su estado común el plomo es un metal sólido, denso, flexible, inelástico, de color gris azulado y ligeramente soluble en agua en presencia de dióxido de carbono, sales de amonio y nitratos. Pierde su brillo cuando se expone al aire y desprende vapores a partir de los 600°C (Londoño-Franco et al., 2016; Tirado et al. 2015; Reyes et al. 2016; Milacron 2004).

En la tabla 1 se resumen las propiedades del plomo.

Tabla 1: Propiedades del elemento metálico Plomo

Parámetro	Cantidad	Unidad
Número atómico	82	-
Masa atómica	207,2	g/mol
Densidad relativa	11.4 a 16	g/ml
Temperatura fusión	327.4	°C
Temperatura ebullición	1725	°C
Configuración electrónica	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰	6s ² 6p ²
Valencia química	2 y 4	
Estado de oxidación	+2	-

FUENTE: IUPAC

El plomo es considerado como altamente tóxico para las personas, animales y plantas, tal como se observa en la tabla 2, debido a la bioacumulación, toxicidad, no biodegradabilidad natural, y diversos desórdenes en el organismo incluso a bajas concentraciones de 1-10 mg/l (Zhang, 2014).

Tabla 2: Clasificación de metales pesados según su toxicidad

Metales pesados	Toxicidad
Fe, Mo, Mn	Baja
Zn, Ni, Cu, V, Co, W, Cr	Promedio
Ag, Sb, Cd, Hg, Pb, U	Alta

FUENTE: Zhang (2014)

La toxicidad del plomo está fuertemente ligada a su especiación, pudiendo reaccionar con disoluciones ácidas para dar lugar a las correspondientes sales de Pb^{2+} , y con reacciones básicas, dando lugar a complejos equilibrios entre diferentes hidróxidos de plomo solubles, ya que el plomo es anfótero. Esto resulta en cantidades apreciables de plomo disuelto en un amplio rango de pH, y la forma insoluble solo es apreciable a pH entre 10 y 12, compitiendo con otras formas solubles también presentes a esos valores de pH: $Pb(OH)^{1+}$ y $Pb(OH)_3^{1-}$ (Jenkins, 2003).

En la Figura 1 podemos observar la especiación del plomo a diferentes valores de pH.

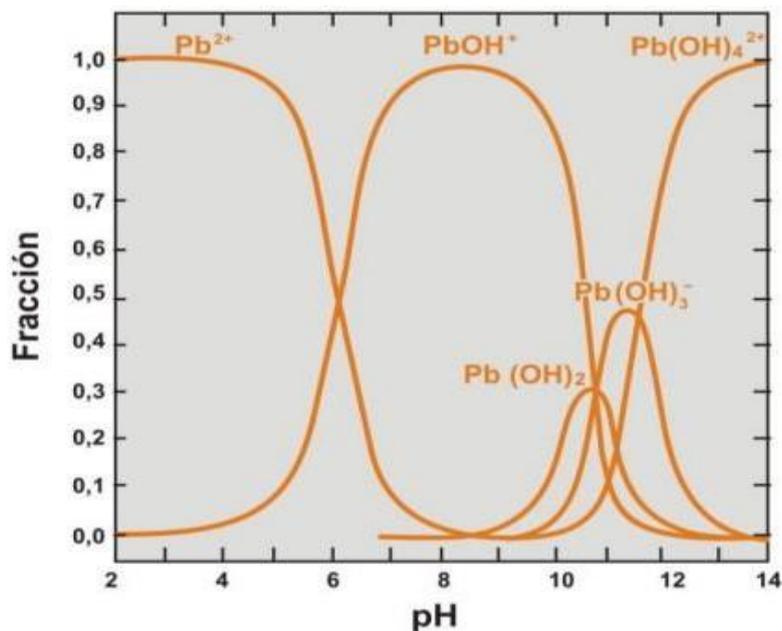


Figura 1: Diagrama de Pourbaix o de especiación del plomo
FUENTE: Azario (2014)

El diagrama anterior muestra la distribución de los hidroxocomplejos del Pb en disolución acuosa. Se observa que a pH inferior a 6, la especie de plomo que predomina en el ambiente es el Pb^{2+} ; y a valores de pH más altos, predominan los hidroxocomplejos poliméricos $\text{Pb}(\text{OH})^+$, $\text{Pb}(\text{OH})_2$ y $\text{Pb}_3(\text{OH})_4^{2+}$.

2.2.2. Fuentes naturales y antropogénicas de plomo

En forma natural el plomo se encuentra como mineral en la corteza terrestre, conocido como galena, que corresponde al sulfuro de plomo (PbS) y ha sido extraído por el hombre desde hace más de 5000 años. Para el año 2010, los depósitos naturales de mayor importancia yacían en Perú, Canadá, EEUU, México, Europa, Australia y Asia (Burger & Pose, 2010).

Este metal se puede hallar como fosfato (piromorfita), carbonato (cerusita), sulfato (anglesita) y numerosos óxidos. Además, se genera por la degradación natural de materiales radiactivos, y se encuentra asociado al uranio (U) y el torio (Th) (Burger & Pose, 2010; Lonndóño-Franco, 2016).

Ubillus (2003) menciona que, para ese año, el hombre emitía a la atmósfera y al suelo alrededor de 450000 toneladas anuales de Plomo, representando más del doble de lo que emite la propia naturaleza.

Las principales fuentes antropogénicas son la manufacturación de tuberías; la industria minera y metalúrgica; la industria de acumuladores de plomo, de recubrimiento y pintura; la fabricación de municiones de armas, del vidrio, de los cosméticos, pesas; revestimientos de cables; láminas usadas para protegernos de la radiación; quema de carbón, combustible, petróleo o desechos y en la fabricación de algunos plaguicidas (arseniato de plomo); pero el principal uso es en baterías para automóviles y otros vehículos. (ATSDR, 2016) (Ubillus, 2003) (Cabrera, 2017).

Según la Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, por su sigla en inglés) (2016), las fuentes de plomo en el agua de superficie o en sedimentos son principalmente la deposición de polvo con plomo en la atmósfera, los efluentes de industrias que usan plomo (principalmente las industrias de hierro y acero y las que manufacturan plomo), el agua de escorrentía de centros urbanos y de apilamientos de minerales.

Esta organización menciona que la mayor parte del plomo usado por la industria proviene de minerales de plomo (primario) o de trozos de metal o baterías recicladas (secundario). Cabe mencionar que la mayoría de estas fuentes generan la forma inorgánica del plomo, diferente a la forma orgánica que antes se generaba como subproducto de la combustión de la gasolina (Poma, 2008).

La fuente doméstica, cuya principal vía de exposición es a través de la ingesta de plomo, se encuentra en utensilios de alfarería glaseada o cristal emplomado, en las cervecerías clandestinas donde se usan destiladores a base de plomo, así como envases o envoltorios de alimentos a base de este metal, y cosméticos con Pb como los tintes de cabello. (Ramírez, 2005)

2.2.3. En la salud

Las principales formas de absorción del plomo se dan por inhalación, ingestión y por la piel; el cual puede encontrarse dentro del ambiente laboral, como por ejemplo en las industrias donde usan plomo; o a través de la ingesta de polvo o alimentos contaminados con plomo producto de las actividades de minas o fundiciones cercanas a la población (Reyes, 2016; Londoño-Franco, 2016; Burger & Pose, 2010).

El plomo se distribuye en diferentes órganos, tejidos, huesos y dientes, donde se va acumulando con el tiempo (Sanín et. al, 1998, citado por Reyes & Vergara, 2016). Este es excretado por la orina o a través de las heces, principalmente; y un porcentaje mínimo por el sudor, pelo, uñas, células epiteliales descamadas, dientes y leche (Ramírez, 2005) (ver figura 2).

Según diversos estudios realizados (Burger & Pose, 2010) (Poma, 2008) (Ramírez, 2005) el plomo no excretado permanece dentro del cuerpo por periodos extensos, principalmente en sangre, huesos y dientes, y en otros tejidos como el hígado, riñones, pulmones, cerebro, bazo, músculos y corazón; el cual puede volver a circular en el organismo en situaciones de déficit de calcio como el embarazo, lactancia y osteoporosis.

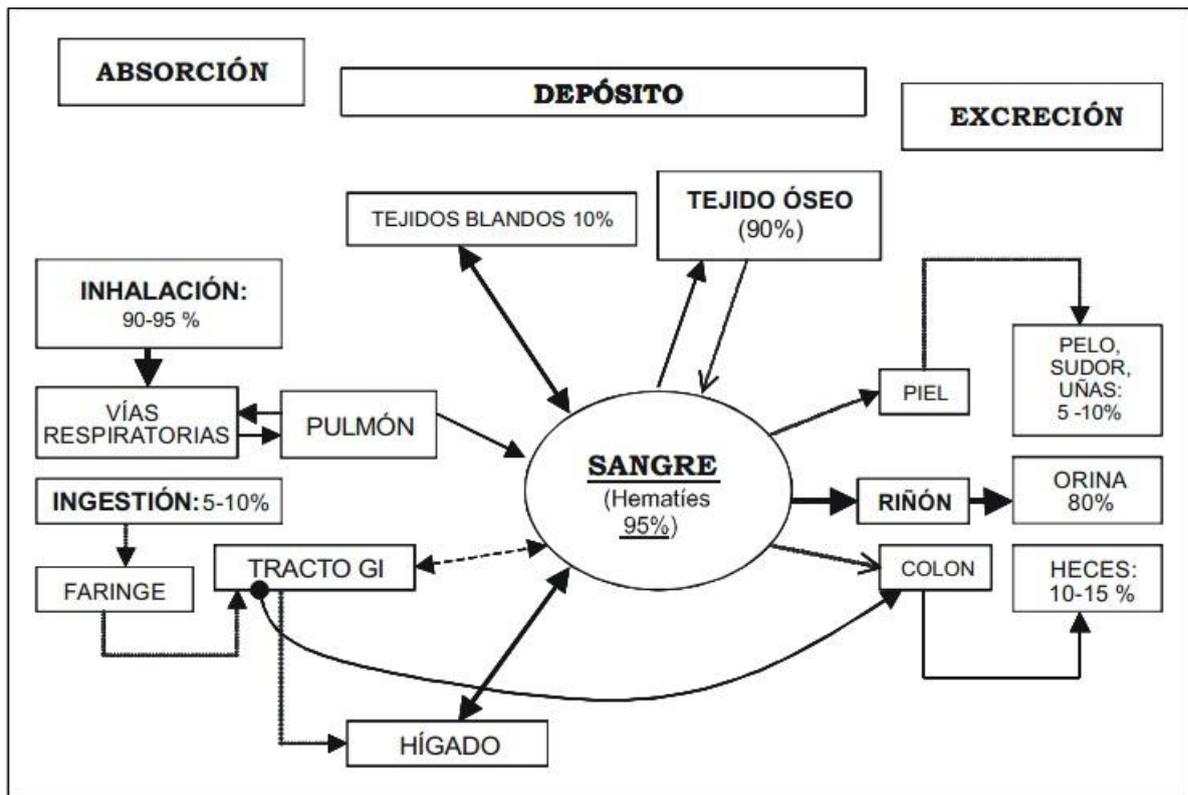


Figura 2: Modelo metabólico del plomo en el ser humano.

FUENTE: Ramírez (2005)

Desde 1960, los científicos usaron el cabello como matriz biológica para realizar valoraciones relacionadas a la nutrición de la población y posteriormente creció el interés por la determinación de metales pesados como arsénico, cadmio, cromo, mercurio, níquel y plomo para monitorear la salud humana, por ser fácil de obtener, transportar y almacenar a temperatura ambiente, y porque refleja información con mayor periodo de tiempo que la orina, la sangre y saliva (Tirado et al. 2015).

Es común el uso del análisis del cabello para conocer el grado de consanguinidad entre dos personas, así como para verificar si hay intoxicación causada por algún metal pesado como el plomo. A pesar que las muestras de cabello no evidencian cambios recientes en el cuerpo, sí puede revelar el hecho de una exposición a alguna sustancia química durante meses anteriores (Kaiser, 2020).

Aunque la medición de plomo en cabello y uñas actualmente no tiene ninguna aplicación práctica en la valoración de la exposición ocupacional (Ramírez, 2005) ni tampoco es usado

como método clínico útil para evaluación toxica plúmbica (Ministerio de Salud, 2013), estudios realizados por Maugh en 1978 (mencionado por Robbins, 2012), mencionan que las concentraciones de metales como cadmio, arsénico, mercurio y plomo en el cabello tienden a correlacionarse con la cantidad de estos metales en los órganos internos.

Según un análisis de Lanphear (2005, citado por Tirado et al. 2015) y la Guía para determinar las concentraciones de Pb de la OMS (2013), los niveles de plomo en sangre no deben superar los 10 µg/dL por tener efectos adversos sobre la salud humana, pero con respecto a los niveles de Pb en cabello, Iaquinta et. al. (2019) señala que no se encuentran bien definidos por la ATSDR o las Naciones Unidas como sí lo están para otras sustancias toxicas como el arsénico o mercurio.

Según las investigaciones de Marcano (2009) y Valdebenito (2008), en Venezuela y Chile los niveles de plomo en cabello ascendieron a 5,28 y 7,70 µg.g⁻¹, respectivamente. Sin embargo, un trabajo científico presentado por Martínez et. al. (2015) reportó una Tabla de valores de referencia para elementos tóxicos y básicos, señalando para el Plomo valores de 0.6 y 0.8 ug/g de cabello (igual a mg/kg) en varones y mujeres de 18 a 99 años de edad, respectivamente (Iaquinta et. al., 2019).

Exceder estos niveles de plomo en el cuerpo trae serios efectos en la salud como daños al sistema nervioso de niños y adultos, anemia, daños en el cerebro y los riñones y hasta causar la muerte. En mujeres embarazadas, los niveles de exposición altos pueden producir abortos; y en hombres, alterar la producción de espermatozoides, también producir debilidad en los dedos, muñecas o tobillos, entre otros efectos registrados por la Agencia para Sustancias Toxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR, 2016).

2.2.4. En el ambiente

A pesar que es conocido el uso de los metales desde la antigüedad, no es sino a partir de la Revolución Industrial (S.XIX) donde se registran índices de contaminación de metales sobre el agua, el suelo y la atmosfera poniendo en riesgo la salud ambiental de la flora y fauna, y de los seres humanos (Rosas, 2001).

Esto se debe a que los niveles ambientales de plomo han aumentado más de mil veces durante los tres últimos siglos como consecuencia de la actividad humana. El mayor incremento

ocurrió entre los años 1950 y 2000 y reflejó el aumento del uso de gasolina con plomo en todo el mundo. (ATSDR, 2016)

Existen registros donde se demuestra que la producción mundial de plomo en el ambiente siempre ha estado en aumento desde los años 1900 a 1980, elevándose en más de 220 000 toneladas de plomo desde los años 50 al 80 (Ubillus, 2003) tal como se observa en la figura 3. El mismo autor menciona que a partir del año 2000 las emisiones tienden a disminuir debido al menor uso del plomo tetraetilico como antidetonante.

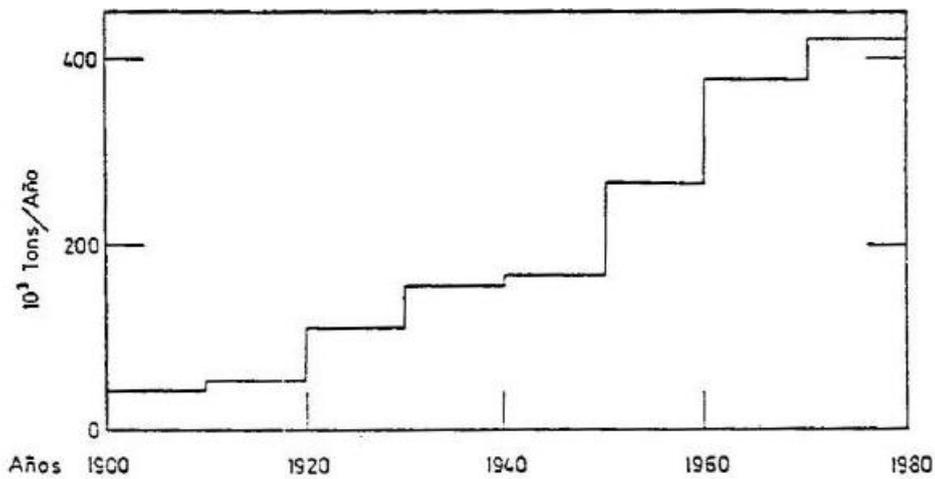


Figura 3: Producción del plomo mundial desde 1900 a 1980

FUENTE: Ubillus (2003)

La contaminación ambiental por plomo también es de alto riesgo como se observa en la variación del Pb en hielos de Groenlandia desde 1750 (Universidad de Granada, 2020) en la figura 4:

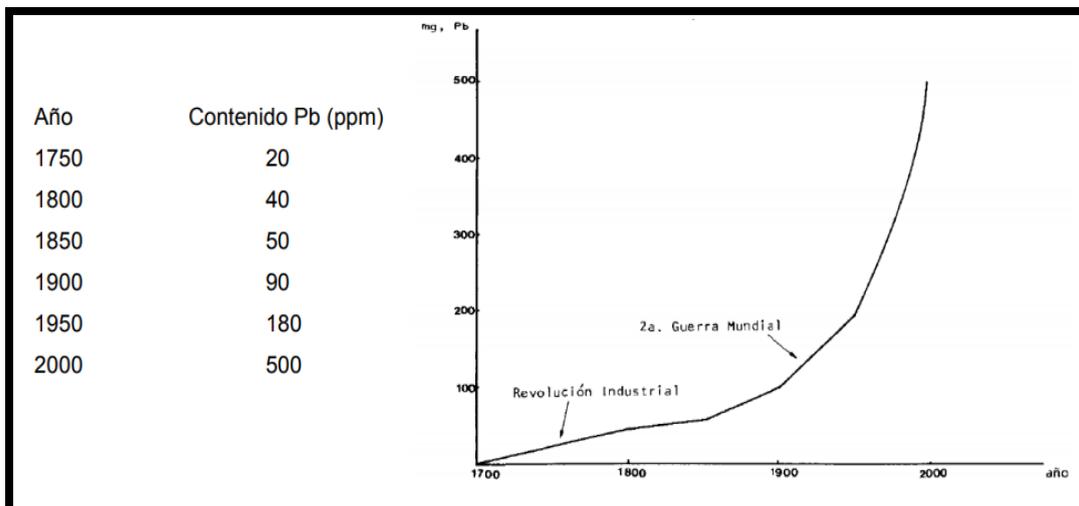


Figura 4: Variación del contenido de Pb en hielos de Groenlandia desde 1750

FUENTE: Universidad de Granada (2020)

La mayoría del plomo en el suelo en áreas urbanas descuidadas proviene de casas viejas con pintura con plomo y de material emitido por el escape de automóviles cuando la gasolina contenía plomo. Una vez que el plomo cae al suelo, se adhiere fuertemente a partículas en el suelo y permanece en la capa superior del suelo. Luego partículas del suelo son movilizadas por el agua de lluvia entrando a ríos, lagos y arroyos. Además, pequeñas cantidades de plomo provenientes de cañerías o de soldaduras de plomo pueden liberarse al agua cuando el agua es ácida o blanda. (ATSDR, 2016)

El plomo puede formar distintas fases minerales como óxidos, hidróxidos, fosfatos, carbonatos, silicatos y sulfuros en el suelo. Estas reacciones son producto de las condiciones físico-químicas presentes en el suelo como pH, potencial redox (Eh), temperatura, presión, concentraciones de iones en disolución, etc. Existe relación entre la solubilidad del plomo en suelos contaminados, el pH y la concentración del metal ya que en suelos con pH alto el plomo precipita como hidróxido, fosfato, o carbonato, o favorecería la formación de complejos organometálicos (Azario, 2014).

La solubilidad del plomo del suelo puede movilizarlo hasta contaminar las aguas superficiales que posteriormente son usadas para el riego de plantas las cuales sirven de alimento para animales de la zona. La movilidad y bioacumulación del plomo puede ir en ascenso hasta el ingreso de plomo al cuerpo humano a través del consumo de alimentos contaminados. Así también, el agua contaminada puede ingresar al proceso de tratamiento de agua para consumo humano (Reyes et al. 2016) e ingresar al organismo.

De acuerdo a los estudios de Volesky (1990) con respecto a la toxicología de este metal, se determina que el plomo inorgánico (Pb^{2+}) es un veneno metabólico y un inhibidor de enzimas (como la mayoría de los metales pesados) pero el plomo orgánico, como el TEP (tetra etil plomo) o el TMP (tetra metil plomo), es aún más venenoso que el inorgánico (Tenorio, 2006).

a. El agua residual y su tratamiento para la remoción de metales pesados

El agua residual (AR) es el residuo líquido de una población. En 1995, Metcalf y Eddy (citado por DAR, 2017) lo definieron como “la combinación de los residuos líquidos o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas y

establecimientos industriales y comerciales, [además de] aguas subterráneas superficiales y pluviales”. En otras palabras, el AR es el agua cuyas características originales han sido modificadas por actividades antropogénicas, las cuales deben ser vertidas a un cuerpo natural de agua o reusadas, y que por sus características de calidad requieren tratamiento previo.

En el Perú, para mejorar la gestión, el AR tratada se clasifica en doméstica, industrial y municipal (DAR, 2017); y se rige por los Instrumentos legales y de gestión ambiental para cada sector con el objetivo de cumplir los Estándares de Calidad Ambiental – ECA, los Límites Máximos permisibles – LMP y los Valores Máximos Admisibles – VMA.

Dentro de la gestión de los Recursos Hídricos, es importante aclarar la diferencia entre los términos VMA, LMP y ECA para no confundir la aplicabilidad de cada uno. Los VMA regulan las descargas industriales al alcantarillado público, los LMP regulan la calidad del efluente de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (PTAR) y los ECA-Agua regulan la calidad del agua en el cuerpo receptor luego de la zona de mezcla con el efluente de las Plantas de Tratamiento de Agua Residual (SUNASS, 2015), como se aprecia en la figura 5.

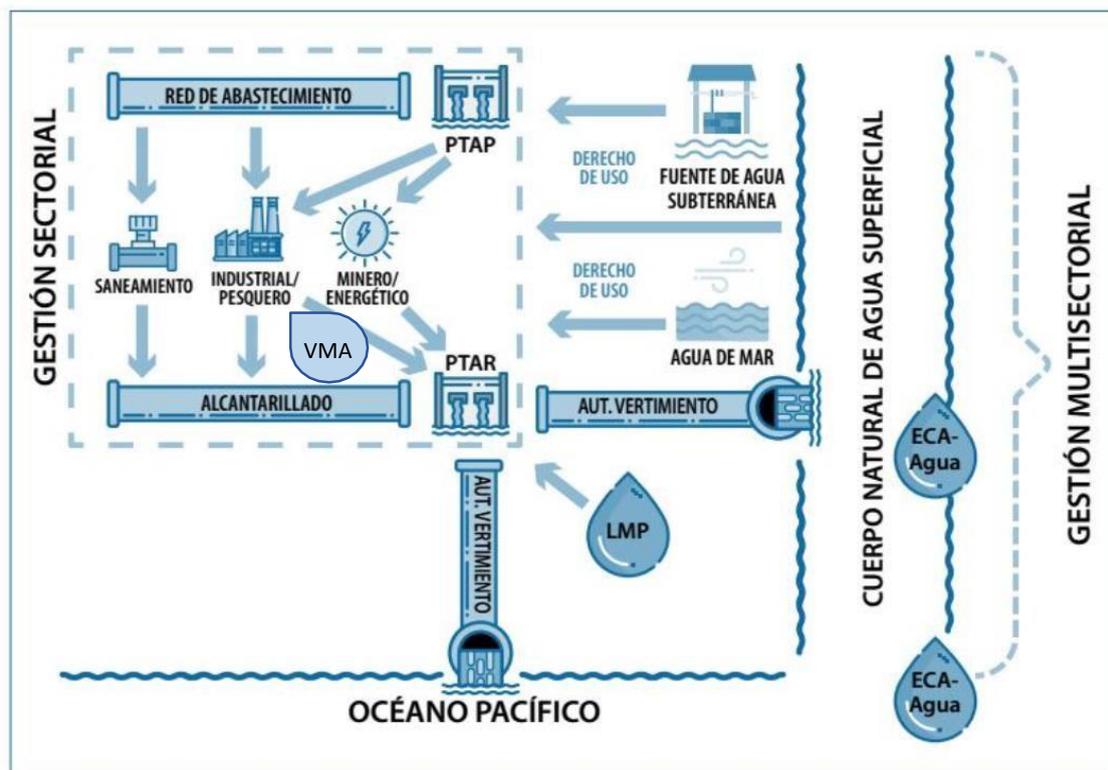


Figura 5: Diagrama de la Gestión de las Aguas Residuales y la aplicación de ECA, LMP y VMA

FUENTE: Autoridad Nacional del Agua, 2012 citado por DAR (2017)

La alteración de la calidad del agua con metales pesados puede tener causas naturales como antropogénicas. La primera causa se debe a la naturaleza química del suelo donde hay presencia de metales y metaloides como Fe, Cu o As. Por otro lado, las causas antropogénicas pueden deberse a diferentes factores como (DAR, 2017):

- Manejo inadecuado de agroquímico
- Minería informal
- Pasivos ambientales mineros (relaves y desmontes)
- Vertimientos de aguas residuales no tratadas
- Manejo inadecuado de residuos sólidos
- Derrames de petróleo

A manera de ejemplo, en el sector saneamiento, el Informe del Estado situacional de los Recursos Hídricos en las Cuencas Chillón, Rímac y Lurín, el Ministerio de agricultura y Riego (2017) señala que el volumen de vertimientos de aguas residuales autorizados suma 41.6 hm³/año, presentando el sector minería el mayor volumen (25 hm³/año) y energía el menor (1.4 hm³/año). En cuanto a los volúmenes de vertimientos no autorizados, deducidos del inventario de fuentes contaminantes, el mencionado Informe estima 34.6 hm³/año de AR, cuyas características se desconocen, siendo probable el no cumplimiento de los Límites Máximos Permisibles (LMP), Valores Máximos Admisibles (VMA) o Estándares de Calidad Ambiental (ECA) de metales pesados. Estas fuentes contaminantes pueden observarse en la figura 6, representadas por los puntos pequeños.

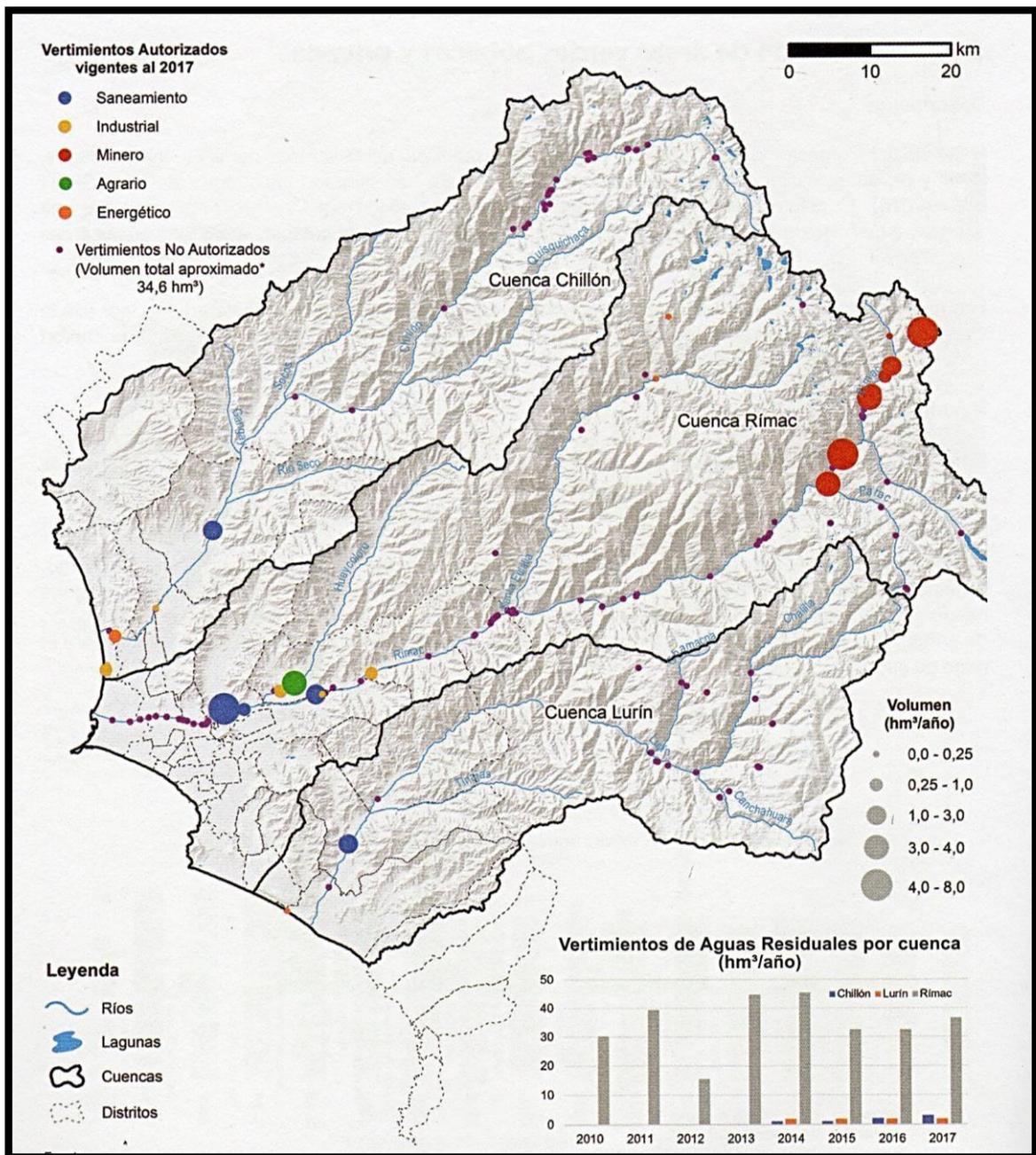


Figura 6: Mapa de los vertimientos autorizados y no autorizados de aguas residuales en las cuencas Chillón, Rímac y Lurín

FUENTE: ANA (2017) citado por MINAGRI (2017)

Ante este panorama, surge la necesidad de diversos mecanismos de tratamiento del agua, las cuales se pueden dividir en físicos, químicos y biológico. Estos deben ser elegidos previo estudio de caracterización del agua a tratar, del agua que se espera obtener y del presupuesto y espacio disponible, principalmente. Se mencionan algunos tratamientos de aguas residuales de manera breve (DAR, 2017; Moscoso & Alfaro, 2008; SUNASS, 2015):

- a. Tratamientos físicos: Sedimentación, Clarificación, Filtración, Membranas (Ultrafiltración, nanofiltración, osmosis inversa)
- b. Tratamientos químicos: Neutralización, Precipitación, Ablandamiento químico, Oxidación (aireación avanzada) y reacciones óxido-reducción, e intercambio iónico.
- c. Tratamientos biológicos: Humedales artificiales, Reactores anaeróbicos, Lagunas de estabilización y Bioadsorción

Con respecto al tratamiento del agua potable, según la Autoridad Nacional del Agua (2018), en Lima y Callao, cuya producción media anual equivale a 23.5 m³/s (2015), se ha convertido compleja y costosa debido a las altas concentraciones de metales procedentes de la minería y de la industria, causados por los pasivos mineros y vertimiento de aguas residuales, principalmente.

2.3. Adsorción

Cooney (1998, mencionado por Bustamante, 2010) y Cabrera (2017) lo describen como un fenómeno superficial, de naturaleza físico-química, que implica la acumulación o concentración de una sustancia, presente en una fase líquida o gaseosa, en una superficie o interfase de un cuerpo sólido, siendo la sustancia que se adsorbe el adsorbato y la fase donde ocurre la adsorción el adsorbente.

Complementando a lo mencionado, debemos diferenciar entre el fenómeno de adsorción y el de absorción (ver figura 7). La adsorción es la tendencia de un componente del sistema (adsorbato) a concentrarse en la superficie del adsorbente; y en el segundo existe una penetración física del adsorbato al adsorbente. En la sorción, ambos fenómenos pueden suceder simultáneamente, y en ese caso puede ser muy difícil separar los efectos de cada uno (Viades, 2013).

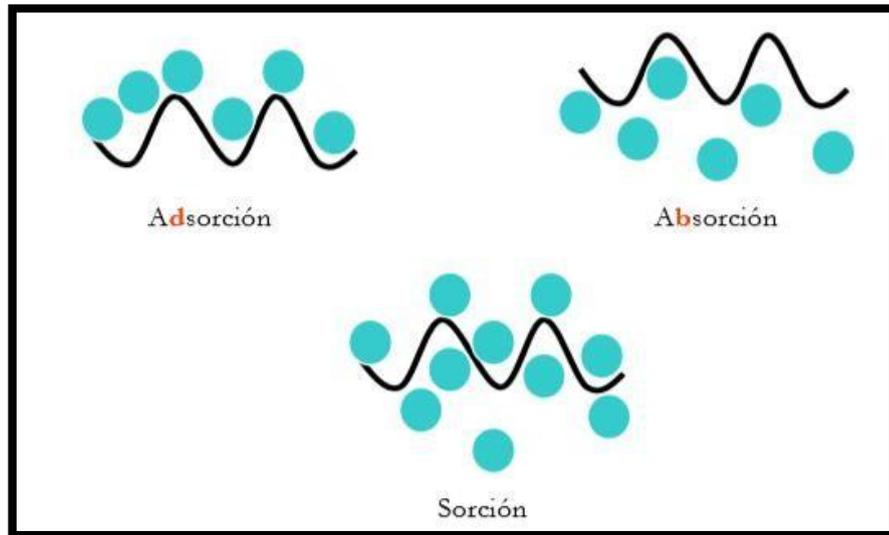


Figura 7: Diferencias entre adsorción y absorción

FUENTE: Viades (2013)

Existen dos tipos de adsorción según la naturaleza de las fuerzas involucradas: fisisorción y quimisorción. (Paredes, 2011) (Viades, 2013)

- a. Fisisorción: Cuando el adsorbato se encuentra unido débilmente a la superficie del sólido por fuerzas de van der Waals, las cuales se asemejan a las fuerzas de cohesión involucradas en la condensación de vapores a líquidos. Es reversible a través de la desorción si la temperatura aumenta y la presión disminuye. No es de naturaleza específica (sitios activos). Se forman multicapas y el adsorbato conserva su identidad.
- b. Quimisorción: Cuando se involucra un intercambio o una compartición de electrones entre las moléculas de adsorbato y la superficie del adsorbente dando como resultado una reacción química. Es la etapa inicial de cualquier proceso catalítico. Aquí participan fuerzas análogas al enlace químico (atracción de iones opuestos o coulombicas, coordinadas o covalentes). Es irreversible (no hay desorción) aunque aumente la temperatura y disminuya la presión a menos que sean cambios muy drásticos. Es de naturaleza específica (sitios activos). Solo forman monocapas y el adsorbato podría perder su identidad.

León (2017) indica que la principal diferencia entre ambos tipos de adsorción, según Hinnes y Maddox (1987), es la naturaleza del enlace que se forma entre la molécula adsorbida y la superficie del adsorbente; mientras para Gonzales (2001), en la adsorción química la distancia adsorbente-adsorbato es mucho más pequeña que en la adsorción física.

En resumen, las diferencias entre ambas se muestran en la tabla 3.

Tabla 3: Diferencias entre adsorción física y química

Fisisorción	Quimisorción
<ul style="list-style-type: none"> • Enlaces débiles. Interacciones de Van der Walls • Entalpia de adsorción esta entre los 10 y 20 kJ/mol • Al incrementar la temperatura se reduce la adsorción. • Es un proceso reversible • La adsorción toma lugar en cualquier punto del adsorbente. • Se lleva a cabo en una monocapa o en multicapa. • No existen reacciones superficiales tales como neutralización, descomposición, etc. • El adsorbato mantiene su identidad. 	<ul style="list-style-type: none"> • Enlaces fuertes de corto alcance (verdaderos enlaces químicos) • Entalpia de adsorción se encuentra entre 40 y 400 kJ/mol. • Un incremento en la temperatura puede favorecer la adsorción. • Es un proceso irreversible. • La adsorción se lleva a cabo en puntos específicos en la superficie. • Se realiza la adsorción en una monocapa • Pueden darse reacciones superficiales (disociación, catálisis, reconstrucción, etc.) • El adsorbato cambia su estructura química respecto al precursor.

FUENTE: Paredes (2011)

2.3.1. Cinética química de adsorción

Pinzón-Bedoya (2009, p.98) menciona que “La cinética de adsorción describe la velocidad de atrapamiento del adsorbato, lo cual controla el tiempo de residencia de éste en la interfase sólido-disolución y además su conocimiento permite predecir la velocidad a la cual el contaminante se remueve del efluente tratado y las condiciones óptimas de operación en el diseño para el tratamiento de efluentes, por tal razón se determinan por experimentación”.

Existen dos modelos cinéticos muy usados para describir la cinética de adsorción:

a. Pseudo Primer Orden

La ecuación de pseudo primer orden fue representada por primera vez por Lagergren para la sorción de ácido oxálico y ácido malónico sobre carbón vegetal, y ha sido más ampliamente utilizado para la adsorción de un adsorbato de disolución acuosa, tal como para los iones de metales, colorantes, y compuestos orgánicos contaminantes (Zhang, 2014).

La expresión matemática correspondiente a la cinética de primer orden reversible se basa en la suposición de que a cada ión metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009), lo cual en términos de velocidad de reacción se expresa como (Zhang, 2014; Pastrana & Mora, 2017):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 * (q_e - q_t)$$

Donde q_e y q_t son la capacidad de adsorción en equilibrio y en tiempo t , respectivamente (mg/g) y k_1 es la constante de velocidad de la adsorción de primer orden (mg/g*min). Para la condición inicial $t = 0$ y $q_t = 0$, C_o es la concentración inicial del metal en disolución acuosa (mg/L) y C_e es la concentración en equilibrio de la disolución.

Integrando esta ecuación, aplicando como condiciones de contorno de $t=0$ a $t=t$ y de $q_o=0$ y $q_t=q_t$, y linealizando, se tiene:

$$\log(q_e - q_t) = \log(q_e) - \left(\frac{k_1}{2.303}\right) t$$

Las gráficas lineales de “ $\log(q_e - q_t)$ ” versus “ t ” indican la aplicabilidad de este modelo cinético. Sin embargo, para ajustar la ecuación a los datos experimentales, el valor de q_e debe preestimarse extrapolando los datos experimentales a $t=(\text{infinito})$ (Zhang, 2014). El valor de $\log(q_e)$ viene a ser el intercepto y $\frac{k_1}{2.303}$ la pendiente.

b. Pseudo Segundo Orden

Este modelo, uno de los más representativos en los procesos de bioadsorción, fue desarrollado por Ho y McKay y se dio a conocer en 1999. El modelo se basa en la capacidad de adsorción química en equilibrio y supone que las velocidades son directamente

proporcionales al cuadrado de los sitios activos favorables. En él se supone que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa y el control de velocidad es por adsorción química. (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009) (Pastrana & Mora, 2017)

Muchas investigaciones han reportado un mejor ajuste de los datos experimentales obtenidos a este modelo, con coeficientes de correlación superiores a los de otros modelos ensayados ya que las primeras ecuaciones de segundo orden fueron aplicadas en sistema sólido-líquido entre el suelo y los minerales del suelo. (Zhang, 2014)

En este caso, la ecuación de velocidad de la cinética de adsorción se expresa como:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 * (q_e - q_t)^2$$

Integrando la ecuación anterior y manteniendo constantes las condiciones de contorno de $t=0$ a $t=t$ y de $q_0=0$ y $q_t=q_t$, se tiene:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

Donde q_e y q_t son la concentración de metal ion adsorbido por unidad de masa de bioadsorbente en equilibrio y en tiempo t , respectivamente (mg/g) y k_2 es la constante de velocidad de la adsorción de segundo orden (mg/g*min). Además, si $h=k_2*q_e^2$, h sería (mg/g.min) la velocidad inicial de adsorción.

Esto es aplicable si la gráfica de t/q_t versus t es recta, y q_e y k_2 pueden ser determinados de la pendiente y el intercepto de la recta, respectivamente.

Zhang (2014) hace mención que en este modelo la estimación experimental de q_e no es necesario ya que puede hallarse en la ecuación.

2.3.2. Isotermas de adsorción

Describe el equilibrio de la adsorción de un material en una superficie a temperatura constante. Es la relación entre la cantidad de adsorbato adsorbido por unidad de masa de un adsorbente (q_e , mg/g), como función de la concentración del adsorbente en la disolución (C_e ,

mg/L). Se obtiene a partir de datos experimentales por medio de análisis de regresión (Viades, 2013) (Zhang, 2014)

En otras palabras, las isothermas de adsorción indican cómo las moléculas adsorbidas se distribuyen entre la fase líquida y la sólida cuando el proceso de adsorción alcanza un estado de equilibrio, a temperatura constante, momento en el cual la cantidad adsorbida es igual a la desorbida en el bioadsorbente (Zhang, 2014).

En la Figura 8 se muestran algunos tipos de isothermas que describen los sistemas de adsorción en equilibrio, de las cuales las más usadas son aquellas que se ajustan a las ecuaciones de Langmuir y de Freundlich.

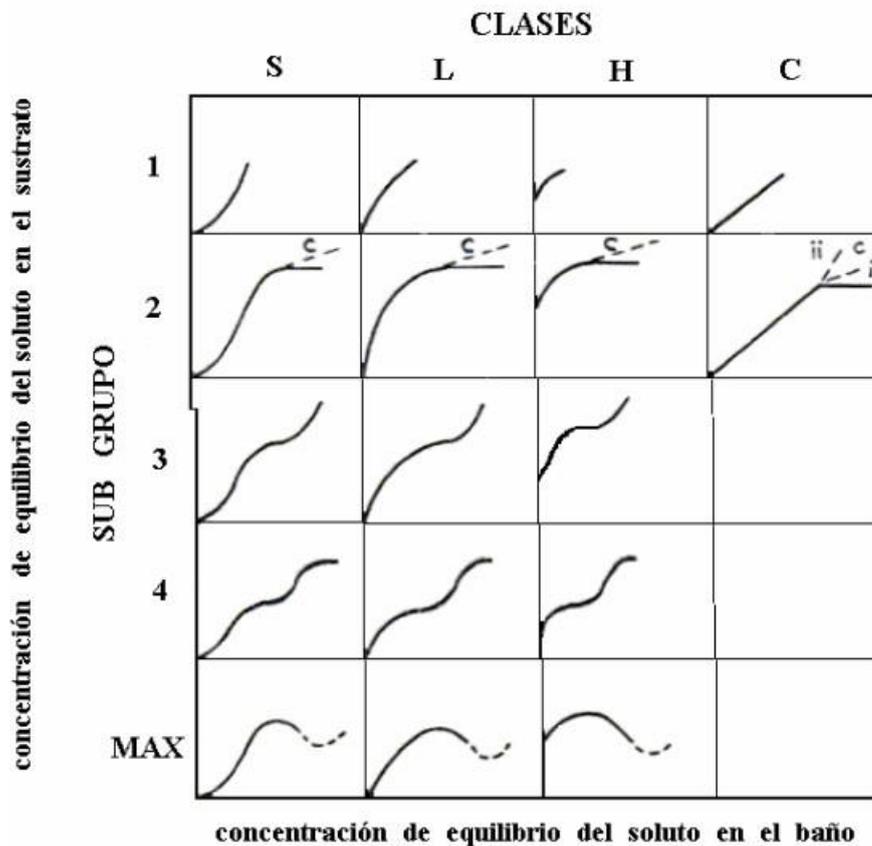


Figura 8: Clasificación de los tipos de isothermas en fase sólido-líquido

FUENTE: Giles et al. (1960) citado por Palomino (2016)

De manera general, Giles et al. (1960) citado por Palomino (2016), menciona que:

- La isoterma de clase L es la más conocida como isoterma de Langmuir y tiene alta afinidad relativa entre el soluto y el sorbente en la fase inicial de la curva, y conforme aumenta la concentración del soluto los sitios específicos de sorción disminuyen. Indica gran interacción del soluto y solvente, baja competencia entre ambos por los sitios de sorción, y fuerte atracción molecular del soluto.
- La isoterma de clase S, tiene gran afinidad del sorbente y el solvente. La curva inicial muestra que la sorción aumenta con la concentración del soluto. Indica interacción específica entre soluto y sorbente, atracción intramolecular moderada y competencia entre soluto, solvente y las moléculas adsorbidas por sitios específicos de sorción.
- La isoterma de clase C indica la distribución equitativa del soluto entre el sorbente y el solvente hasta que todos los sitios de sorción se ocupen.
- La isoterma de clase H indica afinidad extrema entre soluto y sorbente, ya que a bajas concentraciones de soluto éste es retenido en su totalidad por el sorbente.

Este mismo autor precisa que los subgrupos se diferencian por el desarrollo de la capa en que el soluto se acumula sobre el sorbente, siendo para el sub grupo 1 los sistemas en la que la monocapa del adsorbato no ha sido completada, probablemente debido a dificultades experimentales; en los sub grupos 2 y 3 las mesetas indican la formación de la primera monocapa y el sub grupo 4 indica el desarrollo de una segunda capa. El grupo MAX representa a soluciones que contienen solutos que se asocian en disolución, tales como detergentes y cierta clase de colorantes, debido a trazas de impurezas altamente tensoactivas.

a. Isotermas de Langmuir

El modelo de Langmuir, fue desarrollado por Irving Langmuir en 1918, y actualmente es uno de los modelos más usados en los procesos de adsorción por su simplicidad (Zhang, 2014) (Viades, 2013) (Rosique, 2013), el cual intenta explicar la isoterma de Clase L, según la clasificación de Giles (1960), que representa gran afinidad entre el adsorbato y el adsorbente en la fase inicial de la curva y conforme los sitios específicos de sorción se van saturando disminuyen los sitios libres (Palomino, 2016).

Salager (1998) menciona las suposiciones sobre las cuales se fundamenta esta isoterma:

1. La superficie es homogénea, además que tiene un número específico de sitios donde las moléculas pueden ser adsorbidas (Negi, A.S. 1985, citado por (Lagos, 2016)).
2. Ambos soluto y solvente ocupan la misma área por molécula adsorbida, es decir por sitio interfacial.
3. No existen interacciones laterales, es decir que la energía de desorción es constante.
4. La adsorción máxima corresponde a una capa monomolecular, característico de la quimisorción (Viades, 2013)

Este modelo es útil para estimar la capacidad máxima de adsorción correspondiente a una completa cubierta monolaminar en la superficie del sorbente. Además, no hay transmigración de adsorbato en el plano de la superficie del adsorbente, caracterizándose por una adsorción localizada (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009) (Tejeda et al. 2014) (Zhang, 2014) (Viades, 2013) (Rosique, 2013)

La ecuación no lineal de Langmuir se expresa como sigue:

$$q_e = \frac{Q_m k_a C_e}{1 + k_a C_e}$$

Donde:

- q_e = Tasa de biosorción del adsorbato (mg de adsorbato por gramo de biosorbente)
- C_e = Concentración final en equilibrio del adsorbato en disolución (mg/l)
- Q_m =Tasa máxima de retención del adsorbato (mg de adsorbato/g biosorbente)
- k_a = constante relacionada con la afinidad del biosorbente por el adsorbato (L/mg)

La isoterma de Langmuir puede ser linealizada como:

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{Q_m k_a} + \frac{1}{Q_m} * C_e$$

Donde:

Una gráfica de C_e/q_e versus C_e debe indicar una línea recta de pendiente $1/Q_m$ y un intercepto de $1/(Q_m \cdot k_a)$. El Q_m corresponde a la capacidad de adsorción más alta posible y el coeficiente K_a está relacionado a la afinidad, mientras más bajo sea ésta refleja mayor afinidad. Por lo cual, para evaluar un buen adsorbente, en general es aquel con alto valor de Q_m y bajo valor de K_a (Zhang, 2014).

Se puede evaluar la isoterma de Langmuir a partir de un factor adimensional R_L , según lo mencionado por Palomino (2016:37):

$$R_L = \frac{1}{1+k_a C_i}$$

Donde los valores de R_L indican lo siguiente:

$R_L=0$: Sistema isotérmico irreversible

$0 < R_L < 1$: Sistema isotérmico favorable

$R_L=1$: Lineal

$R_L > 1$: Desfavorable, se observa sorción de metal NO significativa

b. Isotermas de Freundlich

Es un modelo matemático empírico el cual supone que no existe saturación del adsorbente, por lo que no hay un valor límite para C_e . Establece la relación entre la capacidad de equilibrio de la fase sólida y líquida basada en la adsorción multicapa de la superficie heterogénea. También considera que cada centro activo puede tener diferente capacidad de adsorción y distintas afinidades, así como que el proceso puede tener lugar en varias capas. Los sitios de adsorción son distribuidos exponencialmente con respecto al calor de adsorción siendo ocupadas primero las de mayor afinidad, es decir, a mayor grado de ocupación del sitio la fuerza de unión va disminuyendo (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009) (Tejeda et al. 2014) (Zhang, 2014).

La expresión de este modelo es la siguiente:

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

Donde:

- K: constante de Freundlich, relacionada a la capacidad de adsorción de la biomasa
- C_e : Concentración final en equilibrio del adsorbato en disolución (mg/l)
- n: Intensidad de adsorción (unidad), si $n > 1$ es adsorción favorable

Esta expresión puede ser transformada en la ecuación de una línea recta tomando logaritmos:

$$\text{Log}q_e = \text{log}k_F + \frac{1}{n} \text{log}C_e$$

La pendiente de la recta obtenida al representar $\text{log}q_e$ frente a $\text{log}C_e$, equivaldría a $1/n$ y el corte con el eje de ordenadas a $\text{log}K_F$.

2.4. Bioadsorción

La bioadsorción o biosorción es una subcategoría de la adsorción que consiste en la captación o retención pasiva de diversas especies químicas sobre la superficie de un material de origen biológico (vivo, inactivo o muerto) a través de mecanismos fisicoquímicos como el intercambio iónico, formación de complejos de coordinación, adsorción física, procesos de micro precipitación, reacciones Redox. Depende principalmente de los siguientes factores: número de sitios en el bioadsorbente, la accesibilidad de los sitios, estado químico de los sitios (disponibilidad) y la afinidad entre el sitio y el metal (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009) (Tenorio, 2006) (Palomino, 2016) (Pastrana & Mora, 2017) (Rosique, 2013).

2.4.1. Bioadsorción de metales pesados

Para Zhang (2014) es un término que describe la eliminación de metales pesados por la unión pasiva a una biomasa cuyo objetivo es la remoción de especies metálicas, componentes y partículas presentes en soluciones acuosas; y para Volesky (1990) es la capacidad pasiva de secuestro de metal que se produce por una serie de diferentes mecanismos fisicoquímicos, dependiendo de una serie de factores ambientales externos, así como del tipo de metal, su

forma iónica en la disolución y el tipo del sitio de unión activa particular responsable de secuestrar el metal.

El proceso implica una fase sólida (bioadsorbente) y una fase líquida que contiene las especies disueltas (adsorbato) las cuales son retenidas por el sólido gracias a la afinidad entre el bioadsorbente y bioadsorbato mediante la unión rápida y reversible de ambos. Dicha afinidad es debido a la existencia de grupos químicos que contribuyen en este proceso, los cuales pueden ser: hidroxilo, carbonilo, carboxilo, sulfhidrilo, tioeter, sulfonato, amina, amino, imidazol, fosfonato y fosfodiéster, conocidos por su potencial nucleófilo. (Pastrana & Mora, 2017) (Tenorio, 2006) (Cuervo et al., 2009)

Los residuos biológicos mediante la bioadsorción están considerados como una alternativa tecnológica para el tratamiento de aguas residuales contaminadas con metales pesados gracias a las siguientes ventajas: bajo costo, alta eficacia, menor generación de lodos biológicos y químicos, no necesita de adición de nutrientes, regeneración del bioadsorbente y posible recuperación del metal. (Michalak & Witek-Krowiak, 2013) (Palomino, 2016)

2.4.2. Materiales bioadsorbentes

Existen numerosos materiales naturales que pueden actuar como bioadsorbentes: microorganismos, algas, bacterias, hongos, desechos industriales y agroalimentarias como cáscaras de frutas, productos agrícolas y algunos tipos de biopolímeros (Tejada-Tovar et al. 2015). Estos materiales han demostrado su capacidad para eliminar metales pesados presentes en aguas residuales a un bajo costo debido a su abundancia en la naturaleza o el medio.

La capacidad del bioadsorbente para concentrar y movilizar metales pesados, depende, en cierta medida de los siguientes factores (Volesky & Holan 1995): tipo de adsorbente, mezcla de la disolución a tratar, preparación previa del bioadsorbente y proceso físico-químico de la adsorción; y de las siguientes propiedades del bioadsorbente (Valladares et al. 2016): la densidad de las partículas del material (tamaño de partícula), el área superficial, la porosidad, las propiedades físico-químicas de la superficie del adsorbente, la presencia o ausencia de grupos funcionales, la composición elemental, las propiedades térmicas y el pH de la superficie del material.

Los bioadsorbentes pueden trabajar en una amplia gama de valores de pH entre 3 a 9, a temperatura con valores de 4 a 90 ° C, el tamaño de partícula óptimo está entre 1 y 2 mm, y el tiempo en lograr el estado de equilibrio, tanto de adsorción como de desorción, puede ser variable de minutos hasta horas (Michalak, Chojnacka, & Witek-Krowiak, 2013) (Zhang, 2014).

Los bioadsorbentes pueden obtenerse a ningún o muy bajo costo, como los residuos agroindustriales o urbanos. Estos residuos pueden estar compuestos principalmente de lignina y celulosa, con grupos funcionales como alcohol, aldehídos, cetonas, fenoles y éteres (Lesmana et al. (2009) mencionado por Rosique, 2013).

Chen et al. (2003) señala que debido a la naturaleza del bioadsorbente, éstos tienden a lixiviar compuestos orgánicos durante el tratamiento de agua presentando color verde o amarillo en la disolución acuosa por lo cual los bioadsorbentes deben pasar por un pretratamiento para mejorar las propiedades mecánicas, de permeabilidad y la capacidad de adsorción. (Rosique, 2013).

Existen diversos estudios donde se aprovecha la capacidad de estos materiales para remover tóxicos mediante el proceso de bioadsorción para el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados. Algunos ejemplos de bioadsorbentes estudiados son: cáscara de tomate, cáscara de naranja, materiales queratinosos (pelo, lana, plumas, etc.), residuos de café, hueso de aceituna, biomasa de opuntia, waraqqo, quitosano, *Aspergillus Rizopus*, entre otros. (Bustamante, 2011) (Cabrera, 2017) (Fernandez & Eceiza, 2016) (Palomino, 2016) (Pastrana & Mora, 2017) (Rosique, 2013) (Tenorio, 2006) (Valladares et al., 2016) (Zhang, 2014)

2.4.3. Parámetros que influyen en el proceso

El proceso de adsorción puede ser afectado de manera positiva o negativa, por ciertos factores como la temperatura, pH, tamaño de partículas, presencia de otros iones, entre otros, las cuales se detallan a continuación:

a. Influencia del pH

El pH es el factor más importante en el proceso de bioadsorción. Está relacionado con las

reacciones ácido-base dentro de las soluciones acuosas las cuales intervienen en muchas reacciones de precipitación, disolución, oxidación-reducción y formación de complejos. A su vez, los fenómenos ácido-base influyen en la concentración de los iones metálicos en el agua (Jenkins, 2003) es por ello que existe una relación estrecha entre la solubilidad de los iones metálicos, el pH de la disolución y la concentración del metal (Azario, 2014). Incluso Bustamante (2011) afirma que algunos estudios demostraron que la isoterma de adsorción depende del pH de la disolución.

Schiewer y Volesky (1995) indican que los iones hidrógeno, que se generan en las reacciones ácido-base, son fuertes competidores de los adsorbatos e influyen en el tipo de especie iónica de los metales y en la ionización de los grupos funcionales superficiales (Rosique, 2013) (Cabrera, 2017). Este mismo autor, mencionado por Tenorio (2006) sustenta que la biosorción de cationes se desarrolla favorablemente con valores de pH superiores a 4,5 y la de aniones a valores bajos de pH entre 1.5 y 4.

Se describen tres vías de influencia del pH en la biosorción del metal según Schiewer (1996, mencionado por Tenorio, 2006): (1) el estado químico del sitio activo podría cambiar con el valor del pH; (2) los valores extremos del pH pueden dañar la estructura del bioadsorbente, pero en el rango de pH 2-7 no se espera que ocurra un daño grave; (3) la especiación del metal en disolución depende del pH.

La variación del pH influye sobre los grupos funcionales del bioadsorbente (hidroxilo, carboxilo, sulfhidrilo), a pH bajo la superficie del bioadsorbente se carga positivamente y repele cationes metálicos y a pH alto puede darse la precipitación del metal en la disolución (Carro de Diego, 2012 mencionado por Cabrera, 2017) (Verdugo, 2017). “Por lo tanto, de forma general, pHs entre 4-7 suelen ser los óptimos para llevar a cabo el proceso de adsorción, especialmente con cationes metálicos, en ese intervalo la desprotonación de los grupos funcionales favorece la atracción de las especies con carga positiva; mientras que la adsorción de aniones suele ser más favorable a pH bajos” (León Hanco, 2017, p. 19)

Para esta investigación, se debe tener en cuenta que la especiación del Pb en la disolución puede variar según el pH, tal como se observó en el diagrama de Pourbaix (ver figura 1). Conforme aumenta el pH, el Pb^{2+} comienza a hidrolizarse formando distintos hidroxocompuestos. Así, el $Pb(OH)_2$ presenta concentraciones importantes a pH por encima de 9, mientras que $PbOH^+$ predomina en el rango de pH entre 6 y 10. El peligro de

microprecipitación comienza a valores de pH superiores a 5.0 para el plomo. (Universidad de Granada, 2020) (Azario, 2014)

b. Influencia de la temperatura

La variación de la temperatura puede tener efecto sobre el sitio activo para la unión del metal y sobre la textura de la biomasa. Este factor aparentemente no influye en el proceso de bioadsorción en el rango de 20 a 35°C (Tejada-Tovar et al., 2015) (Tenorio, 2014) (Veglio & Beolchini, 1996).

Como en muchos procesos, la temperatura está influenciada por el calor generado en la adsorción (cambio de entalpia). Si la adsorción es de tipo físico, el cambio de entalpia es negativo (exotérmico) y se ve favorecido a bajas temperaturas; pero cuando la adsorción es química, el cambio de entalpia es positivo (endotérmico) y se ve favorecido por altas temperaturas (Glasstone, 1941 mencionado por Tenorio, 2006).

A pesar de ello, la entalpia de adsorción suele ser muy baja por lo cual las variaciones de la temperatura no son muy significativas y su influencia en el proceso de bioadsorción es pequeña comparada a otros factores (Schiewer, 1996 mencionado por Tenorio, 2006) (Pastrana & Mora, 2017).

c. Influencia del tiempo de contacto

Es el tiempo necesario para llegar al equilibrio entre el adsorbato y el bioadsorbente donde la cantidad de adsorbato retenido será la misma conforme pase el tiempo debido a la saturación de la biomasa. Es importante para conocer el comportamiento cinético e isotérmico de la reacción en el proceso de adsorción así como de desorción. Depende de la concentración del contaminante o de la dosis del adsorbente, entre otras condiciones. Por lo general el tiempo necesario para llegar al equilibrio es corto (horas o minutos) (Pastrana & Mora, 2017) (Tenorio, 2006) (Cabrera, 2017) (León, 2017)

d. Influencia del tamaño de partícula

Es un factor importante por estar relacionado al área superficial del bioadsorbente que estará en contacto con el ion metal en la disolución. La adsorción es un fenómeno de tipo superficial ya que el proceso se desarrolla sobre las paredes de los poros en puntos específicos, por lo tanto, entre mayor sea la superficie interna por la cantidad de poros por unidad de masa del adsorbente, mayor será la retención del adsorbato. (Pastrana & Mora, 2017)

Como consecuencia, los mejores bioadsorbentes se caracterizan por ser principalmente sólidos muy porosos con un gran desarrollo superficial, es decir poros de tamaño extremadamente pequeño donde la superficie interna del adsorbente es mayor que la externa dando lugar a un mayor número de centros activos disponibles para la reacción. (Verdugo, 2017) (Tejada-Tovar et al. 2015).

e. Influencia de la fuerza iónica

La fuerza iónica se encuentra en función de todos los electrolitos presentes en la disolución, específicamente de la concentración del ion metal y sus cargas, expresando la composición iónica de la disolución. A mayor fuerza iónica, mayor carga de la atmosfera iónica alrededor del ion metal, que puede obstaculizar la tendencia a la aproximación, es decir menor atracción entre iones por lo cual representa un parámetro importante en el proceso de adsorción.

La variación en la fuerza iónica puede influenciar en la actividad de los iones del electrolito y en la competencia de los iones del electrolito y de los iones adsorbentes por los sitios disponibles para la adsorción. Además, los iones pueden unirse a la superficie cargada formando complejos con vinculación covalente o complejos con atracción electrostática los cuales están influenciados por la fuerza iónica (Tenorio Rivas, 2006).

Tener en cuenta que iones como Na^+ o Mg^{2+} incrementan la carga de atmósfera iónica y por lo tanto también la fuerza iónica de la disolución logrando la disminución en la adsorción del metal. Esto se debe a que estos iones (típicamente iones duros) pueden competir con el metal por los sitios de enlace a través de procesos electrostáticos (León Hanco, 2017).

f. Influencia de la presencia de otros iones

Normalmente en el agua residual hay presencia de otros iones (cationes o aniones metálicos), sustancias orgánicas, etc. en disolución que produce cierta competencia por los mismos sitios disponibles para adsorber el metal de interés disminuyendo la capacidad de retención del mismo. (Tenorio Rivas, 2006; Bustamante Alcántara, 2011; Schiewer, 1996)

g. Sitios activos en los bioadsorbentes

Bai y Abraham (2002), mencionado por (Pinzón-Bedoya & Vera, 2009), afirman que “la remoción de iones metálicos de soluciones acuosas por bioadsorción depende de los mecanismos químicos que involucran las interacciones de los iones metálicos con los grupos activos específicos asociados con la pared celular del biosorbente” (p. 98)

La cantidad de sitios activos en el bioadsorbente, la accesibilidad del sitio, la disponibilidad del sitio (es decir el estado químico del sitio), afinidad entre el sitio y el metal (es decir la fuerza de unión) son factores importantes en el proceso de adsorción de metales (Tenorio, 2006) (Bustamante, 2011).

h. Influencia de la naturaleza o tipo de adsorbente

Es uno de los factores más importantes del proceso debido a las características físicas y químicas del propio adsorbente. En cuanto a su naturaleza química, el tipo y cantidad de grupos funcionales que presenta en su estructura, el estado químico, la disponibilidad y afinidad de los mismos, influye en el proceso de adsorción. Así también, su naturaleza física como son la superficie específica, el volumen de poros y tamaño de partícula, influirán tanto en la cantidad total de adsorbato retenida en el equilibrio, como en la cinética del proceso (Volesky, 2003 mencionado por León, 2017) (Ania & Concepción, 2011 mencionado por Pastrana & Mora, 2017).

Al conocer las características de los grupos funcionales presentes en el bioadsorbente se puede facilitar y mejorar el rendimiento del proceso ya que estos grupos dependen de la cantidad y estado químico de los centros activos y de la afinidad con el adsorbato. Por tal motivo se han empleado técnicas para la identificación de los grupos funcionales presentes

en los bioadsorbentes y de los mecanismos de interacción a través de las valoraciones potenciométricas, la Espectroscopia Infrarroja (IR) y la Difracción de Rayos X (DRX) (Cabrera, 2017)

i. Influencia de la naturaleza del adsorbato

Se debe tener en cuenta las propiedades físicas y químicas del adsorbato como la solubilidad, naturaleza iónica y la presencia de grupos funcionales (Pastrana & Mora, 2017) que condiciona su comportamiento en disolución y consecuentemente en la interacción con la superficie del adsorbente (Cabrera, 2017).

León (2017) sostiene que el tamaño de los iones o moléculas del adsorbato, especialmente los compuestos orgánicos, es un factor importante porque puede afectar a la capacidad de enlace en los sitios de adsorción, la difusión intrapartícula, así como a la velocidad del proceso global. Además, la concentración del adsorbato también tiene gran importancia para diseñar un proceso de adsorción.

j. Influencia del método de pretratamiento

Algunos bioadsorbentes mejoran su bioadsorción de metales cuando reciben un pretratamiento por activación del mismo; es por ello que por lo general los bioadsorbentes que se obtienen de la biomasa de desechos deben ser tratados previamente mediante lavado simple, secado y triturado o corte simple para obtener el tamaño deseado y en otros casos, adicionalmente, se aplica tratamiento con modificaciones químicas para mejorar la capacidad de adsorción (Verdugo, 2017) (Michalak et al. 2013).

k. Influencia de la concentración inicial del metal en la disolución

Estudiar la influencia de la concentración inicial del metal, en este caso el plomo, nos ayuda a observar el comportamiento del bioadsorbente en el proceso de adsorción a través de las isotermas de adsorción (Rosique, 2013).

2.5. Residuos de cabello humano como bioadsorbente

2.5.1. Estructura y componentes químicos del cabello humano

El cabello es una estructura filamentosa implantada en una cavidad de la epidermis denominada folículo piloso situado en distintas partes de la piel humana. Sus funciones principales son conservar el calor del cuero cabelludo y protegerlo de todo factor externo que pueda provocarle lesiones (Revista digital para profesionales, 2010) (Wilkinson y Moore, 1990 mencionado por Suarez, 2017).

Una fibra de cabello está compuesta básicamente por 3 componentes (Palma, 2007 y Milady, 2015 mencionado por Suarez, 2017, p. 17 y 18), tal como se muestra en la figura 9:

- a. **Medula:** Está ubicada en el centro del cabello y formada por células esponjosas y semiblandas separadas entre sí. Nutre y mantiene la humedad del cabello. Su presencia es significativa porque no altera las propiedades del cabello.
- b. **Córtex:** Se ubica entre la cutícula y la médula y conforma la parte más extensa de la fibra capilar ocupando el 70% de su superficie. Le da al cabello elasticidad, resistencia y plasticidad. Contiene el pigmento responsable de dar color al cabello, la melanina.
- c. **Cutícula:** Se ubica en la parte externa para protección de la fibra capilar. Está formada de entre 5 y 10 capas de células muertas, también conocidas como escamas cuticulares. La porosidad de la fibra capilar depende de la cutícula, lo cual determina la permeabilidad de la humedad.

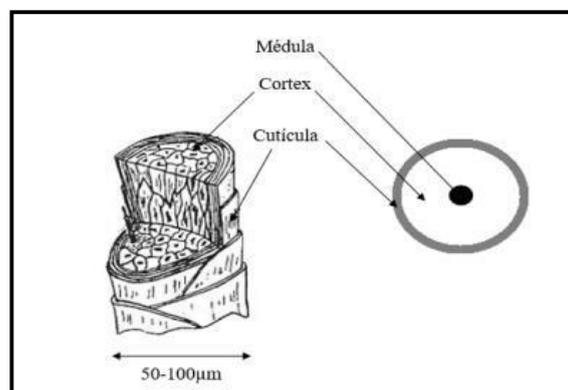


Figura 9: Estructura de la fibra capilar: médula, córtex y cutícula.

FUENTE: Bhushan (2010) mencionado por Suarez (2017)

Las principales propiedades del cabello son: la permeabilidad, otorgándole la capacidad de absorber líquido; la resistencia, para soportar la tracción y agentes externos como el calor; plasticidad, propiedad que permite moldear sin que éste recupere inmediatamente su forma natural; la elasticidad, permite al cabello volver a su estado original después de haberse aplicado alguna fuerza externa; y propiedades eléctricas, producidas por fricción. (Revista digital para profesionales, 2010)

El cabello está compuesto por proteínas, lípidos, oligoelementos, agua, sales, pigmentos y otras sustancias (urea, aminoácidos, etc.). Está constituido principalmente de la proteína queratina, de alto peso molecular que representa entre el 65 y 95% en masa del peso total del cabello humano (Suaréz, 2017) (Revista digital para profesionales, 2010), además de cistina y otros aminoácidos, tal como se observa en la tabla 4.

Tabla 4: Especies químicas presentes en el cabello humano

Queratina	65-95%
Aminoácidos	$\begin{array}{c} \oplus \\ \text{NH}_3 - \text{CH} - \text{R} \\ \\ \text{CO}_2^- \end{array} \quad (\text{R: Grupo Funcional})$
Cistina	$\begin{array}{c} \oplus \\ \text{NH}_3 - \text{CH} - \text{CH}_2 - \text{S} - \text{S} - \text{CH}_2 - \text{CH} - \text{NH}_3^+ \\ \qquad \qquad \qquad \\ \text{CO}_2^- \qquad \qquad \qquad \text{CO}_2^- \end{array}$
Lípidos	Estructural y libre
Ácido 18-metil eicosanoico (18-MEA)	$\begin{array}{c} \text{H}_3\text{C} - \text{CH}(\text{CH}_3) - (\text{CH}_2)_{16} - \text{COOH} \end{array}$
Agua	Hasta 30%
Pigmentos y traza de elementos	Melanina

FUENTE: Bharat Bhushan (2010) citado por Suárez (2017)

El término queratina viene de la palabra griega κεράτινη, “keros” que significa cuernos, por el olor que desprende cuando se quema. Es el principal bloque constructor del pelo, la piel, las uñas, cuernos, picos y pezuñas porque actúa como un cemento. (Chavez & Tenorio, 2014)

Las queratinas son proteínas fibrosas altamente especializadas conocidas como escleroproteínas, que se forman como producto final de la queratinización y se clasifican como proteínas heterogéneas debido a la estructura y composición de aminoácidos. Son insolubles en agua, ácidos débiles y disolventes orgánicos alcalinos; además son insensibles al ataque de enzimas proteolíticas comunes como la tripsina o la pepsina (Zhang, 2014).

Estas proteínas fibrosas están constituidas de polipéptidos, formadas por la condensación de aminoácidos, las cuales contienen cisteína en la estructura de la cadena. El producto de la combinación de dos grupos de cisteína es llamada cistina. La cistina contiene dos grupos amino y dos grupos carboxílicos enlazadas por un enlace disulfuro (Palomino, 2016).

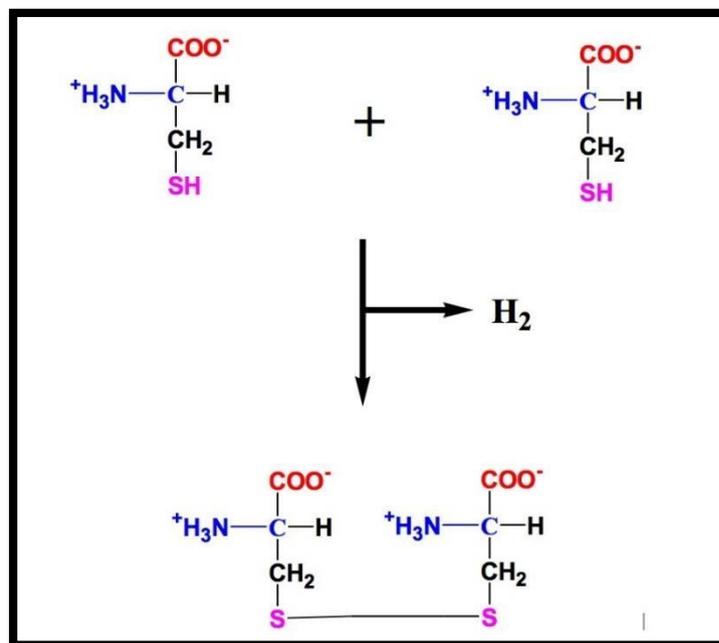


Figura 10: Cistina, producto de la unión de dos cisteínas a través del puente disulfuro

FUENTE: Martínez (2020)

Navarro (1992 mencionado por Suarez 2017) indica que existen dos tipos de queratinas, la β -queratina y la α -queratina. La primera no presenta cisteína, por lo tanto, contiene pocos puentes disulfuro (cistina) y tiene estructura laminar plegada que se encuentra en plumas, garras y picos de aves; mientras que la α - queratina se caracteriza por tener la presencia de cisteína, por lo cual tiene mayor rigidez y resistencia, y su estructura primaria se encuentra plegada sobre sí misma adquiriendo tres dimensiones.

En la tabla 5 se observa los distintos tipos de queratina y dónde se encuentran.

Tabla 5: Tipos de queratina y ubicación

Tipo de queratina	Donde se encuentra
α -queratina	Lana, cabello, uñas, cuernos, pezuñas, estrato córneo
β -queratina	Plumas, picos y garras de aves, garras y escamas reptilianas
α -y β -queratina	Epidermis de reptil, escamas de pangolín

FUENTE: Wang et al. (2015) mencionado por Suarez (2017)

Además, en términos de biosíntesis y de cantidad de enlaces disulfuro, las queratinas pueden clasificarse como queratinas blandas por poseer una menor cantidad de azufre que entrelaza las fibras y están débilmente consolidadas; y queratinas duras por su alto contenido de cisteína, bajo contenido de glicina, y su durabilidad estructural y fuerza. La queratina dura está presente en la corteza y en la cutícula y la blanda se observa en la médula del pelo (B. Wang et al., 2015 mencionado por Suarez 2017) (Revista digital para profesionales, 2010)

Se conoce que, durante el proceso de queratinización, los átomos de sulfuro de las cisteínas en las cadenas polipeptídicas adyacentes son oxidados para formar enlaces cruzados de disulfuro entre las cadenas, dando como resultado la queratina con alta durabilidad, resistencia de las fibras del cabello, insolubilidad y la forma del cabello. En conclusión, la extrema solidez y la insolubilidad de la queratina se atribuyen a su contenido de cistina y su alto contenido es la propiedad más importante que diferencia las queratinas de otras proteínas estructurales. (Wilkinson y Moore, 1990, citado por Suarez, 2017) (Zhang, 2014)

Es importante mencionar que las cadenas de queratina se unen principalmente gracias a tres tipos de enlaces, según la figura 11, los cuales son: (1) Puentes de Hidrógeno, formados por interacción del grupo NH con un grupo CO adecuadamente situado; (2) Enlace iónico: se origina por la unión de grupos ácidos (COO^-) con grupos básicos (NH_3^+) ubicados en las cadenas laterales del polipéptido si los grupos están ubicados favorablemente; y (3) Enlaces Disulfuro: Contiene dos grupos amino y dos grupos carboxílicos.

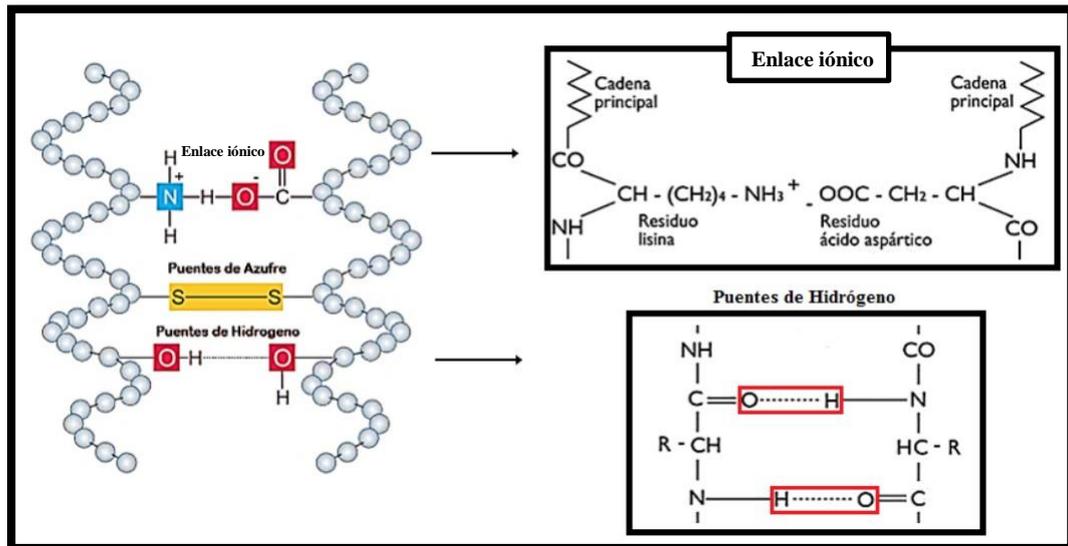


Figura 11: Tipos de enlaces presentes en la queratina

FUENTE: Suárez (2017)

2.5.2. Capacidad de bioadsorción de metales pesados

Zhang (2014) sostiene que los biomateriales de queratina, como por ejemplo el cabello, contienen algunos grupos funcionales primarios que implican carboxilo, hidroxilo, amino y sulfhidrilo, que ayudan a estos biomateriales a ser buenos biosorbentes para la eliminación de iones de metales pesados del agua residual, ya que estos grupos funcionales permiten la fuerte atracción de los iones metálicos a los materiales queratinosos.

Tales biomateriales de queratina tienen intrincadas redes de fibras estables, insolubles en agua con áreas superficiales altas y con grupos funcionales abundantes (grupos carboxilo, hidroxilo, amino y sulfonato) en la superficie dando buenas propiedades sorbentes por lo cual los biomateriales de queratina se pueden utilizar de manera directa o con previo tratamiento de activación para procesos de adsorción.

Estos biomateriales incluyen a los pelos de animales, plumas de aves, cabello humano y lana de oveja los cuales contienen la proteína queratina (Ghosh & Collie, 2014) (Chavez & Tenorio, 2014) (Fergusson, Holzbecher, & Douglas, 1982) (Palomino, 2016) (Roh, Kim, & Jung, 2014) (Zhang, 2014) (Fernandez & Eceiza, 2016)

A pesar que existen muy pocas investigaciones de la capacidad de adsorción de metales usando cabello humano (Fergusson, Holzbecher, & Douglas, 1982) (Tan, Chia, & Teo,

1985) (Zhang, 2014) se conoce que éste tiene una gran capacidad de adsorción de metales pesados por las siguientes razones (Roh, Kim, & Jung, 2014):

- a. Existen pequeñas grietas en las superficies de los pelos humanos que pueden facilitar la adsorción física de iones de metales pesados a la superficie del cabello.
- b. Las largas cadenas peptídicas en un cabello humano contienen pares de electrones no compartidos en átomos tales como oxígeno y nitrógeno. Estos pares de electrones pueden coordinarse con iones de metales pesados, facilitando así la adsorción química de esos iones en la superficie del cabello.
- c. El cabello humano tiene una alta proporción de aminoácidos de cisteína (Cys) que contienen azufre, que pueden coordinarse fuertemente con los iones de metales pesados, fortaleciendo así la adsorción química sobre el cabello.

Para obtener la queratina del cabello (y por ende aumentar la capacidad de adsorción), debe romperse los enlaces disulfuro. Para tal fin generalmente se usa el método de reducción donde los reactivos como el Sulfuro de sodio, 2-mercaptoetanol y ácido tioglicólico sirven para reducir los enlaces disulfuro.

Suarez (2017) afirma que los enlaces disulfuro se hidrolizan fácilmente a un pH alto en presencia de iones hidróxido, pero las condiciones alcalinas severas pueden destruir las cadenas peptídicas. La queratina obtenida por ese método, es inestable y vulnerable a oxidarse en ambientes de pH normales por la alta reactividad de los grupos sulfhidrilo. Es por ello que estos deben ser oxidados con Peróxido de hidrogeno (Quintero-Curvelo et al., 2017) (Chavez & Tenorio, 2014)

Algunas investigaciones (Gupta et al., 2012 mencionado por Suarez, 2017 y Tan, Chia, & Teo, 1985) reportaron que el medio que permite obtener el ablandamiento de la fibra de cabello, y por consecuencia el mayor porcentaje de queratina, es por reducción usando el Na_2S , y posterior oxidación, para estabilizar los enlaces SH formados, con H_2O_2 al 30%.

A continuación, se puede observar cómo actúan de forma general los enlaces disulfuro de la queratina del cabello aplicando un reductor por el método de reducción para aumentar la remoción de metal pesado a través de la bioadsorción:

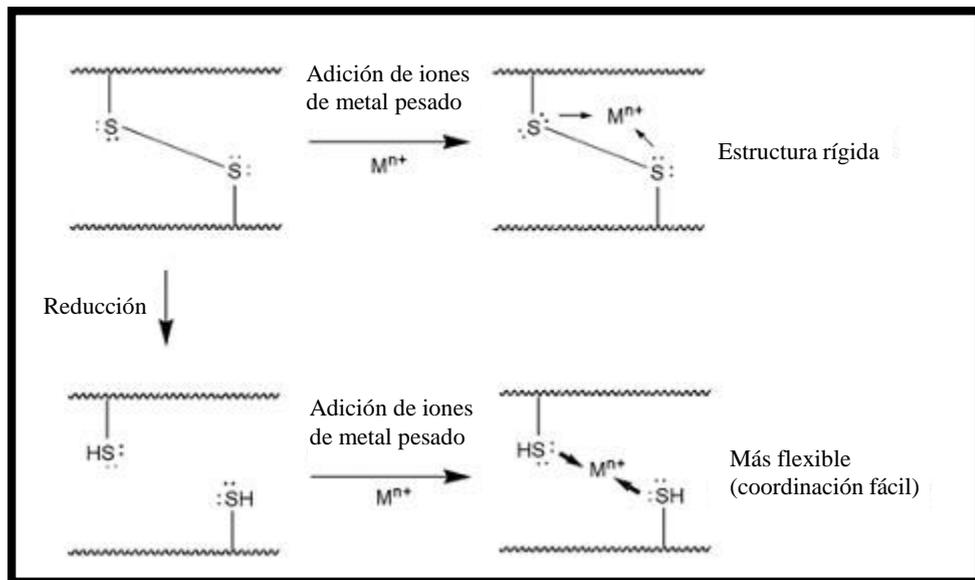


Figura 12: Reducción del cabello humano y la remoción del metal pesado (ion)

FUENTE: Roh, Kim, & Jung (2014)

Además, algunos estudios realizados por Zhang (2014) y Roh et al. (2014) mostraron que realizar pretratamiento químico al cabello humano, como el de la reducción- oxidación con Na_2S y H_2O_2 , aumenta la capacidad de eliminación del Pb diluido a más del 90%, hasta en altas concentraciones de la disolución acuosa, debido a la presencia de enlaces disulfuro reducidos.

III. METODOLOGÍA

El presente trabajo de investigación es de tipo experimental, aplicada y cuantitativa. Fue diseñado para realizar pruebas experimentales en laboratorio con resultados cuantitativos a través de un sistema batch, también llamado por lotes o discontinuo, lo que permitió estudiar bajo condiciones controladas la influencia de factores como el pH, el tiempo de contacto, la concentración inicial del adsorbato, el tamaño y tratamiento previo del bioadsorbente sobre el proceso de bioadsorción de plomo (II) en disolución acuosa usando residuos de cabello humano.

3.1. Materiales, reactivos y equipos

a. Materia de origen biológico:

- Residuos de cabello humano recogido en peluquerías, 200 g

b. Reactivos:

- Disolución estándar de plomo (II) de 1000 ppm – Laboratorio Merck
- Sulfuro de sodio (Na_2S), 0.1 M – Laboratorio Químico Comercial
- Peróxido de hidrogeno (H_2O_2 al 30%) – Farmacia Universal
- Hidróxido de sodio (NaOH 0.1 M)
- Ácido Clorhídrico (HCl 0.1 M)
- Disolución patrón de Plomo de 5, 10 y 20ppm (para las pruebas de Espectroscopia de absorción atómica)

c. Equipos

- Espectrofotómetro de absorción atómica, marca modelo y su respectiva Lámpara de cátodo hueco para determinación de Plomo
- Espectrofotómetro de infrarrojo por Transformada de Fourier (IRTF), marca
- Microscopio Electrónico de barrido
- Espectroscopía de Masas de Plasma Acoplado Inductivamente (ICP/MS)
- Medidor de pH, marca WTW con electrodo de PH modelo 3210
- Agitador magnético, marca Thermo Scientific
- Balanza analítica con precisión 0.0001g
- Incubadora Ecobell
- Estufa de desecación

d. Materiales de laboratorio:

- Tamizadora y juego de tamices A.S.T.M.
- Bomba de vacío
- Tijera de acero inoxidable
- Agua destilada
- Papel filtro Millipore de 0.45 μm
- Magnetos de 2cm
- Desecador
- Materiales de laboratorio: Probeta 50ml, Matraz Erlenmeyer 100ml, Beaker 100ml, micropipetas de 1 a 10 mL
- Shampoo (sin sal ni amoníaco, y pH neutro)
- Guantes quirúrgicos
- Mascarilla desechable
- Colador

3.2. Métodos

3.2.1. Obtención del bioadsorbente

El cabello fue recolectado de cinco diferentes peluquerías en un mercado de San Martín de Porres. Se recogió un total de 200g de residuos de cabello cortado a diversas personas. Según lo observado, se pudo diferenciar la presencia de cabello teñido y natural, de diversos colores (castaño, negro, rubio y blanco) así como lacio y ondeado. Estos residuos fueron lavados con shampoo (sin amoníaco, ni sal y pH neutro) retirando cualquier otro residuo, se enjuagaron con agua destilada, se secaron al ambiente por 5 horas y luego en una estufa a 40°C por 24h (ver Anexo 4).

Posteriormente, fueron cortados manualmente usando tijera de acero inoxidable; se homogenizó la muestra y se colocó nuevamente en la estufa para eliminar la humedad. Por último, se realizó el tamizado de los residuos de cabello limpio y cortado y se obtuvo residuos de cabello a diferentes tamaños: <250mm, 250-850mm, 850-1.18mm, 1.18-2mm, los cuales fueron colocados en bolsas con cierre hermético dentro de un desecador. Para el presente trabajo se dividió en dos grupos de tamaño: mayor a 0.85mm y menor a 0.85mm. Según bibliografía, el tamaño de partícula para el proceso de adsorción debe ser menor a 5mm. (Zhang, 2014) (Fergusson, Holzbecher, & Douglas, 1982) (Cabrera, 2017), (Roh, Kim, & Jung, 2014).

3.2.2. Activación del bioadsorbente (aplicación de tratamiento)

Se realizó tratamiento químico al cabello lavado, secado y cortado mediante el método de reducción con Na₂S y oxidación con H₂O₂ al 30%, según bibliografía (Chavez & Tenorio, 2014) (Fernandez & Eceiza, 2016) (Quintero-Curvelo et al. 2017) (Suaréz, 2017)(Rangel & Ávila, 2016).

Se prepararon dos vasos precipitados de 600ml y a cada uno se colocó 40g de la muestra de cabello lavado, secado, cortado y tamizado (a la cual también la llamaremos bioadsorbente) con 400 ml del reactivo de tratamiento (Na₂S, 0.1 M) durante 60 minutos en constante agitación con ayuda de un agitador magnético a 200rpm, asegurándonos que toda la muestra sea remojada en el reactivo con ayuda de una varilla de vidrio. Se filtró y adicionó 100ml de

H₂O₂ al 30% a cada vaso y se agitó durante 50 min a 200rpm (Suaréz, 2017). Por último, la muestra se enjuagó repetidas veces con agua destilada, se filtró y secó a temperatura ambiente según el diagrama mostrado en la figura 13.

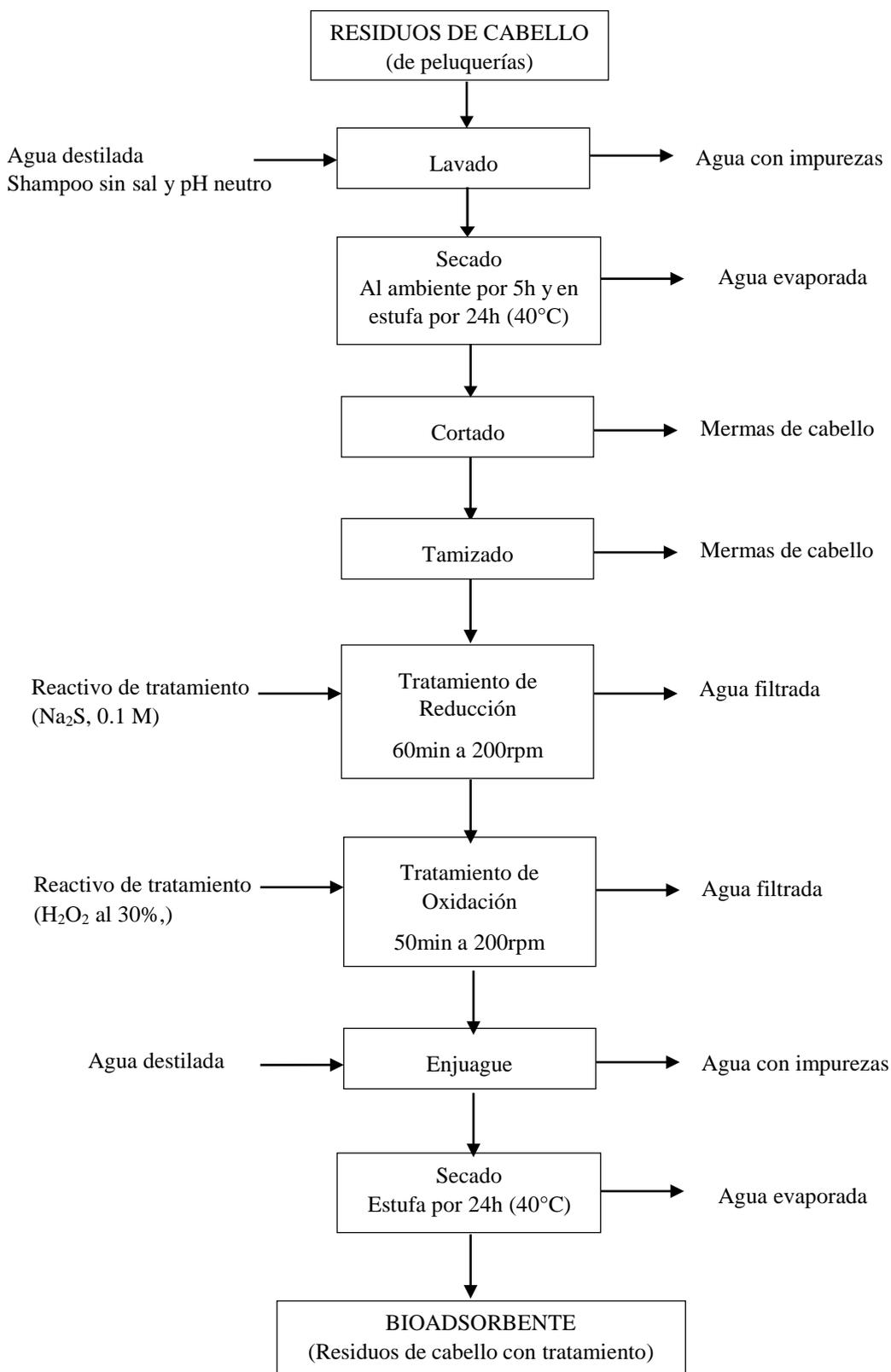


Figura 13: Diagrama del proceso de obtención y tratamiento del bioadsorbente (residuos de cabello).

3.2.1. Preparación de las disoluciones de plomo

A partir de una disolución estándar de Plomo (II) de concentración 1000 ppm obtenida de un Laboratorio Comercial se preparó por dilución las soluciones con las concentraciones de metal requeridas para cada experimento.

Se preparó en fioles de 200ml, soluciones de Plomo (II) a diferentes concentraciones: 5, 25, 50, 100, 250 y 500 ppm. Para hallar el volumen necesario de la disolución patrón se aplicó la fórmula de la Molaridad ($M_i = n_i/V_i$, donde M es molaridad en mol/L, n es número de moles y V es volumen en L).

Para variar el pH de cada disolución de Pb (II), según lo requerido en las siguientes pruebas, se usó el Hidróxido de sodio (NaOH) 0.1M y Ácido clorhídrico (HCl) 0.1M. (Cabrera, 2017) (Palomino, 2016)

3.2.2. Caracterización del bioadsorbente

a. Espectrofotometría de infrarrojo de transformada de Fourier

La espectroscopia infrarroja, también conocida como FTIR (del inglés, Fourier Transform Infra-Red) o simplemente IR, es una técnica para la identificación y estudio de los grupos funcionales químicos de una muestra (bioadsorbente). Estudia los fenómenos de interacción entre la energía de la radiación (con longitud de onda de infrarrojo) y el comportamiento de la materia a nivel atómico y molecular. El resultado de la interacción entre la muestra y la energía en infrarrojo se lee en un espectro de infrarrojo a través de un equipo llamado Espectrómetros FTIR (Miguel Gómez, 2001) (Mondragón Cortéz, 2017).

En dos botellas pequeñas de vidrio se añadieron 2g de cabello lavado, seco y cortado (<2mm), en una de las botellas se colocó cabello con tratamiento (color marrón) y en otro cabello sin tratamiento (color negro), previa rotulación, a temperatura ambiente. Estos fueron llevados al Laboratorio de la Facultad de Ciencias - Química de la Universidad Nacional Agraria La Molina para su análisis con el equipo de FTIR con un espectro de medición entre 4000 a 500 cm^{-1} y con una resolución de 4 cm^{-1} para determinar los grupos funcionales presentes en los residuos de cabello.

b. Microscopio Electrónico de Barrido (SEM)

El método de análisis de las superficies de una muestra a través de la Microscopia electrónica de barrido, también conocido como SEM del inglés Scanning Electron Microscopy, se basa en utilizar los electrones secundarios de baja energía (<50 eV) emitidos de la superficie de la muestra para dar un tipo de imagen. El SEM apareció por primera vez en 1965, gracias a Cambridge Instrument Co. Este equipo permite observar muestras íntegras y en sus tres dimensiones, que con el ojo humano sería imposible visualizar, a través de la microscopia electrónica. (Renau-Piqueras & Faura, s.f.) (Anónimo, 2004)

En dos botellas pequeñas de vidrio se añadieron 2g de cabello lavado, seco y cortado (<2mm), en una se colocó cabello con tratamiento (color marrón) y en el otro, cabello sin tratamiento (color negro), previa rotulación, a temperatura ambiente. Estas fueron llevadas al Laboratorio de la Facultad de Computación y Matemática de la UNI para su análisis con el equipo SEM.

c. Espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS)

El ICP-MS tiene la capacidad de detectar la mayoría de los elementos químicos e isótopos a niveles de ppb o ppt, de forma rápida, inequívoca y con un mínimo tratamiento previo de la muestra. La sensibilidad es alta (es decir, límites de detección bajos) para una amplia gama de elementos y permite la especiación de metales traza, es decir, la identificación y cuantificación de las formas específicas de un elemento.

Se preparó una muestra con 2g de cabello sin tratamiento, lavado, seco y cortado (<2mm), y se colocó dentro de una botella pequeña de vidrio, a temperatura ambiental para conocer la concentración inicial de plomo en el cabello de manera natural. Esta muestra se llevó al Laboratorio de Análisis Químico Certificaciones del Perú (CERPER)-Callao.

3.2.3. Determinación de bioadsorbente con o sin pretratamiento

Antes de iniciar las pruebas, se verificó la eficiencia del residuo de cabello: uno con tratamiento químico previo vs. el cabello sin tratamiento; ambos lavados, secados, cortados

y tamizados, ya que según bibliografía el bioadsorbente con tratamiento tiene mejores resultados de retención del metal.

Se tomó dos vasos beaker de 50ml donde se agregaron dos muestras de 0.2 g de bioadsorbente cada uno (uno con el bioadsorbente tratado y el otro sin tratamiento) y 20 ml de disolución de plomo de concentración 5ppm Pb (II) a cada vaso, a pH natural y temperatura ambiental. La disolución de plomo y el bioadsorbente se mantuvo en contacto por 2h en agitación constante con ayuda de un magneto y el agitador magnético a 200rpm, a temperatura ambiental. Posteriormente las muestras se filtraron y se realizaron las lecturas de plomo en el Espectrofotómetro de absorción atómica. El procedimiento se muestra en la figura 14.

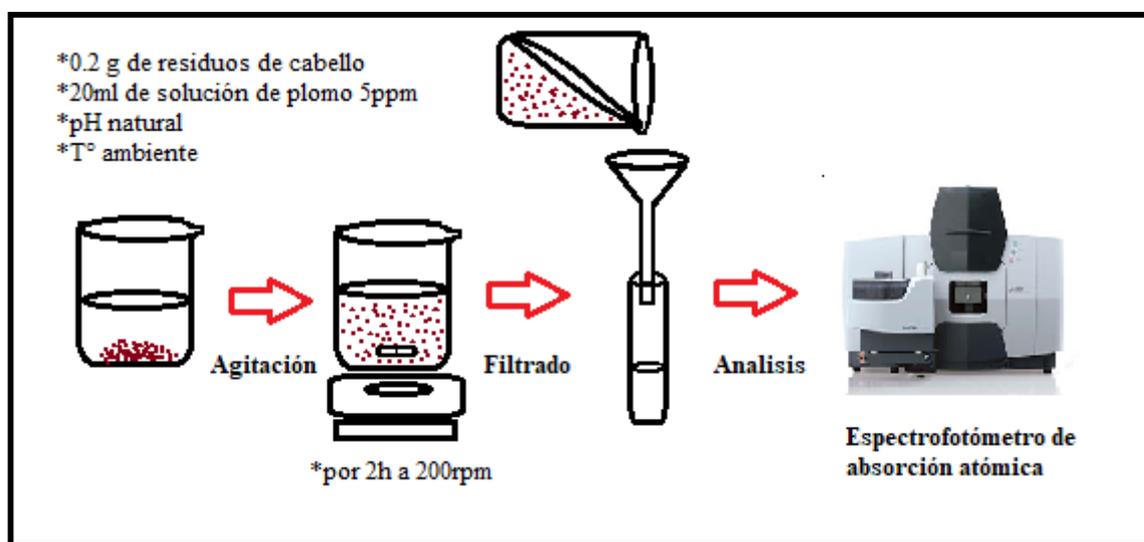


Figura 14: Esquema operacional del proceso de bioadsorción

3.2.4. Determinación del tamaño de partícula

Se tomó dos vasos beaker de 50ml donde se agregó 0.2 g de bioadsorbente (residuos de cabello con tratamiento) y 20 ml de disolución de plomo de concentración 5ppm Pb (II) a pH natural. Un vaso contenía residuos cabello con tamaño mayor a 0.85mm y el otro menor a 0.85mm. la disolución en contacto con el bioadsorbente se mantuvo por 2h en agitación constante con ayuda de un magneto y el agitador magnético a 200rpm, a temperatura ambiental. Posteriormente las muestras se filtraron y se realizaron las lecturas de plomo en el Espectrofotómetro de absorción atómica. El procedimiento es similar a lo mostrado en la figura 21.

3.2.5. Determinación del pH óptimo

Para evaluar a qué pH se da la mayor capacidad de bioadsorción del plomo se va trabajar a una concentración de plomo constante, variando y regulando los pHs con NaOH (0.1M) y HCl (0.1M), con ayuda de un pHmetro.

Se realizaron las pruebas usando vasos beaker de 50ml al cual se le agregó 0.2 g de bioadsorbente (residuos de cabello con tratamiento <0.85mm) y 20 ml de disolución de plomo de concentración 5ppm Pb (II), a cada vaso, a diferentes pHs (3, 4, 5 y 6) durante 2h en un agitador magnético a 200rpm y a temperatura ambiental. La disolución se filtró en tubos de ensayo usando un embudo y papel filtro (marca Millipore).

El pH donde se obtuvo la mayor capacidad de adsorción de plomo es el pH óptimo que fue usado en las otras pruebas.

Para hallar la capacidad de adsorción mediante el porcentaje experimental de bioadsorción del metal se utilizó la siguiente ecuación (Zhang, 2014):

$$\% \text{ biosorción} = \frac{C_i - C_f}{C_i} * 100$$

Donde:

C_i y C_f es la concentración inicial y final (después de un tiempo específico) del ion metálico (plomo II) en la disolución, respectivamente (mg/L o ppm).

Así también, la captura del metal (q_t , en mg/g o mmol/g) es la concentración de metal adsorbido por unidad de masa de bioadsorbente en un tiempo determinado que se obtiene aplicando la siguiente ecuación:

$$q_t(\text{mmol/g}) = \frac{(C_i - C_f) * V}{W}$$

Donde V es el volumen de la disolución (en litros) y W es la cantidad total de bioadsorbente usado (en gramos)

Nota: Considerar que todas las pruebas se repitieron por triplicado.

3.2.6. Determinación de isothermas de adsorción

Conociendo el pH y tamaño de partícula óptimo del bioadsorbente, así como los modelos de isothermas establecidos en la bibliografía, se prepararon muestras con 0.2 g de bioadsorbente de tamaño óptimo y 20 ml de soluciones de Pb (II) a diferentes concentraciones (5, 25, 50, 100, 250 y 500 ppm Pb) en vasos beaker de 50 ml y se mantuvieron en agitación durante 2h a 200rpm y a temperatura ambiental. La disolución se filtró en tubos de ensayo usando embudo y papel filtro, y se obtuvo la lectura de la concentración de Plomo (II) en disolución con el equipo de Espectrómetro de absorción atómica.

3.2.7. Determinación de la cinética de adsorción

Para determinar el comportamiento cinético que puede ser de pseudo primer o segundo orden, se colocó 0.2g de bioadsorbente de tamaño óptimo y 20ml de disolución de Pb (II) a diferentes tiempos de agitación (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos) en vasos beaker de 50 ml y se mantuvieron en agitación durante 2h a 200rpm, a pH óptimo y a temperatura ambiental. La disolución se filtró en tubos de ensayo usando embudo y papel filtro, y se obtuvo la lectura de la concentración de Plomo (II) en disolución usando el equipo de Espectrómetro de absorción atómica.

Con los resultados de estas dos últimas pruebas se elaboraron los gráficos de la isoterma y cinética de adsorción a través de una regresión no lineal.

3.2.8. Método estadístico

Se realizaron modelos lineales generales y mixtos para considerar la heterogeneidad de varianza y la distribución normal de los errores durante el período analizado (Di Rienzo et al. 2017). Luego se seleccionó el modelo más apropiado utilizando los valores del criterio de Akaike (AIC), Schwarz (BIC) y la prueba de máxima verosimilitud (LRT).

Para todas las variables medidas se analizó la normalidad usando la prueba de Shapiro-Francia (1972). Cuando los errores son homocedásticos, haciendo un gráfico de dispersión de residuos versus valores predichos se debe observar una nube de puntos sin patrón alguno

(patrón aleatorio), específicamente la dispersión de residuos no debe formar un cono en la gráfica (Di Rienzo et al, 2008) mientras que en la gráfica de Cuantiles muestrales versus Cuantiles teóricos los valores deben estar cercanos a la línea.

Después de corroborar los supuestos de homogeneidad de varianza y distribución normal de los errores, se procede al análisis bifactorial de los valores de bioadsorción obtenidos en el experimento donde se expuso los RC en soluciones de plomo (II) a diferentes concentraciones (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) [factor 1] y a diferentes tiempos de exposición (10, 30, 60, 90, 120 y 180min) [factor 2], con tres repeticiones cada uno, manteniendo constante la temperatura (ambiental), el pH (4.3), el volumen de la disolución (20ml) y el peso de RC (0.2g).

Con respecto al análisis estadístico para hallar el pH óptimo se utilizó la prueba estadística ANOVA, mientras que para el tamaño óptimo y el tratamiento se utilizó la prueba estadística T-Student, previamente corroborando los supuestos mencionados.

Para el análisis estadístico y los efectos de interacción sobre los factores se usó el programa INFOSTAT (2020).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Descripción del bioadsorbente

Los residuos de cabello (RC) recolectados en las diversas peluquerías mostraban un aspecto variado en cuanto al color, tamaño y edad. Se realizó la mezcla de manera homogénea y se escogió por el método de cuarteo una muestra del total para realizar las pruebas, aproximadamente de 90gr de RC.

De la muestra se mantuvo 10gr como RC sin tratamiento y al resto de RC se le aplicó tratamiento químico de activación para aumentar su capacidad de adsorción según la literatura revisada, dando como resultado lo siguiente: los RC sin tratamiento mantuvieron su color negro y los RC con tratamiento cambiaron su color a marrón castaño, como si hubiera pasado por un proceso de tinturado, tal como se muestra en la Figura 18.

Se conoce que el pH del cabello y la grasa natural se encuentra en un rango de 4.2 y 5.5 (Jesús Lucero, 2017), sin embargo, el pH que se observa en ambas muestras, sin tratamiento y con tratamiento, no varían considerablemente, siendo 6.192 y 6.166, respectivamente. Estopodría haber sido posible porque las muestras de RC fueron lavados con shampoo de pH neutro (pH 7) cuyo pH comercial suele ser básico, pero no se aplicó reacondicionador usado para cerrar las cutículas del cabello cuya naturaleza es ácida. Al no usarse otro producto para neutralizar el shampoo, el pH de los RC se elevó en 0.6 a 1.9 unidades de pH pero manteniéndose ligeramente ácido.

En cuanto a los RC con tratamiento, se les aplicó un primer producto fuertemente alcalino (Na_2S) y en seguida otro ácido (H_2O_2) con la diferencia que el primero estuvo en mayor cantidad y mayor tiempo de contacto que el segundo siendo esto la causa probable que los RC tratados registren levemente menor pH que el RC natural y del cambio de color a marrón oscuro.

4.1.1. Espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS)

El cabello lavado, seco, cortado y sin tratamiento, fue sometido a la prueba de ICP-MS para conocer la concentración inicial de plomo que se hallaba de manera natural dentro de los RC, dando los siguientes resultados de la tabla 6:

Tabla 6: cantidad de Plomo encontrado en la muestra de cabello a través del análisis de ICP-MS

Ensayo	Metal	Límite de Detección	Unidad	Resultado	
Metales	totales	Plomo (Pb)	0.20	mg/kg	<0.20

ICP-OES

Nota: Para la realización de esta prueba, el Laboratorio usó el método de preparación de muestra EPA Method 3051A y el EPA METHOD 6010C.

Esta prueba es altamente sensible para detectar la cantidad de metal pesado, en este caso Plomo, existente dentro de la estructura del cabello acumulado naturalmente a través de diversas vías de exposición. Por ejemplo, las trazas de plomo en el cabello pueden provenir principalmente de los depósitos de sudor, la dieta, la contaminación del aire, las irregularidades metabólicas, el uso de productos para el cabello como tintes que contienen acetato de plomo, la cercanía a una fuente de plomo como las fundiciones, entre otros (Robbins, 2012).

En este contexto, y de acuerdo a los resultados obtenidos en el análisis de ICP-MS de esta investigación, se halló menos de 0.2 mg de plomo por cada kg de RC, un valor que está por debajo del referencial de 0.6 y 0.8 ug/g de cabello (igual a mg/kg), según la investigación presentada por Martínez et al. (2015).

Esto nos indica que las personas de quienes se obtuvo la muestra de RC no han estado expuestas por tiempo prolongado (por lo menos los últimos meses) a un ambiente con grandes cantidades de plomo, y es de esperarse ya que estas personas viven en la ciudad y no en zonas mineras o altamente contaminadas por este metal.

Por lo tanto, se puede afirmar que, para el presente trabajo de investigación, la muestra de cabello usado se encuentra libre de plomo dentro de su composición interna aunque sí se observó cabello teñido dentro de la muestra recopilada, la cual podría haber incidido en una ínfima cantidad de plomo en la muestra usada.

4.2. Caracterización del bioadsorbente

Para determinar las características físicas y químicas del bioadsorbente se realizó el estudio mediante la microscopia de barrido electrónico (MBE) y la espectroscopia de infrarrojo por transformada de Fourier (FTIR), con el objetivo de identificar la morfología y los grupos funcionales químicos de los residuos de cabello humano, respectivamente, antes y después del tratamiento químico de activación.

4.2.1. Microscopia de barrido electrónico

Este equipo permite la observación y caracterización superficial de materiales orgánicos e inorgánicos, dando información de su morfología. Podemos observar en las figuras 15 y 16 algunas micrográficas de los RC sin y con tratamiento, respectivamente, a diferentes aumentos.

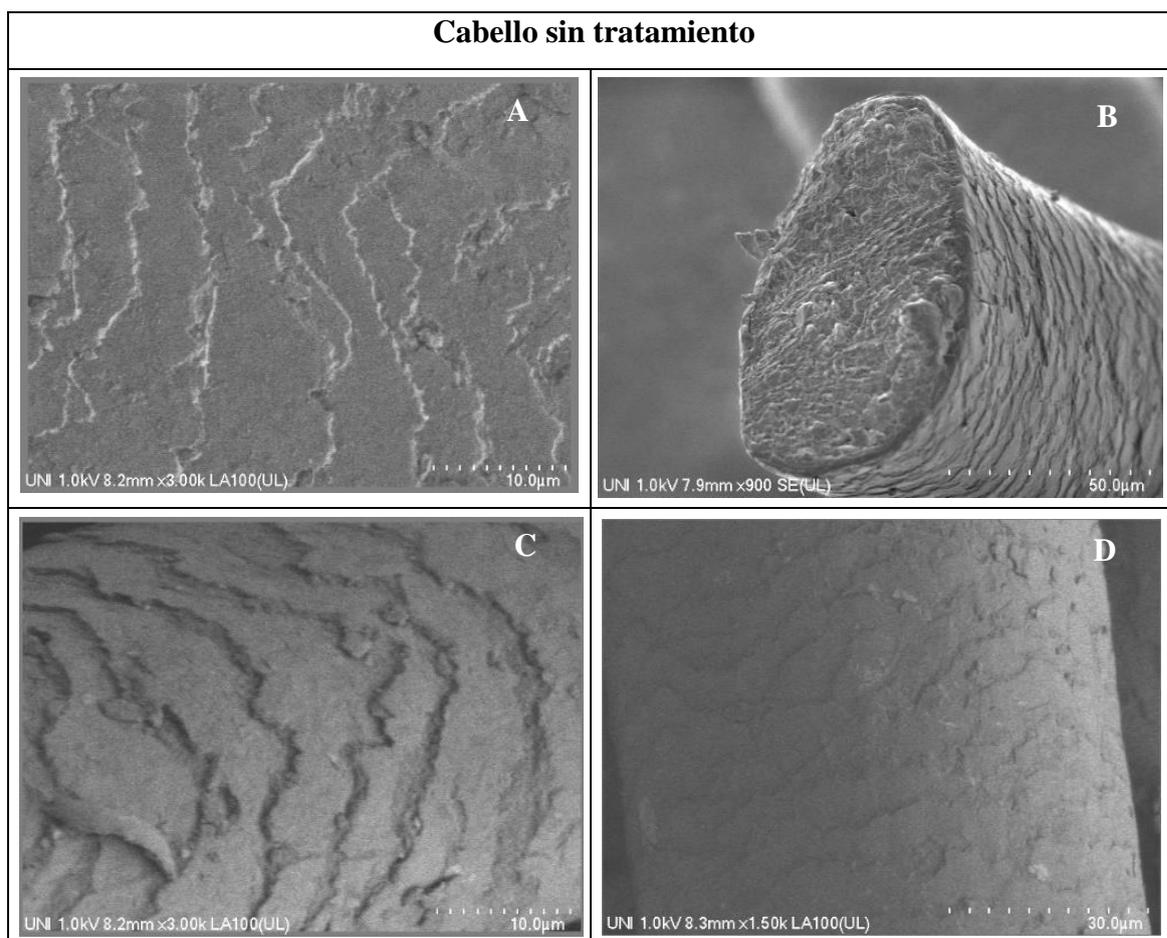


Figura 15: Micrográficas de residuos de cabello (RC) sin tratamiento de activación vistas con el Microscopio de Barrido Electrónico (SEM): (A) y (C) corresponden a RC con aumento de 10um; (B) corresponden a RC con aumento de 50um; y (D) corresponden a RC con aumento de 30um.

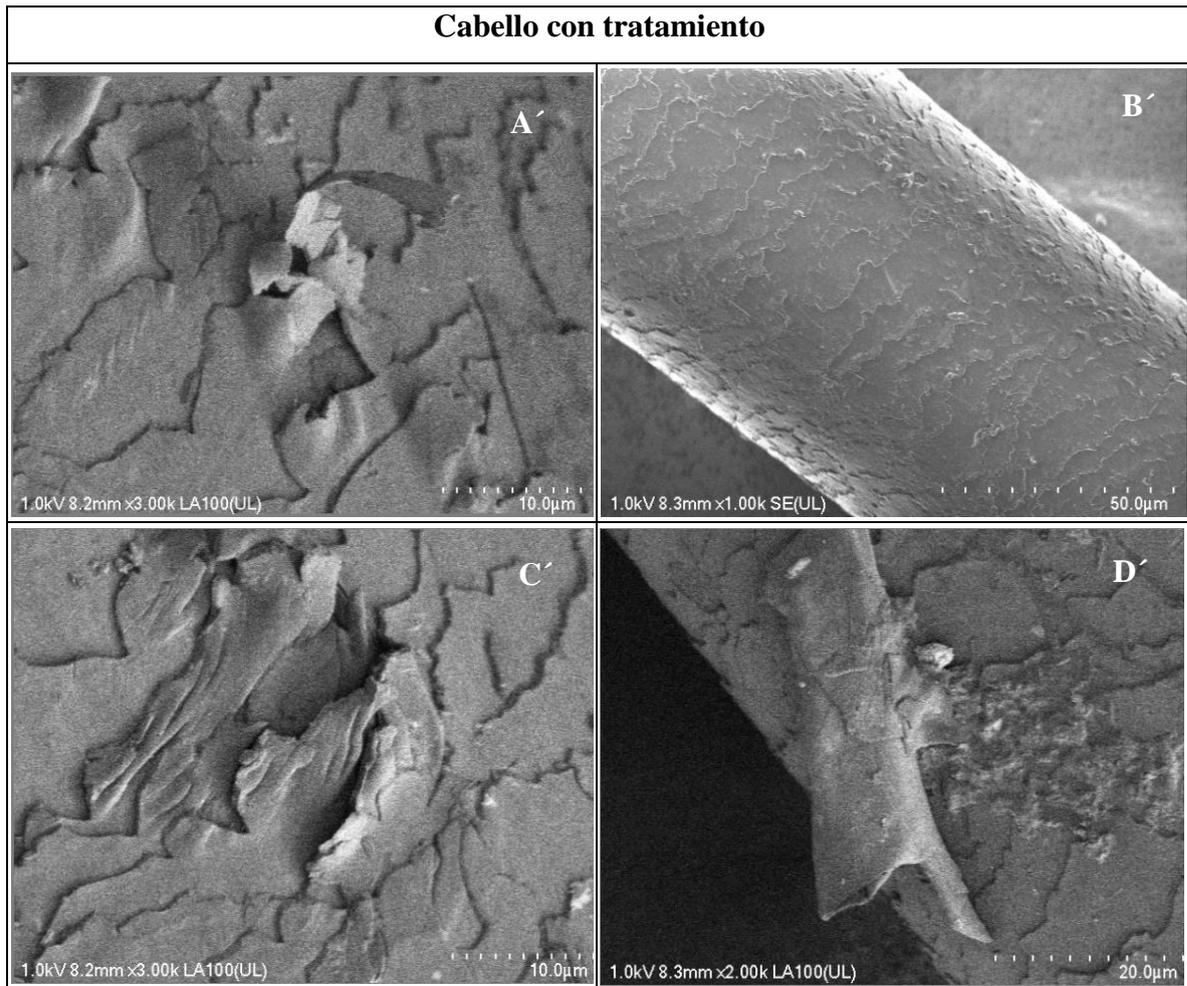


Figura 16: Micrografías de los residuos de cabello (RC) con tratamiento de activación vistas con el Microscopio de Barrido Electrónico (SEM): (A') y (C') corresponden a RC con aumento de 10 μ m; (B') corresponden a RC con aumento de 50 μ m; y (D') corresponden a RC con aumento de 20 μ m.

En la figura 15, se aprecia que la cutícula de los RC sin tratamiento se encuentra en buen estado y de manera ordenada una capa sobre otra, de forma natural; sin embargo, en la figura 16, se observan diversas áreas con la cutícula desgarrada modificando el área superficial del cabello. Estas imágenes confirman que el tratamiento de activación con el método de reducción-oxidación a la cual fueron expuestos los RC provocó cambios significativos a nivel morfológico en la superficie de los mismos.

El desgarro de la cutícula permite ampliar el área superficial de los RC con tratamiento, permitiendo mayor contacto entre el adsorbente (RC) y el adsorbato, siendo este factor uno de los más importantes para el proceso de adsorción de Pb (II). Además del aumento del área superficial se puede observar la formación de pequeños orificios en forma de poros donde podrían quedar atrapados algunos iones de plomo.

4.2.2. Análisis de espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier (FTIR)

Con el objetivo de hallar los grupos funcionales de la superficie del bioadsorbente, tanto de los RC sin tratamiento y los RC con tratamiento de activación, que podrían estar interviniendo en el proceso de adsorción se procedió con el análisis FTIR con un espectro de medición entre 4000 a 500 cm^{-1} y con una resolución de 4 cm^{-1} . Los resultados del estudio de los espectros infrarrojos de estos dos RC antes de pasar por el proceso de adsorción de Pb (II), se muestran en la figura 17 de manera comparativa.

Las longitudes de onda de los picos hallados en los espectros infrarrojos de los RC sin y con tratamiento de activación, así como la diferencia entre ambos y los probables grupos funcionales a los que pertenecen según la literatura encontrada se describen en la tabla 7.

Tabla 7: Valores del espectro infrarrojo de los residuos de cabello con y sin tratamiento de activación.

Longitud de onda (cm-1)	Sin tratamiento	Con tratamiento	Diferencia	Grupo funcional según Literatura
3295	3277	3281	+4	Estiramiento NH (Amida A)
3500-3200	--	--	--	Grupos hidroxilo unidos (OH)
3000-2850	2956	2966	+10	Grupos metil y metileno C-H extendido
	2920	2925	+5	
2877	2872	--	--	CH ₃ doblete debido a la tensión asimétrica y simétrica del CH
3000-2850	2850	2853	+3	Estiramiento C-H
1750-1680	--	--	--	Carbonilos C=O
1637	1633	1633	0	Amida I, 80% C=O estiramiento y pequeña contribución de la curva NH
1670-1500	--	--	--	Grupos carboxilicos
1518	1515	1516	+1	Amida II, 60% de estiramiento CN más 40% de NH en curva plana
1450-1375	1451	1451	0	Flexion simétrica de CH ₃
	1416	1409	-7	
1375-1300	1337	1311	-26	C-O estiramiento de COOH
1300-1000	--	--	--	Estiramiento -SO ₃

Continuación...

1350-1000	--	--	--	O-H alcohol (primario y secundario) y éteres alifáticos
1300-1000	--	--	--	C-O estiramiento de COOH
1241	--	--	--	Amida III (estiramiento NH)
1229	1231	1224	-7	Dioxido de cistina (R-SO ₂ -S-R)
1175	--	--	--	Sulfonato, S-O estiramiento asimétrico
1075	--	--	--	Monoxido de cistina (R-SO-S-R)
1040	1041	1039	-2	Sulfonato, S-O estiramiento simétrico
937	929	929	0	Amida IV principalmente O=C-N flexión
990-690	--	--	--	Flexion C-H

Elaboración propia

FUENTE: Zhang (2014); Wahab et. al. (2010) y Panayiotou & Kokot (1999)

Se observa en los espectros infrarrojo de la figura 17 que los picos de los RC con tratamiento de activación registran valores de número de onda (cm^{-1}) de 3281 cm^{-1} (Amida A), 2966 (grupos metil y metileno), 1516 (Amida II, 60 % de extensión de C-N), 1451 (flexión simétrica de CH_3) ligeramente mayores con respecto a los RC sin tratamiento, al mismo tiempo que disminuye entre 5 a 10 % las intensidades de transmitancia.

También se puede observar, que para los picos con valores de número de onda de 1409 cm^{-1} (flexión simétrica de CH_3), 1311 cm^{-1} (CO estiramiento de COOH), 1224 cm^{-1} (Dióxido de cistina) y 1039 cm^{-1} (Sulfonato) registran un pequeño descenso en los RC con tratamiento con respecto a los RC sin tratamiento, este mismo descenso se observa en las intensidades de transmitancia.

Todo esto da evidencia de la ocurrencia de cambios en la estructura química del bioadsorbente a nivel de grupos funcionales debido al proceso de tratamiento de activación, usando el método de reducción-oxidación, donde los RC estuvieron expuestos al Na_2S y al H_2O_2 30v.

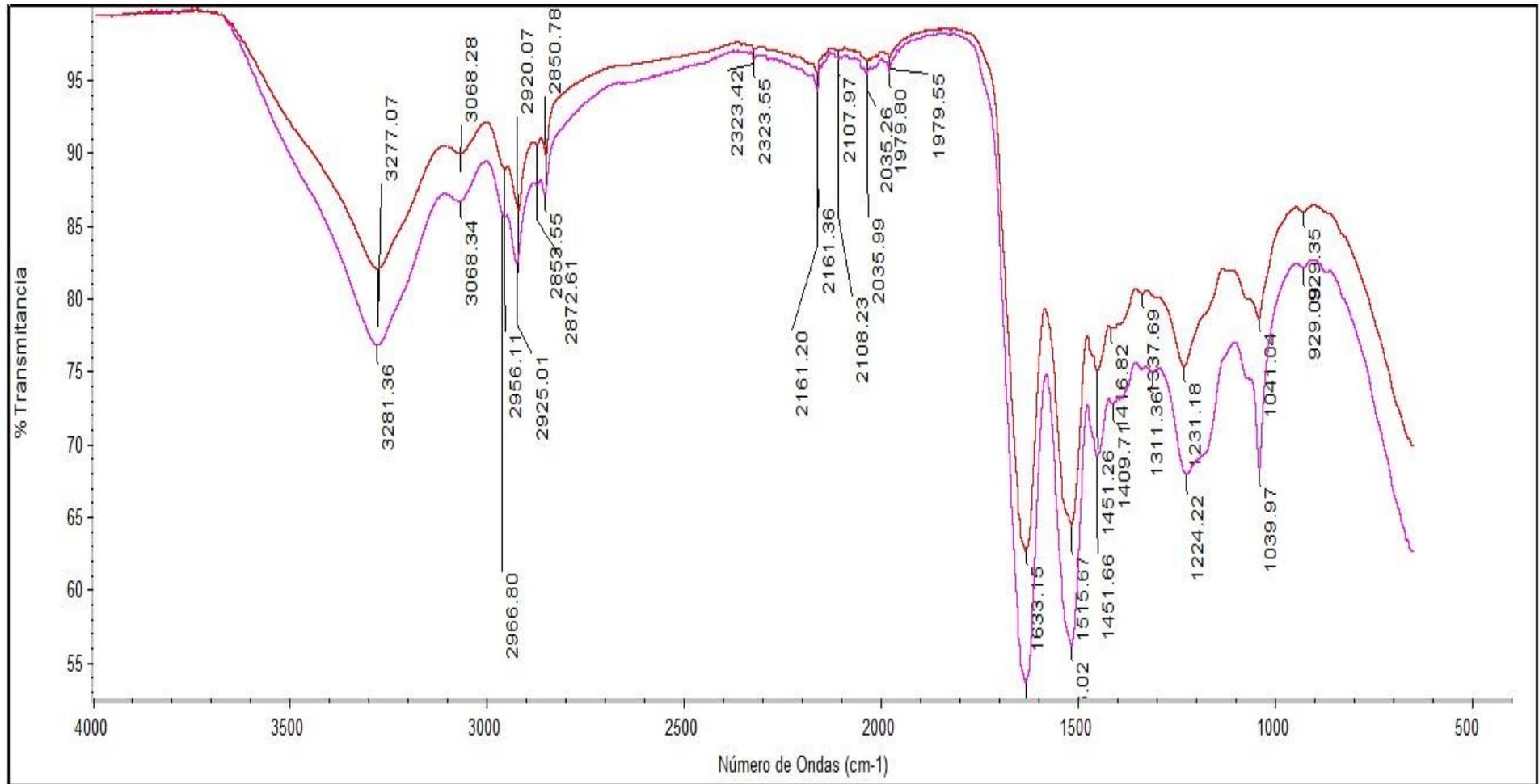
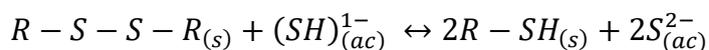
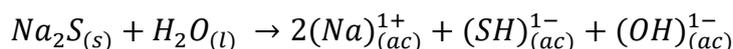


Figura 17: Espectro infrarrojo de los residuos de cabello sin tratamiento (rojo) y con tratamiento (fucsia)

Sin embargo, observamos también ciertos valores de número de onda inalterados en los espectros de ambos residuos de cabello (con y sin tratamiento) es decir, aparentemente no hay un cambio en el grupo funcional, esto es a 1633 cm^{-1} (Amida I, 80 % extensión de C=O) y 929 cm^{-1} (Amida IV). Además, a 2872 cm^{-1} (CH_3 doblete) solo se registra valor en el RC sin tratamiento.

Durante el proceso de reducción-oxidación de los RC se produce la ruptura del enlace disulfuro de la cistina que se encuentra en la queratina, permitiendo la formación de grupos tiol, conocidos también como mercapto (SH), en los residuos de cabello, ya que cuando el sulfuro de sodio se mezcla con agua resulta en una disolución altamente alcalina ayudando a la ruptura del enlace disulfuro, tal como se muestra en la ecuación mencionada líneas abajo, seguidamente, el peróxido de hidrogeno oxida la cistina produciendo monóxido y dióxido de cistina, además de modificar los -SH libres mediante oxidación para obtener una proteína más estable (Palomino, 2016) (Robbins, 2012) (Suaréz, 2017)



Donde R-S-S-R representa a la proteína

El grupo funcional sulfhidrilo o tiol (RSH) constituye una función química muy reactiva debido a la alta nucleofilia de los iones tiolato (RS^-), los cuales existen a concentraciones significativas a valores de pH neutros y débilmente alcalinos. Además, los tioles se oxidan fácilmente generando productos con diversos estados de oxidación por ejemplo el ácido sulfónico.

Según Da Browski et al. (2004, mencionado por Roh et al. 2014, p. 310) “cuando los enlaces disulfuro se reducen a grupos mercapto (-SH), los átomos de azufre pueden coordinarse más fácilmente con los iones de metales pesados” ya que los metales pesados tienen más afinidad por los sulfuros, por ejemplo, las especies químicas de plomo muestran una alta afinidad hacia el azufre (Goel, Kadirvelu, & Rajagopal, 2005).

Se observa la existencia de grupos carboxílicos con un pico de 1337 cm^{-1} . En este sentido, Robbins (2012) menciona que las regiones de alto contenido de ácido carboxílico son la

endocutícula, el complejo de la membrana celular y la médula, siendo probable que estas áreas de la fibra tengan una gran afinidad por los metales divalentes y trivalentes.

4.3. Efecto de los principales factores físicos y químicos sobre la capacidad de adsorción de Pb^{2+} usando los residuos de cabello con tratamiento y sin tratamiento.

Existen varios factores que influyen, unos más que otros, sobre la capacidad de bioadsorción de un metal, tal como se revisó en la literatura. En este trabajo se analizarán los factores más influyentes como el tratamiento de activación usado, el tamaño de los residuos de cabello, el pH de la disolución, el tiempo de exposición y la concentración inicial.

4.3.1. Efecto del tratamiento de activación (químico) de los residuos de cabello sobre la capacidad de adsorción de Pb^{2+}

El tratamiento de activación químico usado fue el método de reducción con Na_2S y oxidación con H_2O_2 al 30% v sobre los residuos de cabello, según el Diagrama del proceso de obtención y tratamiento del bioadsorbente representado en la figura 13. Para analizar el efecto de este tratamiento se compararon los resultados de la capacidad de bioadsorción (en porcentaje) de plomo entre los residuos de cabello (RC) con tratamiento y los RC sin tratamiento, los cuales se muestran en la figura 18 y 19.

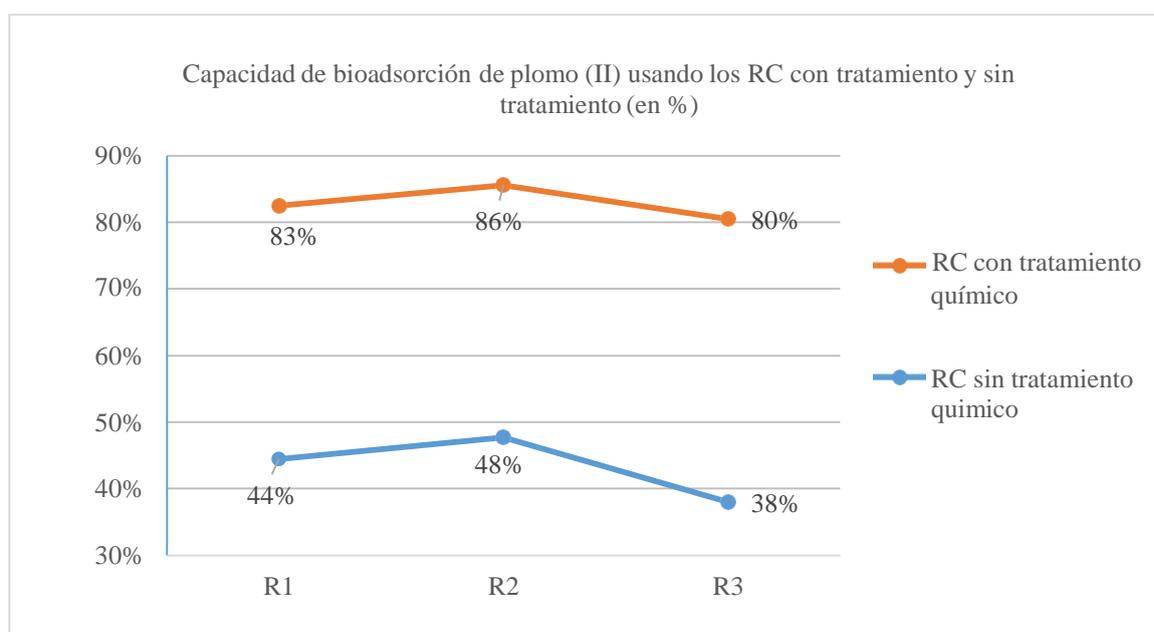


Figura 18: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello (RC) con tratamiento y sin tratamiento de activación en tres repeticiones (R1, R2 y R3)

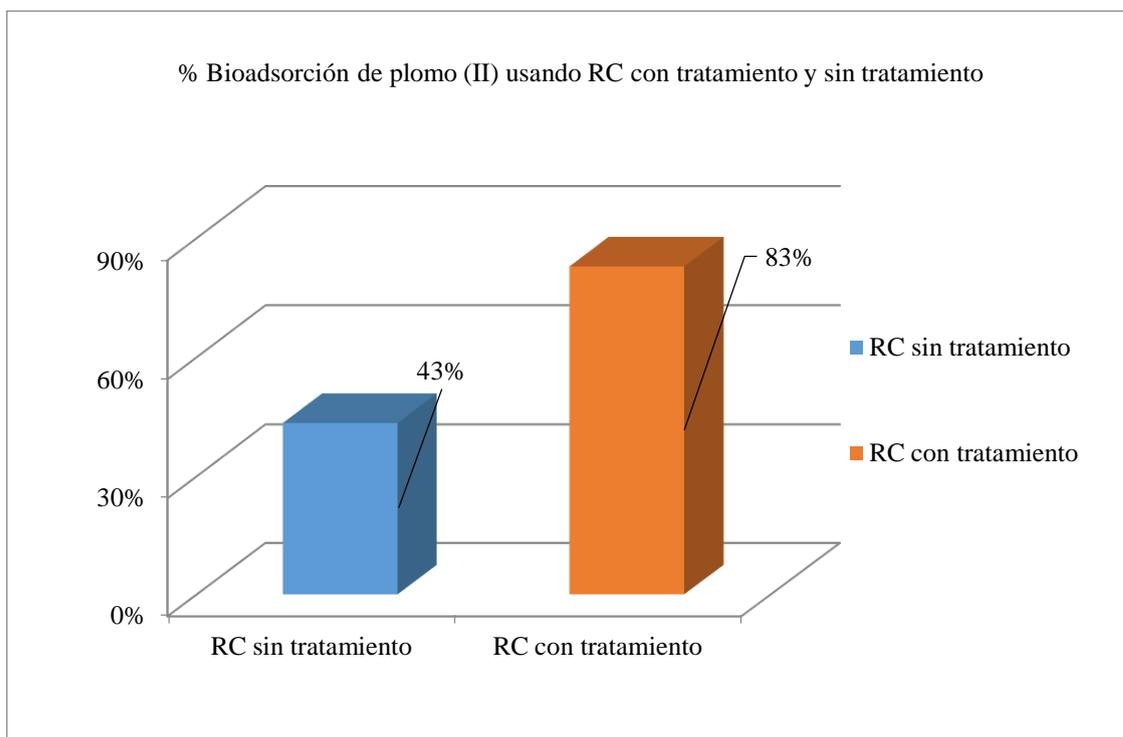


Figura 19: Promedio de tres repeticiones del porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello (RC) con tratamiento y sin tratamiento de activación.

En la figura 19 se aprecia claramente una mayor capacidad de bioadsorción de plomo (II), aproximadamente el doble, usando los RC con tratamiento de activación en comparación de los RC sin tratamiento sin embargo estos últimos muestran un porcentaje significativo en su capacidad de remoción del plomo en medio acuoso sin necesidad de algún tratamiento adicional.

Se debe tener en cuenta que los RC sin tratamiento solo fueron lavados, secados y cortados a tamaño menor de 0.85 mm; de igual manera se procedió con los RC con tratamiento, pero adicionalmente fueron sometidos a sustancias químicas (Na_2S y H_2O_2) para mejorar su capacidad de bioadsorción modificando las características físicas y químicas de los RC.

De esta manera se puede afirmar que el tratamiento químico de activación mediante el método de reducción-oxidación aplicado a los residuos de cabello en la presente investigación aumentó de manera significativa, aproximadamente en un 93 %, la capacidad de adsorción de plomo (II) en comparación con los residuos de cabello sin tratamiento.

4.3.2. Efecto del tamaño de los residuos de cabello sobre la capacidad de adsorción del Pb^{2+}

En las figuras 20 y 21 se compara la capacidad de bioadsorción de plomo entre los RC con tamaño mayor a 0.85mm y los RC menor a 0.85mm, ambos sometidos al tratamiento de activación.

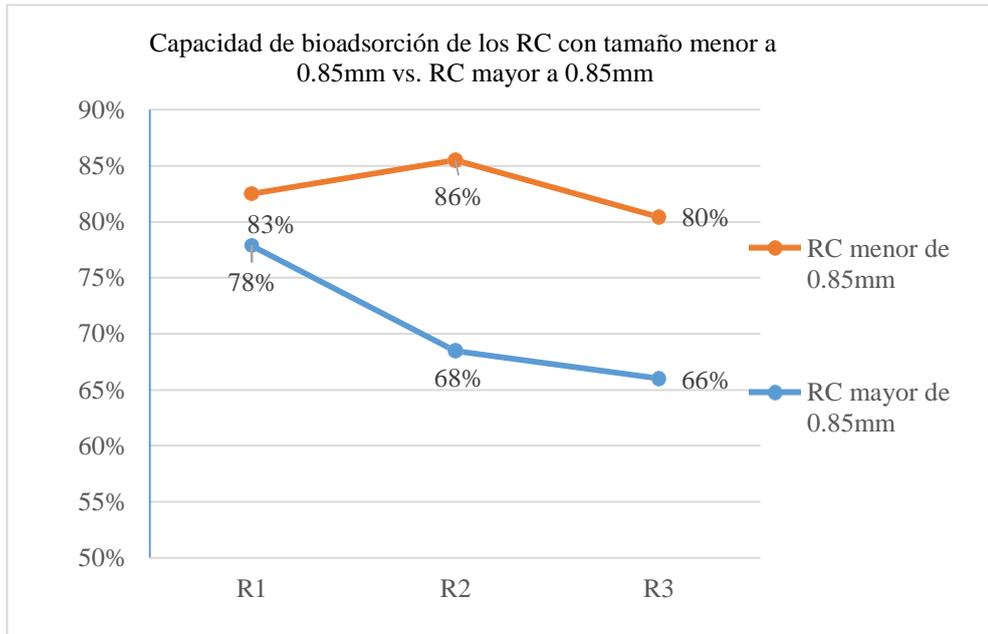


Figura 20: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con dos tamaños diferentes (mayor a 0.85mm y menor a 0.85mm) en tres repeticiones (R1, R2 y R3)

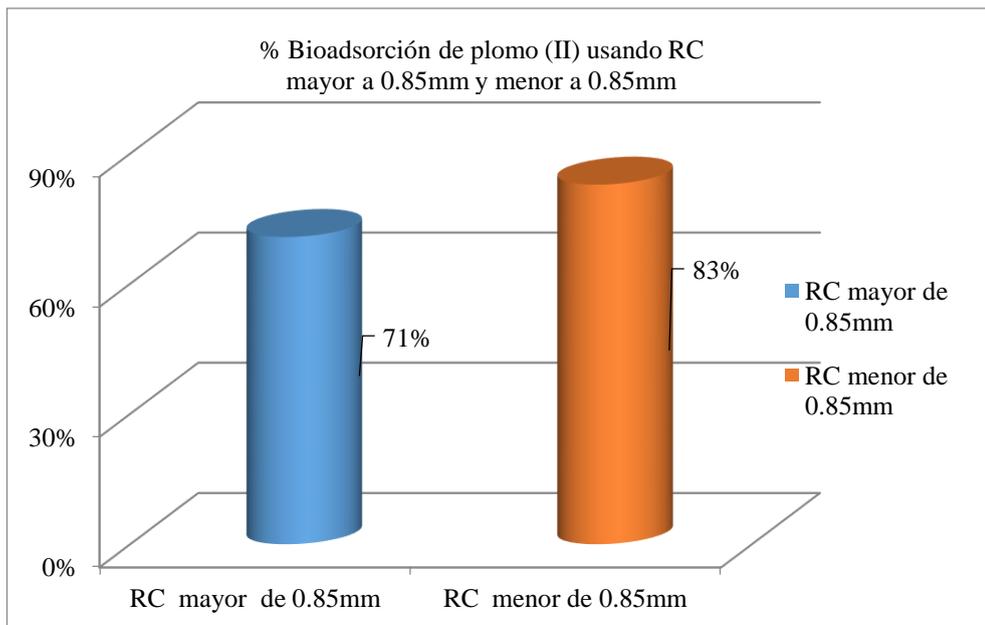


Figura 21: Promedio de tres repeticiones del porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con dos tamaños diferentes (mayor a 0.85mm y menor a 0.85mm)

En la figura 21 se puede apreciar que los promedios de la capacidad de adsorción de plomo (II) no difieren significativamente entre los RC con tamaño mayor a 0.85mm (71%) y menor a 0.85mm (83%).

Los RC menor a 0.85mm muestran ligeramente mayor capacidad de remoción de plomo (II), aproximadamente 17% más, con respecto a los RC mayor a 0.85mm, debido al aumento del área superficial de los RC ya que a menor tamaño de las partículas mayor área superficial específica en contacto con la disolución de plomo.

De esta manera se puede afirmar que los residuos de cabello con tratamiento químico de activación y tamaño menor a 0.85mm influyen favorablemente en la capacidad de adsorción de plomo (II) aproximadamente en un 17 % con respecto a los RC de tamaño mayor a 0.85mm.

4.3.3. Efecto del pH de la disolución sobre la capacidad de adsorción del Pb^{+2}

El pH es un factor muy importante relacionado a la química ácido-base de una disolución y tiene gran influencia en la especiación de los metales pesados en disolución acuosa y sobre los grupos funcionales químicos de la superficie del bioadsorbente, los cuales se pueden apreciar de manera gráfica en los Diagramas de Pourbaix (ver figura 1) (Jenkins, 2003) (Zhang, 2014).

En la figura 22 se observan los porcentajes de bioadsorción de plomo evaluados en un rango de pH de 3 a 7 unidades mientras las demás variables se mantienen constantes tales como la concentración de plomo (5ppm), cantidad de bioadsorbente (0.2gr), tiempo de contacto (2h) y temperatura ambiental.

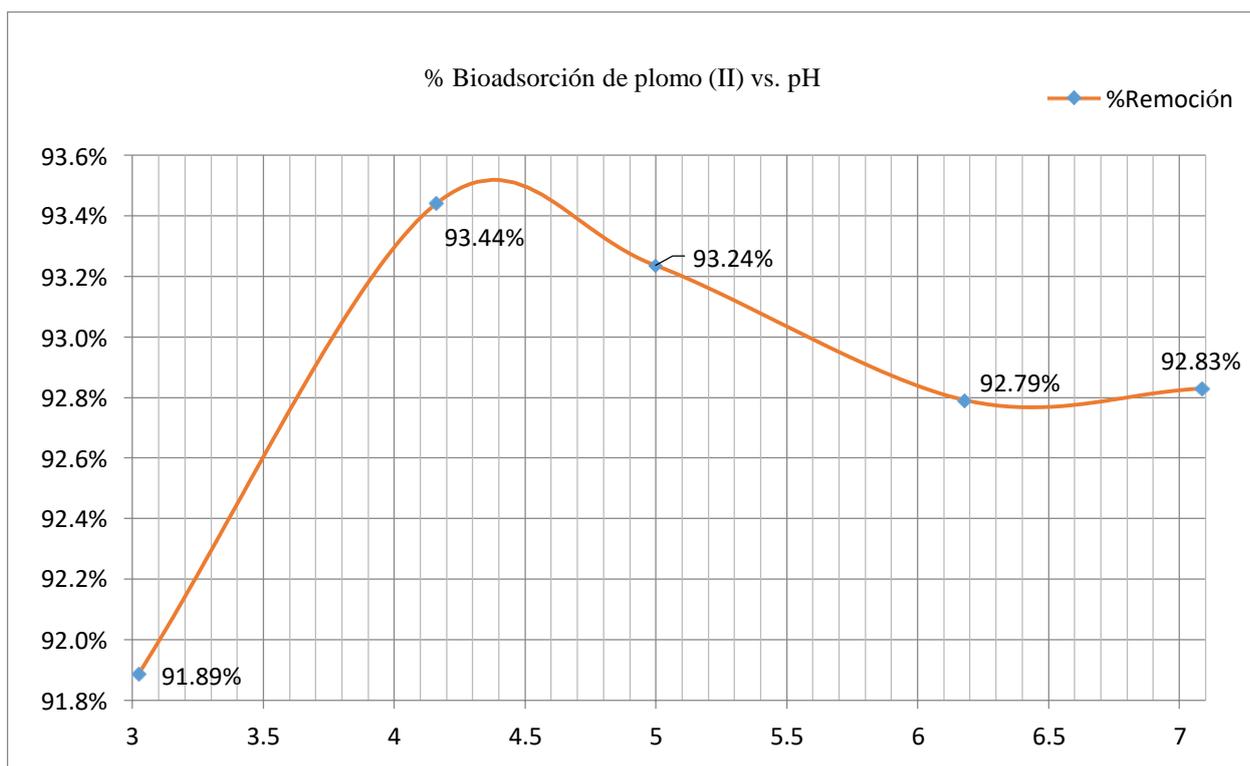


Figura 22: Porcentaje de bioadsorción de plomo usando los residuos de cabello con tratamiento de activación en el rango de pH entre 3 a 7

Se observa que en todo el rango de pH de 3 a 7, los porcentajes de bioadsorción de plomo acuoso son mayores a 91%, excepto a valores de pH mayor a 8 (no se muestra en la figura 22) donde el plomo (II) comienza a precipitarse a $Pb(OH)_2$ dando un aspecto lechoso, por lo cual el plomo cambia de especiación a uno menos disponible difícil de ser adsorbido por los RC.

Cabe mencionar que los pH referenciales de medición en teoría fueron 3, 4, 5, 6 y 7 y se regularon con ayuda del NaOH 0.1M y HCl 0.1M pero, en la práctica, cuando se midieron las soluciones a estos pHs, el pHmetro marcó 3.023 (pH 3), 4.16 (pH 4), 4.997 (pH 5), 6.177 (pH 6) y 7.085 (pH 7) dando como resultado los siguientes porcentajes de bioadsorción: 91.89%, 93.44%, 93.24%, 92.79% y 92.83%, respectivamente, tal como se muestra en la figura 22.

Además, del grafico se aprecia que los mayores valores de bioadsorción de plomo (II) en disolución se encuentra en un rango de ph de 4 a 5, específicamente a pH 4.3, siendo este

valor el pH óptimo donde se observa mayor capacidad de bioadsorción de plomo usando residuos de cabello (RC) con tratamiento de activación.

Este valor de pH se encuentra próximo a los valores recomendados por otros investigadores mencionados por Tenorio Rivas (2006) y Bustamante Alcántara (2011) donde afirman que la adsorción de cationes suele estar favorecida para valores de pH superiores a 4.5, mientras que la adsorción de aniones prefiere un valor bajo de pH, entre 1.5 a 4. Esto se debe a que el pH influye considerablemente en la carga neta de la superficie del bioadsorbente (Pastrana & Mora, 2017).

Los valores bajos de bioadsorción de plomo a pH menor a 4 puede ser debido al aumento de protones en forma de H^+ disponibles originando competencia con el ion de plomo (II) acuoso y los sitios de unión de la superficie de los RC, producto de las fuerzas repulsivas entre protones H^+ y el Pb^{2+} . Sin embargo, cuando la acidez disminuye, el valor del pH aumenta logrando que la superficie de los RC se desprotone dando como resultado mayor densidad de carga negativa lo que facilita la unión con el ion metal (Pb^{2+}) ya que disminuye la competencia con el ion H^+ favoreciendo la capacidad de bioadsorción del Pb^{2+} mediante RC. (Ghosh & Collie, 2014) (Palomino, 2016) (Zhang, 2014).

Para la adsorción de la mayoría de los iones catiónicos, el pH óptimo en otras investigaciones de bioadsorción se han establecido a valores de pH en torno a 4 (García et al., s.f.). Se puede mencionar la investigación de Zhang (2014) con pH óptimo de 3 a 5 para remover diferentes cationes metálicos (Pb, Cd, As, Zn, etc.) usando diversos materiales queratinosos (cabello humano, lana, pelo de animal y pluma); Cabrera (2017) estudió la capacidad de bioadsorción de plomo y cobre usando residuos de cascara de tomate, dando como pH óptimo el valor de 4; así mismo, en la investigación de Palomino (2016) se observa que la capacidad de bioadsorción aumenta considerablemente a partir del pH 4, siendo el óptimo de 5 a 7 para remover el Pb usando pelo de vacuno de la industria curtiembre.

4.3.4. Capacidad de bioadsorción de plomo (%) vs. Tiempo (min) con respecto a la Concentración inicial de Pb^{2+} (ppm)

La capacidad de bioadsorción de plomo (en porcentaje) usando residuos de cabellos con tratamiento es evaluado a diversos tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos)

y a diferentes concentraciones de la disolución de plomo inicial (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm), los cuales se muestran en la figura 23 y 24.

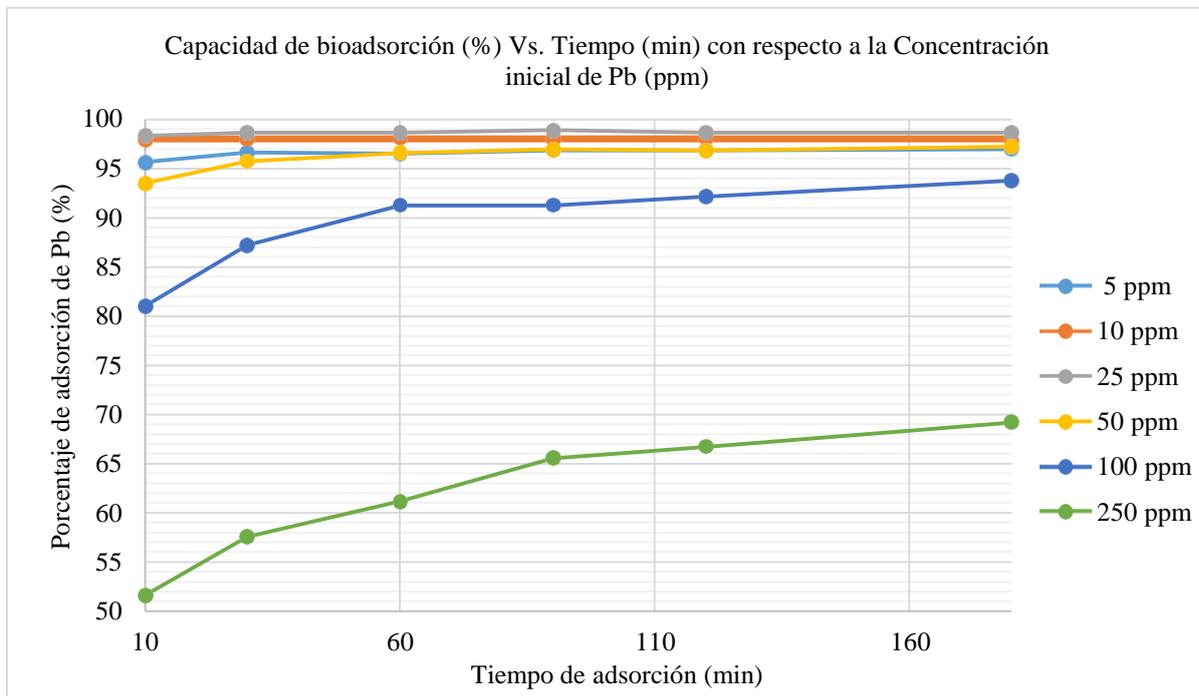


Figura 23: Capacidad de bioadsorción de plomo, en porcentaje (%), a diferentes tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos) con respecto a diferentes valores de Concentración inicial de Pb^{2+} (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm).

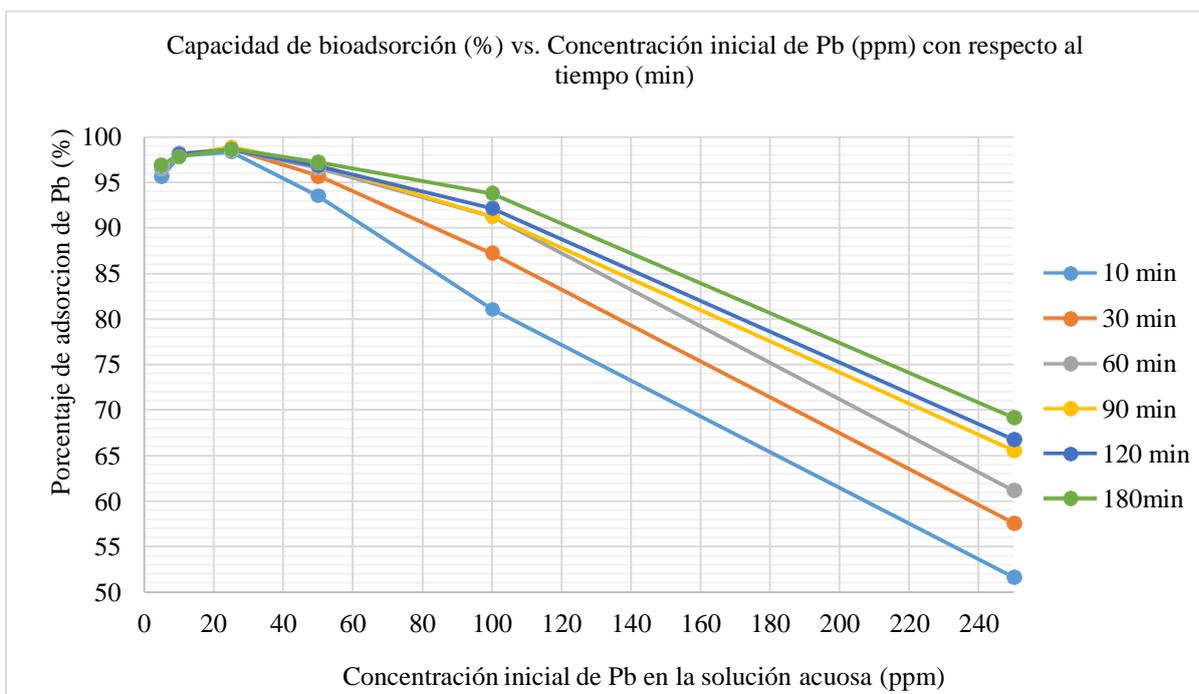


Figura 24: Capacidad de bioadsorción de plomo, en porcentaje (%), a diferentes concentraciones iniciales (5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a diferentes tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos).

En las figuras 23 y 24 podemos observar que a mayor tiempo de contacto entre la disolución de plomo y los RC, mayor porcentaje de adsorción de Plomo (II). Este comportamiento se observa en las soluciones a diferentes concentraciones excepto en el de 10 y 25 ppm donde el tiempo de contacto no tiene mayor influencia sobre el porcentaje de adsorción puesto que permanece constante desde los 10 minutos hasta los 180 minutos.

El mayor porcentaje de adsorción (98.9%) se registró en soluciones de 25ppm después de 90 minutos de contacto con los RC, mientras el menor porcentaje (51.6%) fue en soluciones de 250 ppm a 10 min de contacto. Además, los porcentajes de adsorción mayores a 90% se registraron en soluciones con concentraciones de plomo menor a 25ppm desde los primeros minutos de contacto.

En conclusión, el mayor porcentaje de bioadsorción fue registrado a 180 min de tiempo de contacto con los residuos de cabello con tratamiento en soluciones con concentración de 5, 50, 100 y 250 ppm de plomo, en soluciones de 10 ppm se registró a 120 min y en soluciones de 25 ppm a 90 min siendo este último el que registró los mayores valores de adsorción en todos los tiempos de contacto evaluados (10, 30, 60, 90, 120 y 180 min).

4.3.5. Cinética química de adsorción de Pb^{2+}

La cinética de adsorción ha sido estudiada según el modelo de pseudo primer y segundo orden para conocer la velocidad con la que el plomo es adsorbido por los residuos de cabello con tratamiento, los cuales se muestran en las figuras 25 y 26. Además, en la tabla 8 se muestran los parámetros cinéticos de adsorción de ambos modelos de cinética química.

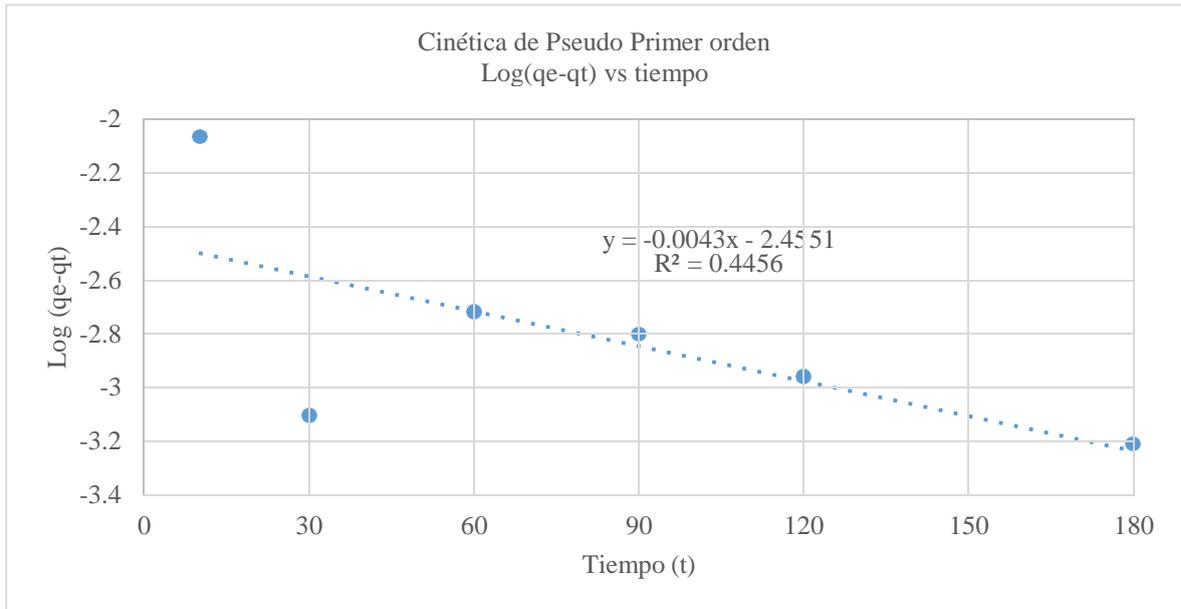


Figura 25: Cinética de pseudo segundo orden de bioadsorción de plomo, a diferentes concentraciones iniciales(5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a los tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos). De la ecuación lineal $Y = -2.4551 - 0.0043X$, se tiene que $-2.4551 = \log q_e$, por lo tanto $q_e = 0.0035$

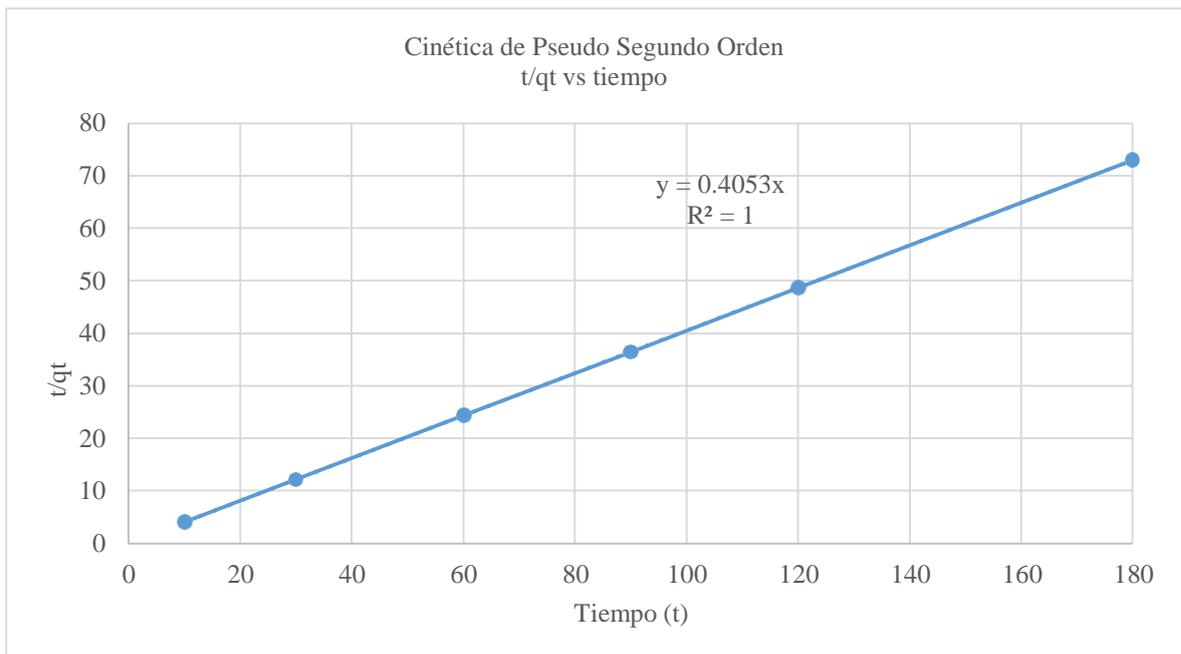


Figura 26: Cinética de pseudo segundo orden de bioadsorción de plomo, a diferentes concentraciones iniciales(5, 10, 25, 50, 100 y 250 ppm) con respecto a los tiempos de contacto (10, 30, 60, 90, 120 y 180 minutos). De la ecuación lineal, $Y = 0.4053X$, se tiene que $0.4053 = 1/q_e$, por lo tanto $q_e = 2.467308$

Tabla 8: Parámetros cinéticos de adsorción de plomo usando residuos de cabello modificados.

Cinética de Adsorción	Parámetros cinéticos de adsorción				
	K_2 (g/mg.min)	q_e (mg/g)	R_2	C_o (mg/L)	t_e (min)
Pseudo Primer Orden	0.0099	0.0035	0.4456	25	180
Pseudo Segundo Orden	infinito+	2.4673	1	25	180

De los datos experimentales se obtienen los modelos cinéticos linealizados de pseudo primer y segundo orden de bioadsorción del plomo representados por las figuras 25 y 26, así como también los parámetros cinéticos de adsorción de la tabla 8. De estos se observa que el modelo cinético de pseudo segundo orden es el que mejor se ajusta a los datos del sistema de adsorción por tener el coeficiente de correlación (R_2) igual a 1 mientras que el pseudo primer orden tuvo 0.4456.

Resultados similares se obtuvieron en la investigación de Palomino (2016) y de Castro et al. (2013) donde se usó pelo de vacuno de la industria curtiembre para la adsorción de Pb (II) y quitosano para la adsorción de Cd(II), Ni(II) y Cr(VI), respectivamente.

Benavente (2008, mencionado por Castro et al., 2013) sustenta que hay dos factores capaces de influenciar en la cinética de adsorción de un ion metálico: la reacción de adsorción y la transferencia de masa. Estas se desarrollan en las siguientes etapas: la transferencia de masa del ión metálico del seno de la disolución hacia la superficie del adsorbente; la adsorción del ión metálico en el adsorbente; y la difusión interna del ion metálico en el adsorbente.

Siendo el modelo de pseudo segundo orden el que representa el comportamiento cinético del proceso de adsorción, se tiene que la etapa determinante es la reacción de adsorción, y no la transferencia de masa (Castro et al., 2013).

4.3.6. Isotermas de adsorción de Pb²⁺

La isoterma de bioadsorción del plomo usando residuos de cabello humano con tratamiento mostrado en la figura 27 representa el equilibrio de este proceso a temperatura constante. Estos resultados se han linealizado de acuerdo los modelos establecidos por Langmuir y Freundlich, tal como se muestra en las figuras 28 y 29. Además, la tabla 9 contiene los parámetros de adsorción de estos modelos.

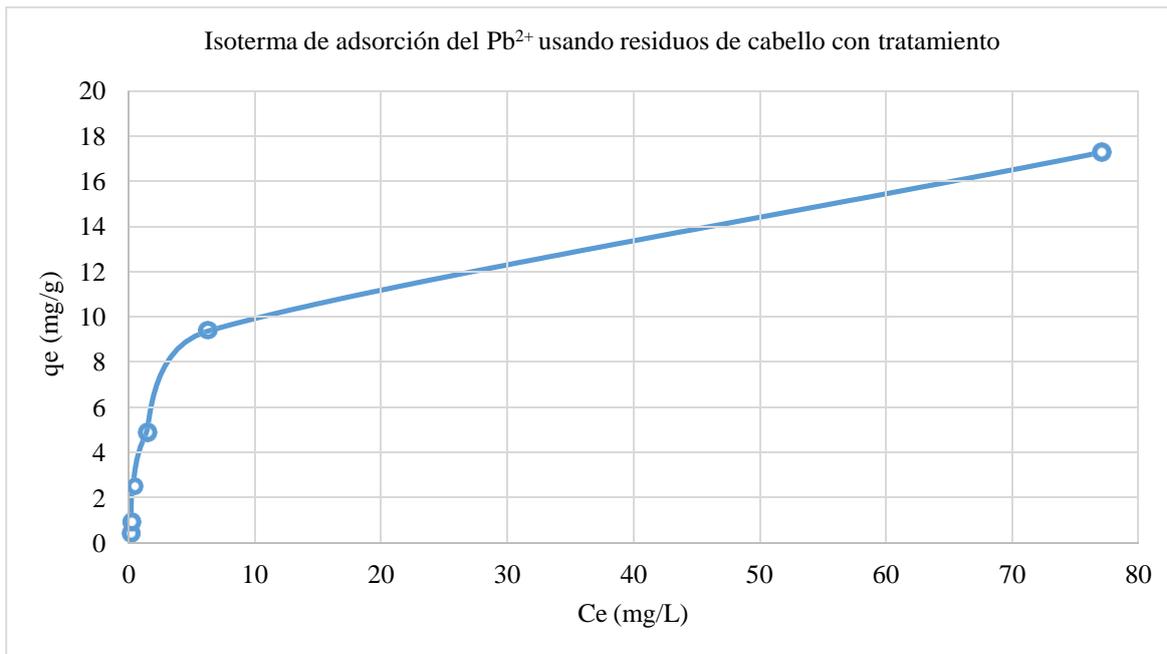


Figura 27: Isoterma de adsorción de Pb (II) de forma no linealizada usando residuos de cabello.

En la figura 27 se muestran los datos obtenidos de manera experimental del equilibrio de adsorción de plomo usando residuos de cabello, los cuales permitirán determinar la isoterma de adsorción y los parámetros termodinámicos que más se ajustan al sistema estudiado.

Tabla 9: Parámetros termodinámicos de las isotermas de Langmuir y Freundlich

Modelo de Isoterma	Parámetros de adsorción			
	Qm (mg/g)	Ka (L/mg)	RL	R2
Isoterma de Langmuir	18.2149362	0.23786828	0.45675836	0.9981
Isoterma de Freundlich	KF (mg/g)	1/n	n	R2
	2.62240642	0.5261	1.90077932	0.8661

Los datos obtenidos del proceso de adsorción son ordenados de acuerdo a las respectivas ecuaciones de cada modelo linealizado de adsorción y sus gráficas se presentan en las figuras 28 y 29.

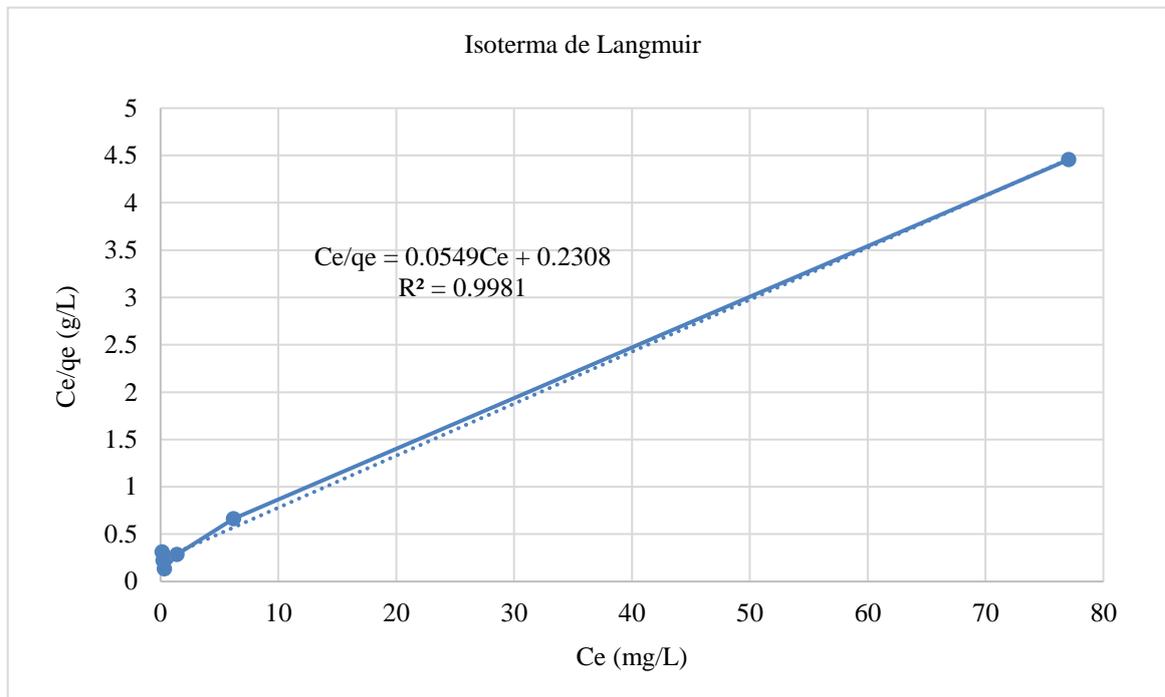


Figura 28: Modelo linealizado de la isoterma de Langmuir de la adsorción de Pb (II)

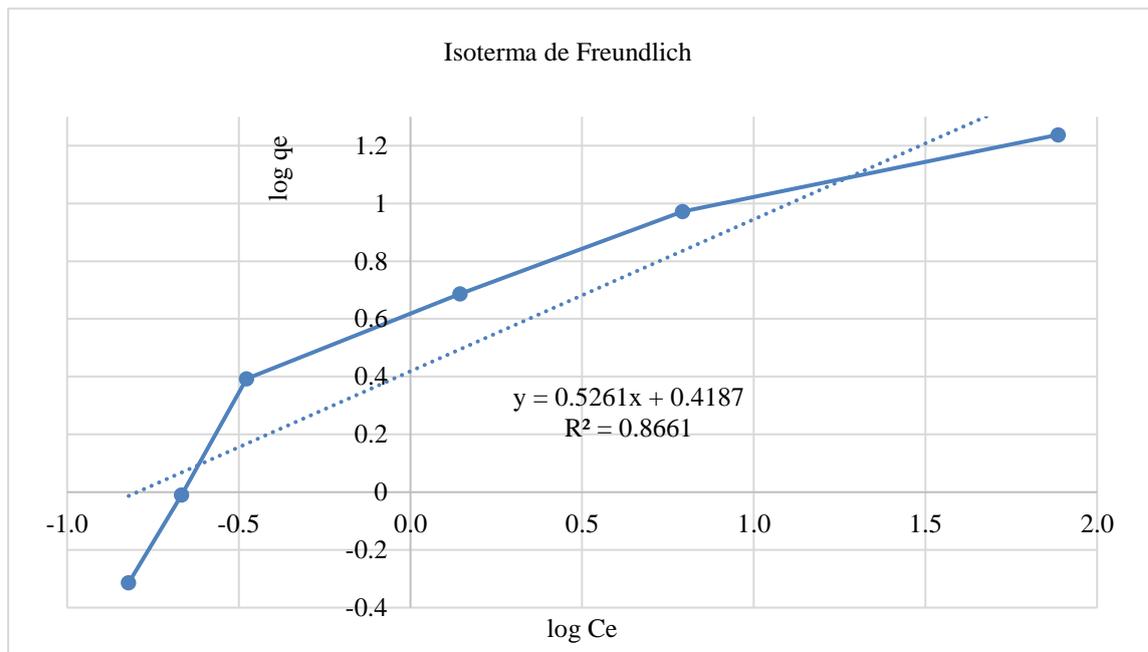


Figura 29: Modelo linealizado de la isoterma de Freundlich de la adsorción de Pb (II)

Se observa que la curva de la figura 27 se asemeja a la curva de clase L sub grupo 2 representada en la figura 8 lo cual significa que: existe gran afinidad entre el soluto y el sorbente en la fase inicial de la curva mostrando poca competencia entre el soluto y el solvente por los sitios de sorción; conforme aumenta la concentración inicial del soluto se complica encontrar un sitio específico disponible para la sorción por el sorbente; y que la meseta indica la formación de la monocapa del adsorbato (plomo II) sobre el sorbente (residuos de cabello) (Zhang, 2014) (Palomino, 2016) (García-Rojas et al., 2012).

Esto se puede corroborar ajustando los datos experimentales a los modelos linealizados existentes en la bibliografía, pero para nuestra investigación se usaron los más reconocidos: la isoterma de Langmuir y la Freundlich, tal como se observa en las figuras 28 y 29 de donde se obtienen los parámetros termodinámicos expuestos en la tabla 9, siendo el coeficiente de determinación (R_2) de la isoterma de Langmuir 0.9981, mayor al R_2 de la isoterma de Freundlich (0.8661), por lo tanto la Isoterma de Langmuir es la que más se ajusta a estos datos.

En la ecuación de la isoterma de Langmuir se halla la tasa máxima de retención del adsorbato representado por Q_m en la tabla 9, es decir, mayor cantidad de sorbato (plomo II) adsorbido por el sorbente (residuos de cabello), siendo 18.215 mg de Plomo (II) adsorbido por cada gramo de residuos de cabello con tratamiento. Así también, se tiene el RL mayor a cero, cuyo valor igual a 0.457 indica que el sistema isotérmico se desarrolla de manera favorable y espontánea.

Se puede afirmar, para este trabajo, que el equilibrio de adsorción de plomo usando residuos de cabello sigue el modelo de la isoterma de Langmuir a través de la formación de una monocapa (característico de la quimisorción) sobre una superficie relativamente homogénea, un número finito de sitios idénticos y con interacción despreciable de las moléculas laterales.

Tener en cuenta que las pruebas experimentales fueron realizadas a temperatura ambiente (aproximadamente 25°C) y que en otros trabajos de investigación se observa que conforme se aumenta la temperatura la capacidad máxima de sorción (Q_m) podría incrementarse, pero esto resulta poco factible a nivel industrial por implicar un costo energético alto (Tenorio, 2006).

Con respecto a los Q_m obtenidos en otros trabajos de investigación donde también se estudió la bioadsorción de plomo, se tienen los siguientes:

Tabla 10: Capacidad de adsorción (mg/g) de Plomo de distintos materiales orgánicos

Nº	Bioadsorbente usado	Q_m (mg/g)	Fuente
1	Residuos del plátano Musa AAB Simonds	9,997	(Velasco, 2014)
2	Melocanna baccifera (bamboo)	9,36	(Tejada & al., 2015)
3	Quitosano extraído y modificado de caparazones de camarón	282,61	(Dávila Molina & Bonilla, 2010)
4	Cascara del tomate de árbol (Solanum Betaceum)	35,97	(Cabrera, 2017)
5	Cáscara de avellana	28.18	(Pehlivan & et al., 2009)
6	Residuos de café sin modificar	30.48	(Bustamante Alcántara, 2011)
7	Zuro de maíz modificado (mazorca de maíz molida)	14,94	(Tejada & et al., 2016)
8	Ceniza de cascarilla de arroz tratada	12.61	(Feng & et al., 2004)
9	Cáscaras de plátano	2.18	(Anwar & et al., 2010)
10	Biomasa de alfalfa	43.0	(Tiemann & et al., 2001)
11	Cáscara de almendra	8.08	(Pehlivan & et al., 2009)
12	Residuos de pelos tratados del proceso de pelambre enzimático (PTPE) / convencional (PTPC)	321.20 / 0.962	(Palomino, 2016)
13	Cabello humano teñido (sin tratamiento de activación)	7.480 (3.610x10 ⁻⁵ mol/g)	(Zhang, 2014)
14	Residuos de cabello con tratamiento (reducción-oxidación)	18.215	El presente trabajo

En la tabla 10 se observa que existen trabajos de investigación donde se evalúa la capacidad de adsorción de plomo (Pb^{2+}) usando diversos materiales orgánicos. En la presente investigación dicha capacidad de adsorción tiene un resultado (18.215 mg/g) superior al de otros materiales como los residuos de plátano (9,997 mg/g), zuro de maíz modificado (14,94), ceniza de cascarilla de arroz tratada (12.610 mg/g), cabello humano teñido (sin tratamiento de activación) (7.480 mg/g) y cáscara de almendra (8.08 mg/g).

Aunque no se ha encontrado en la literatura un rango de valores que determinan la eficiencia de un buen adsorbente, se puede considerar a los residuos de cabello con tratamiento (con el método de reducción-oxidación) como un bioadsorbente con buena capacidad de bioadsorción de plomo (II) en comparación de otros bioadsorbentes.

4.3.7. Análisis estadístico

Para aplicar las pruebas estadísticas correspondientes a los datos obtenidos es importante cumplir previamente dos supuestos: homogeneidad de varianzas y distribución normal de los errores, para lo cual hacemos uso de los Modelos lineales generales y mixtos que nos permitan visualizar el ordenamiento de los datos de forma global y seleccionar el que mejor se adecue a los valores (ver anexo 3).

En el programa Infostat se obtuvo el modelo con mejor ajuste cuyo valor de AIC fue 356.644 frente a otro cuyo valor fue 388.317, ya que los datos observados en la gráfica Residuales Condicionales Estándar de Pearson versus los Valores Predichos (Homogeneidad de Varianzas) están ordenados de manera aleatoria sin algún patrón establecido y los errores mostrados en la gráfica Cuantiles muestrales versus Cuantiles teóricos siguen una distribución normal cercanos a la línea (ver figura 30), cumpliendo ambos supuestos.

Después de cumplir los supuestos, se realiza la prueba de hipótesis marginales (SC tipo III) para verificar la interacción entre ambos factores (tiempo y concentración) resultando el p-value igual a <0.0001 y el F-value igual a 25.01 por lo tanto se puede afirmar estadísticamente que se rechaza la hipótesis nula (H_0), es decir, existe interacción entre el tiempo y la concentración ($F=48.73$, $p\text{-value} < 0.05$) por lo cual ambos factores deben ser estudiados simultáneamente.

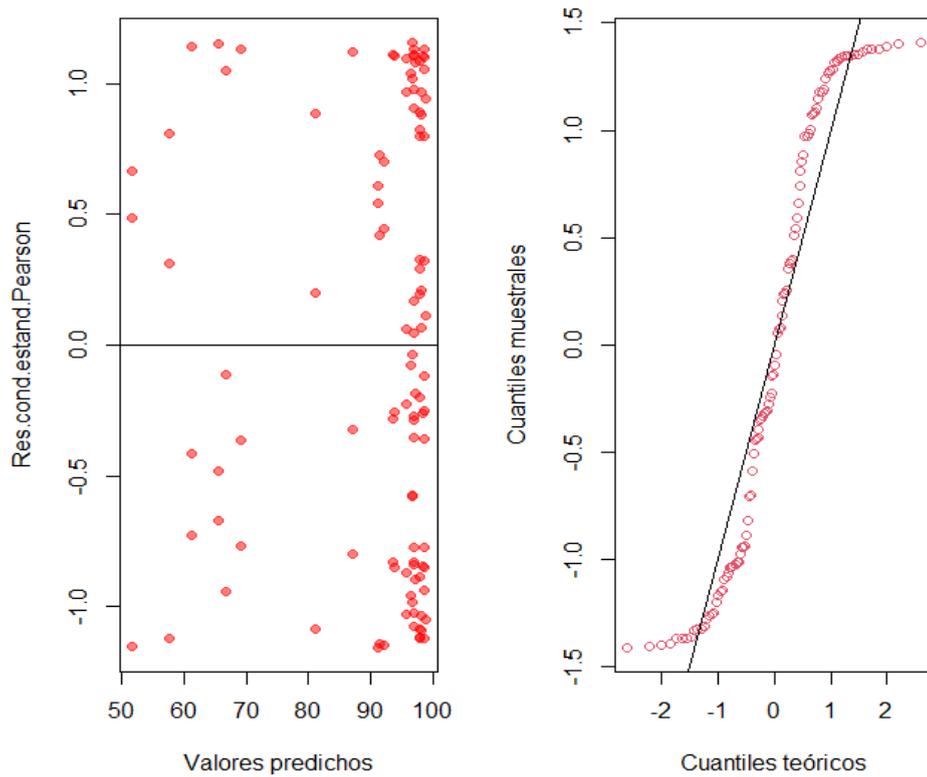


Figura 30: Gráficas de homogeneidad de varianzas (izquierda) y distribución normal de errores (derecha)

Para las medias ajustadas y errores estándares de Tiempo*Concentración según LSD Fisher (Alfa=0.05) se obtiene la gráfica mostrada en la figura 31.

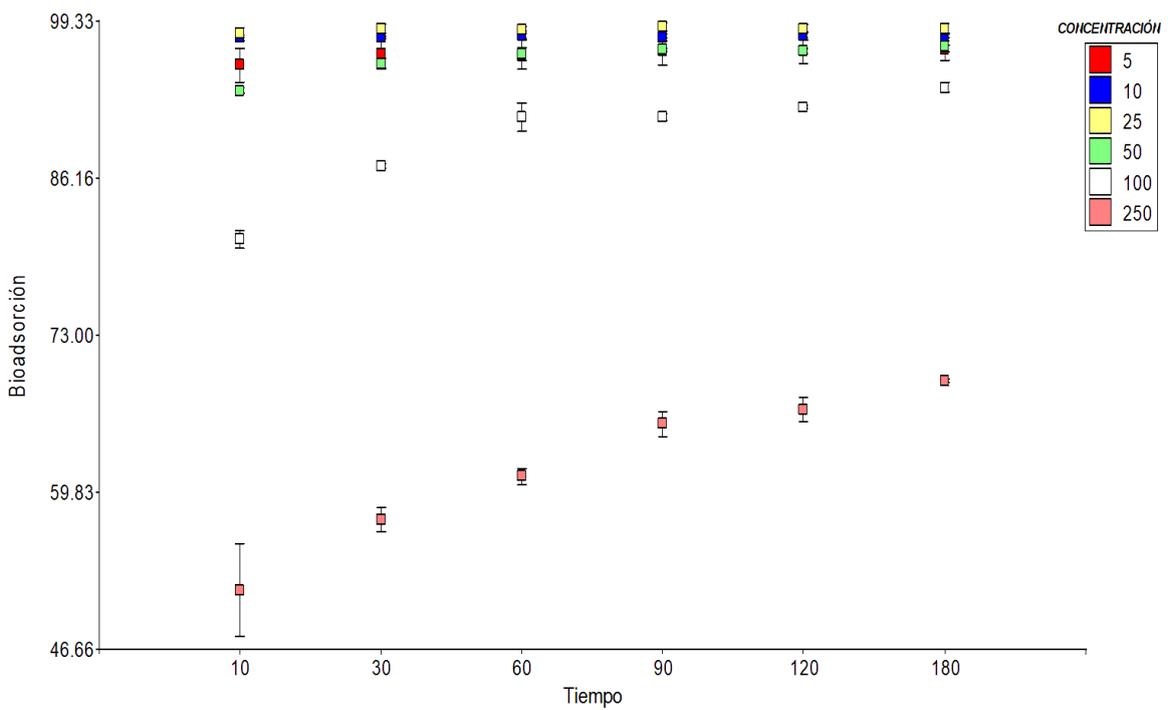


Figura 31: Gráfica de Bioadsorción versus Tiempo según las medias ajustadas y errores estándares

De la figura 31 se desprende que los mayores resultados de bioadsorción en porcentaje se obtuvieron en todos los tiempos con las concentraciones de 5, 10, 25 y 50 ppm de Pb^{+2} por lo cual no existen diferencias significativas entre ellas. Esto sugiere que los residuos de cabello con tratamiento de reducción-oxidación pueden tener buenos resultados en soluciones con concentraciones de hasta 50 ppm de Pb^{+2} desde los 10 minutos de exposición con el adsorbente.

De igual manera para el análisis estadístico donde se evaluó la capacidad de bioadsorción a diferentes pH de 3, 4, 5, 6 y 7 en 20ml de disolución de 5ppm de Pb^{+2} durante 10min se observó que se cumplen los supuestos de homogeneidad de varianzas y distribución normal de los errores, tal como se observa en la figura 32.

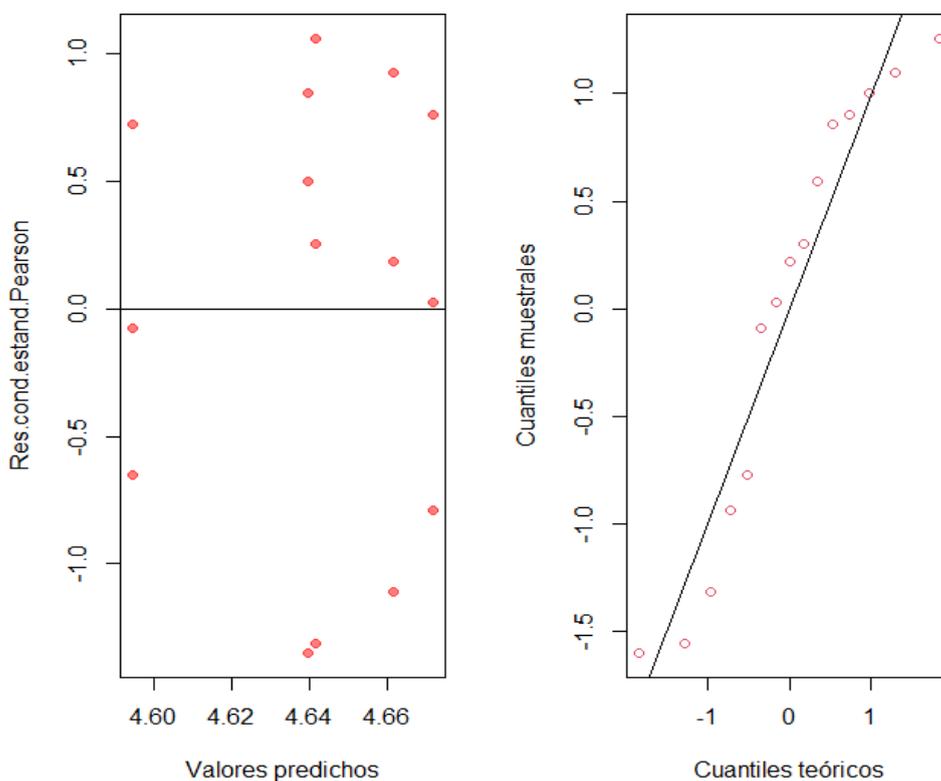


Figura 32: Gráficas de homogeneidad de varianzas (izquierda) y distribución normal de errores (derecha) en la evaluación de pH

Cumpliendo los supuestos, se evaluó a través de la prueba de hipótesis marginales SC tipo III dando resultados de F-value igual a 0.36 y p-value igual a 0.8344 concluyendo que no existen diferencias significativas, sin embargo es importante señalar que por las pruebas

realizadas se observó ligeramente mejores resultados a pH 4.3, por lo cual se recomienda a éste como pH óptimo.

Para las pruebas de tamaño óptimo de residuos de cabello y del tratamiento aplicado se obtuvo p-valor Shapiro Wilks igual a 0.401064 y 0.076581, respectivamente; siendo ambas mayor a p-valor de 0.05 por lo tanto ambas tienen una distribución normal. Al realizar las pruebas de T-student los resultados obtenidos para el p-value fueron de 0.0366 y 0.0003, respectivamente, concluyendo que ambas son menores al p-valor de 0.05, por lo tanto se concluye que se rechaza la hipótesis nula, es decir, hay evidencia estadística suficiente para afirmar que hay diferencia significativa sobre la cantidad de plomo adsorbido por el bioadsorbente al usar RC con tamaño menor a 0.85mm y cuando se usa RC con tratamiento de Reducción-oxidación.

V. CONCLUSIONES

- ✓ La capacidad de adsorción de plomo (Pb^{2+}) usando residuos de cabello con tratamiento registró 18.215 mg de plomo adsorbido por cada gramo de bioadsorbente (mg/g), superior al de otros materiales como los residuos de plátano (9,997 mg/g), zuro de maíz modificado (14,94), ceniza de cascarilla de arroz tratada (12.610 mg/g), cabello humano teñido (sin tratamiento de activación) (7.480 mg/g) y cáscara de almendra (8.08 mg/g).
- ✓ La mayor capacidad de bioadsorción de plomo (II) usando residuos de cabello (RC) con tratamiento de activación se logra a pH óptimo igual a 4.3, tiempo de contacto óptimo de 180 min y tamaño menor de 0.85mm.
- ✓ El modelo cinético que mejor se ajusta a los datos del sistema de bioadsorción de plomo es la cinética de pseudo segundo orden, por tener el coeficiente de correlación (R_2) igual a 1 mientras que el pseudo primer orden tuvo 0.4456; y el equilibrio de adsorción de plomo es descrito mejor por el modelo de la isoterma de Langmuir, presentado un coeficiente de correlación (R_2) igual a 0.9981, mientras que la isoterma de Freundlich registró 0.8661, confirmando la formación de una monocapa (característico de la quimisorción) sobre una superficie relativamente homogénea, un número finito de sitios y con interacción despreciable de las moléculas laterales.
- ✓ El tratamiento de activación con el método de reducción-oxidación a la cual fueron expuestos los residuos de cabello (RC) provocó cambios significativos a nivel morfológico en la superficie de los mismos, permitiendo ampliar el área superficial de los RC y la formación de pequeños orificios en forma de poros donde podrían quedar atrapados algunos iones de plomo, según el análisis de Microscopia de barrido electrónico. Así mismo, según el análisis de Espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR), el tratamiento de activación produjo cambios en la estructura química del bioadsorbente a nivel de grupos funcionales debido a la ruptura del enlace disulfuro de la cistina y permitiendo la formación de grupos tiol que aumentan los sitios activos de adsorción.

VI. RECOMENDACIONES

- Realizar un estudio de caracterización de residuos para identificar la cantidad y lugares donde se generan los residuos de cabello en la ciudad de Lima.
- Añadir la prueba de ICP-MS a los residuos de cabello con tratamiento después de realizar el proceso de bioadsorción para verificar la cantidad de plomo (en mg) retenidos en el adsorbente (en kg).
- Realizar pruebas de adsorción con concentraciones de disolución de plomo menores a 5 ppm para contrastar la eficacia del bioadsorbente a concentraciones bajas.
- Usar molienda mecánica para el cortado de los residuos de cabello con el fin de disminuir el tiempo en este proceso.
- Añadir la prueba de FTIR a los residuos de cabello después del proceso de bioadsorción para verificar el cambio a nivel de grupos funcionales de la superficie del cabello.
- Realizar pruebas de adsorción con periodos de tiempo mayores a 180 min para hallar mayores valores de capacidad de adsorción de plomo usando residuos de cabello con tratamiento en soluciones de mayor concentración.

VII. BIBLIOGRAFIA

- Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades (ATSDR). (2016). Resúmenes de Salud Pública - Plomo (Lead). Recuperado de https://www.atsdr.cdc.gov/es/phs/es_phs13.html.
- Amador, L. R., González-Martínez, F. D., Hernández, L. J., Vergara, L. A., & Celedón-Suárez, J. N. (2015). Niveles de metales pesados en muestras biológicas y su importancia en salud. Cartagena, Colombia: Universidad de Cartagena. doi: <http://dx.doi.org/10.16925/od.v11i21.895>
- Anwar, J., Shafique, U., Zaman, W., Salman, M., Dar, A., Anwar S. (2010). Removal of Pb (II) and Cd (II) from water by adsorption on peel of banana. Pakistan: University of the Punjab. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.10.021>
- Azario, R. (2014). Análisis de la toxicidad de metales contaminantes sobre el crecimiento de Escherichia coli: Efecto del cromo, plomo y cadmio en disolución (Tesis de Maestría). Universidad Tecnológica Nacional, Uruguay. Recuperado de <https://bibliotecavirtual.unl.edu.ar:8443/handle/11185/583>
- Banco Mundial. (10 de marzo de 2015). Brasil, Colombia y Perú, entre los que más agua tienen en el mundo. Recuperado de <https://www.bancomundial.org/es/news/feature/2015/03/10/brasil-colombia-peru-paises-mas-agua-tienen-en-el-mundo>
- Burger, M., & Pose, D. (2010). Plomo, Salud y Ambiente. Universidad de la Republica. Montevideo - Uruguay: OPS / OMS. Recuperado de <https://www.paho.org/uru/dmdocuments/plomo%20salud%20y%20ambiente.pdf>
- Bustamante, E. (2011). Adsorción de metales pesados en residuos de café modificados químicamente (Tesis de Maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León, México. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/76586009.pdf>
- Cabrera, L. (2017). Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedente de aguas

- residuales utilizando la cáscara de tomate de árbol (Tesis de pregrado). Universidad Politécnica Salesiana, Ecuador. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/14460/1/UPS-CT007124.pdf>
- Castro, S., Cerda, R., Betanco, N., Canelo, F., López, X., García, A. y Benavente, M. (2013). Estudio del equilibrio y cinética de adsorción de Cd (II), Ni(II) y Cr(VI) usando Quitosano y Quitosano modificado con cobre. Managua, Nicaragua.
- Chavez, C., & Tenorio, A. (2014). Estudio para la obtencion de queratina a partir de plumas de pollo con los metodos de sulfuro de sodio y borohidruro de sodio a nivel de laboratorio (Tesis de pregrado). Universidad Nacional de Ingeniería, Nicaragua. Recuperado de <http://ribuni.uni.edu.ni/1473/1/40042.pdf>
- CIMCOOL (2004). Plomo (Pb): En el medio ambiente de trabajo de metales. Querétaro, México. Milacron.
- Cuervo, L., Folch, J., Quiroz, R. (2009). Lignocelulosa como fuente de azúcares para la producción de Etanol. Universidad Autónoma de México. Recuperado en https://www.researchgate.net/profile/Jorge-Folch-Mallol/publication/266610846_Lignocelulosa_Como_Fuente_de_Azucres_Para_la_Produccion_de_Etanol/links/54451eba0cf2f14fb80e9651/Lignocelulosa-Como-Fuente-de-Azucres-Para-la-Produccion-de-Etanol.pdf
- Dávila, G., & Bonilla, P. (2010). Optimización del Proceso de Adsorción de Plomo con Quitosano Modificado para ser utilizado en el Tratamiento de Aguas. Quito, Ecuador: Universidad Central del Ecuador. doi: <https://doi.org/10.29166/quimica.v2i1.542>
- De la Rosa, G., Reynel-Ávila, H., Bonilla-Petriciolet, A. y Cano-Rodriguez, I. (2008). Recycling Poultry Feathers for Pb Removal from Wastewater: Kinetic and Equilibrium Studies. World Academy of Science, Engineering and Technology. Doi: doi.org/10.5281/zenodo.1062126
- Derecho, Ambiente y Recursos Naturales - DAR. (2017). Calidad del Agua en el Perú: Retos y aportes para una gestión sostenibles en aguas residuales. Recuperado de <https://issuu.com/darperu/docs/aguasresiduales.pdf>

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2008). InfoStat, versión 2008, Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
- Di Rienzo, J. A., R. E. Macchiavelli, F. Casanoves. (2017). Modelos Lineales Mixtos Aplicaciones en InfoStat. Primera edición.
- Feng, Q., Ling, Q., Gong F., Sugita S. y Shoya M. (2004). Adsorption of lead and mercury by rice husk ash. China: Guangxi University. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2004.05.030>
- Fergusson, J., Holzbecher, J., & Ryan, D. (1982). The sorption of Copper (II), Manganese (II), Zinc (II) and Arsenic (III) onto human hair and their desorption. Canada: Dalhousie University. Doi: 10.1016/0048-9697(83)90106-7
- Fernandez, B., Peña, C., & Eceiza, A. (2016). Extracción de la queratina de la lana de oveja "latxa". Universidad del País Vasco. Recuperado de <https://reviberpol.files.wordpress.com/2019/07/2016-borja.pdf>
- Gallego, J. (2014). Empleo de adsorbentes como aditivos en cementos: caracterización y aplicaciones en la eliminación de contaminantes ambientales. España: Universidad de Oviedo. Recuperado de https://digital.csic.es/bitstream/10261/100336/1/TFM_%20Gallego_Punzano.pdf
- García, M., Ramirez, F. y Manzano T. (s.f.). Bioadsorción de metales pesados de aguas ácidas de minas sobre residuos de levaduras cerveceras. Universidad de Salamanca. Recuperado de <https://1library.co/document/q206x0pz-biorremediacion-de-metales-pesado-de-aguas-acidas.html>
- García-Rojas, N., Villanueva-Díaz, P., Campos-Medina, E., Velásquez-Rodríguez, A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimento en el tratamiento de aguas residuales. Mexico: Universidad Autónoma de México. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/401/40123894007.pdf>
- Ghosh, A., & Collie, S. (2014). Keratinous materials as novel absorbent systems for toxic pollutants. Defence Science Journal. Doi: <https://doi.org/10.14429/dsj.64.7319>

- Goel, J., Kadirvelu, K., Rajagopal, C. y Kumar, V. (2005). Removal of lead (II) by adsorption using treated granular activated carbon: Batch and column studies. India: Journal of Hazardous Materials, 211–220. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2005.05.032>
- Iaquinta, F., Álvarez, C., Cousillas, A., & Mañay, N. (2019). Desarrollo y optimización de una metodología para la determinación de metales y semimetales en cabello. Uruguay: Facultad de Química, Universidad de la República.
- IUPAC. (sf.). Plomo. <https://iupac.org/>
- Jenkins, D. (2003). Química del agua. (M. Sanginés Franchini, Trad.) México: Editorial Limusa S.A.
- Jesús Lucero, M. (16 de noviembre de 2017). El pH de la piel y los productos cosméticos. Recuperado de <https://www.portalfarma.com/jornadascongresos/4a-Jornada-Nacional-Dermofarmacia/Documents/2017-JNA-Conferencia-MJesus-Lucero-pH-piel-productos-cosmeticos.pdf>
- Kaiser, P. (agosto de 2020). Análisis del pelo. Recuperado de <https://espanol.kaiserpermanente.org/es/health-wellness/health-encyclopedia/he.an%C3%A1lisis-del-pelo.aa81648>
- Lagos, L. (2016). Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local (Tesis de pregrado). Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú. Recuperado de <http://hdl.handle.net/20.500.12404/6727>
- Larenas, C., Andrango, D., & Inga, P. (2008). Estudio isotérmico de biosorción de plomo en aguas utilizando residuos vegetales. Ecuador: Universidad Politécnica Salesiana. Doi: 10.17163/lgr.n8.2008.01
- Lenntech (s.f.). Propiedades químicas del Plomo. Página web: <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/pb.htm>
- León Hancco, D. (2017). Bioadsorción de Mercurio (II) en aguas residuales generados por el centro minero informal de Lunar de Oro, ubicado en el distrito de Ananea con biomasa de Waraqqo (Tesis de pregrado). Puno-Perú: Universidad Nacional del

Altiplano. Recuperado de <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/6167>

Lezcano, J. (2008). Efecto del pretratamiento de biomasa procedente de un hábitat eutrofizado sobre la bioadsorción de metales pesados. Madrid: Universidad Complutense de Madrid. Recuperado de <https://eprints.ucm.es/id/eprint/8620/1/T30768.pdf>

Londoño-Franco, L. F., Londoño-Muñoz, P. T., & Muñoz-García, F. G. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. Colombia. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6117865>

Martínez, J. (2020). Formación de puentes disulfuro. Universidad Autónoma de Aguas Calientes. Recuperado de <https://libroelectronico.uaa.mx/capitulo-4-aminoacidos-y/formacion-de-puentes-disulf.html>

Martinez, R., Salvaneschib, J., Ogawa, O., Flichmann, J., Donnari, E., Ortiz, Z., & Chuit, R. (2015). El cabello, fuente de información del estado de salud. Buenos Aires, Argentina. pp 217-231. Recuperado de <http://www.epidemiologia.anm.edu.ar/wp-content/uploads/2018/04/Cabello-Fuente-de-Informaci%C3%B3n-del-Estado-de-Salud.pdf>

Michalak, I., Chojnacka, K., & Witek-Krowiak, A. (2013). State of the Art for the Biosorption Process—a Review. Polonia: University of Technology. Doi: <https://doi.org/10.1007/s12010-013-0269-0>

Miguel Gómez, M. A. (2001). Utilidad de la Espectrometría de Infrarrojos por Transformada de Fourier en Microbiología: Aplicación a la caracterización de las especies y biotipos de *Brucella* (Tesis Doctoral). España: Universidad de Valladolid. Doi: 10.13140/RG.2.1.2713.7043

Ministerio del Ambiente - MINAM (mayo de 2018). Sistema Nacional de Información Ambiental. Recuperado de <http://sinia.minam.gob.pe/novedades/peru-solo-se-recicla-19-total-residuos-solidos-reaprovechables>

Ministerio de Agricultura y Riego - MINAGRI (2018). Guía técnica para reuso municipal de aguas residuales tratadas en el riego de áreas verdes de Lima Metropolitana. Lima, Perú: Autoridad Nacional del Agua.

- Ministerio de Agricultura y Riego - MINAGRI. (2016-2017). Estado situacional de los Recursos Hídricos en las Cuencas Chillón, Rímac y Lurín. Lima, Perú.
- Ministerio de Salud (2013). Guía de Prevención, Diagnóstico, Tratamiento y Vigilancia Epidemiológica de las Intoxicaciones Ambientales Infantiles con plomo. Buenos Aires, Argentina.
- Mondragón, P. (2017). Espectroscopia de Infrarrojo para todos. Jalisco, México: Unidad de Tecnología Alimentaria. Recuperado de https://ciatej.mx/files/divulgacion/divulgacion_5a43b7c09fdc1.pdf
- Moscoso, J., & Alfaro, T. (2008). Panorama de experiencias de tratamiento y uso de aguas residuales en Lima Metropolitana y Callao. Lima: Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental - OEFA. (2014). Fiscalización Ambiental en Aguas residuales. Lima.
- Organización Mundial de Salud (agosto de 2020). Guía breve de métodos analíticos para determinar las concentraciones de plomo en la sangre. 2º Edición. Recuperado de <https://www.who.int/es/publications/i/item/10665-333914>
- Palomino, C. (2016). Aprovechamiento de pelos de vacuno del proceso de pelambre de las curtiembres en la remoción de plomo de un efluente (Tesis de Maestría). Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina. Recuperado de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/2824>
- Panayiotou, H., & Kokot, S. (1999). Matching and discrimination of single human-scalp hairs by FT-IR micro-spectroscopy and chemometrics. Australia: University of Technology. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(99\)00230-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(99)00230-5)
- Paredes, L. (2011). Estudio de la adsorción de compuestos aromáticos mediante carbón activado preparado a partir de la cascara de castaña (Tesis de pregrado). Lima: Pontificia Universidad Católica del Perú. Doi: <https://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/827>
- Pastrana, J. & Mora, N. (2017). Evaluación de la capacidad de adsorción del residuo de

café molido en la remoción de mercurio (II) en matrices acuosas. Colombia: Universidad de Nariño. Recuperado de <http://sired.udenar.edu.co/id/eprint/3889>

Pehlivan, E., Altun, T., Cetin, S. y Bhangar, M. (2009). Lead sorption by waste biomass of hazelnut and almond shell. Turkia: University of Sindh. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.01.126>

Pinzón-Bedoya, L., & Vera, E. (2009). Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr (III) usando cáscara de naranja. Colombia: Universidad de Pamplona. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?idp=1&id=49612068033&cid=48245>

Poma, P. (2008). Intoxicación por plomo en humanos. Anales de la Facultad de Medicina. Estados Unidos: Universidad de Illinois. Recuperado de http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832008000200011

Ramírez, A. (2005). El cuadro clínico de la intoxicación ocupacional por plomo. Anales de la Facultad de Medicina. Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos. http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1025-55832005000100009.

Rangel, E., & Ávila, T. (2013). Extracción de queratina del cabello humano mediante una hidrólisis ácida (Tesis de pregrado). Instituto Politécnico Nacional, México. Recuperado de <https://tesis.ipn.mx/jspui/bitstream/123456789/16958/1/25-1-16601.pdf>

Renau-Piqueras, J., & Faura, M. (s.f.). Principios básicos del Microscopio Electrónico de Barrido. Valencia-España: Centro de Investigación. Hospital "La Fe". Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/61904764.pdf>

Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz, M. y González, E. (2016). Contaminación por metales pesados: implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. Colombia: Pontificia Universidad Javeriana. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6096110>

Revista digital para profesionales (2010). El cabello: estructura, propiedades, composición química, ciclo, tipos y clases de cabello. Pautas para la determinación de:

distribución, longitud, calidad, color, forma e implantación. Andalucía, España.
Recuperado de <https://www.feandalucia.ccoo.es/docu/p5sd7484.pdf>

Robbins, C. (2012). *Chemical and Physical Behavior of Human Hair*. 4ta edición. Springer. Estados Unidos. Recuperado de https://www.academia.edu/33912612/Chemical_and_physical_behavior_of_human_hair_springer_2001_1_

Roh, H., Kim, S., & Jung, J. (2014). Adsorption of heavy-metal ions (Pb^{2+} , Cu^{2+}) on perm-lotion-treated human hair. Korea: Kyonggi University. Doi: <https://doi.org/10.1007/s11814-013-0222-5>

Quintero-Curvelo, G., Huertas-Díaz, W. y Ortega-David, E. (2017). Procesamiento de plumas de pollo para la obtención de queratina. Colombia: Universidad de los Llanos. Doi: <http://10.18634/ugcj.23v.0i.767>

Rosas Rodríguez, H. (2001). Estudio de la contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat (Tesis Doctoral). España: Universidad Politécnica de Catalunya, Departament d'Enginyeria Minera i Recursos Naturals. Recuperado de <http://hdl.handle.net/2117/94296>

Rosique, M. (2013). Bioadsorción de Cadmio por biomasa de Opuntia (Tesis de pregrado). Colombia: Universidad Politécnica de Cartagena. Recuperado de <https://repositorio.upct.es/bitstream/handle/10317/3768/pfc5624.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Salager, J. (1998). Adsorción y mojabilidad. Venezuela: Universidad de los Andes. Recuperado de https://es.firp-ula.org/wp-content/uploads/2019/06/S160A_AdsorcionMojabilidad.pdf

Schiewer, S., & Volesky, B. (1995). Modeling of the Proton-Metal Ion Exchange in Biosorption. *Environmental Science & Technology*. Doi: <https://doi.org/10.1021/es00012a024>.

Shapiro, S. & Francia, R. (1972). An approximate analysis of variance test for normality. *Journal of the American Statistical Association*. Doi: [10.1080/01621459.1972.10481232](https://doi.org/10.1080/01621459.1972.10481232)

- SlidePlayer. (2016). Tema 4 Proteínas. Recuperado el Setiembre de 2018, de <https://slideplayer.es/slide/9168645/>
- Suaréz, A. (2017). Obtención de queratina a partir de cabello humano para la formulación de un producto cosmético (Tesis de pregrado). Universidad Central del Ecuador. Recuperado en <http://www.dspace.uce.edu.ec/handle/25000/11528>
- SUNASS. (2015). Diagnóstico de las Plantas de Tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las Entidades Prestadoras de servicios de saneamiento. Lima.
- Tan, T., Chia, C., & Teo, K. (1985). Uptake of metal ions by chemically treated human hair. Singapur: Department of Chemical Engineering. National University of Singapore. Doi: [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(85\)90193-9](https://doi.org/10.1016/0043-1354(85)90193-9)
- Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz A. y Garcés-Jaraba L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. Universidad de Cartagena-Colombia: Tecno Lógicas, vol. 18, no. 34, pp. 109-123. Recuperado en http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0123-77992015000100010&lng=pt&nrm=iso&tlng=es
- Tejada, C., Herrera, A. y Nuñez, J. (2016). Remoción de Plomo por biomasas residuales de Cáscara de naranja (*Citrus sinensis*) y Zuro de maíz (*Zea mays*). Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica. Colombia: Universidad de Cartagena. Doi: <https://doi.org/10.31910/rudca.v19.n1.2016.126>
- Tejeda Benítez, L., Tejada Tovar, C., Marimón Bolívar, W., & Villabona Ortiz, Á. (2014). Estudio de modificación química y física de biomasa (*Citrus Sinensis* y *Musa Paradisiaca*) para la adsorción de metales pesados en disolución. Colombia. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/3217/321732142008.pdf>
- Tenorio, G. (2006). Caracterización de la biosorción de cromo con hueso de aceituna (Tesis Doctoral). España: Universidad de Granada. Recuperado de <http://hdl.handle.net/10481/1350>
- Tiemann, K., Gamez, G., Dokken, K, Parsons, J. y Gardea-Torresdey, J. (2001). Chemical modification and X-ray absorption studies for lead (II) binding by *Medicago sativa* (alfalfa) biomass. USA: University of Texas. Doi: <https://doi.org/10.1016/S0026->

- Ubillus, J. (2003). Estudio sobre la presencia del plomo en el medio ambiente de Talara. Lima: Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Recuperado de https://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/monografias/ingenie/ubillus_lj/contenido.htm
- Universidad de Chile (2005). Criterio de calidad de suelos y de aguas o efluentes tratados para uso en riego Chile: Biblioteca Digital. Recuperado en http://biblioteca-digital.sag.gob.cl/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/resumen_ejecutivo.pdf
- Universidad de Granada (2020). Química Inorgánica ambiental. Recuperado de http://www.ugr.es/~mota/QIA_TEMA-4_Tl-Pb.pdf
- Universidad de Málaga (2004). Tema 14. Microscopía electrónica. Ampliación de Química Inorgánica. Parte II: Técnicas estructurales, 5º curso, 2004/2005. Recuperado de http://webdeptos.uma.es/qicm/doc_docencia/tema14_me.pdf
- Valladares, M., Valerio, C., De la Cruz, P., Melgoza, R. (2016). Adsorbentes no-convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. Universidad de Medellín. Doi: 10.22395/rium.v16n31a3
- Veglio, F., & Beolchini, F. (1996). Removal of metals by biosorption: a review. Italia: Università dell'Aquila. Doi: [https://doi.org/10.1016/S0304-386X\(96\)00059-X](https://doi.org/10.1016/S0304-386X(96)00059-X)
- Velasco, M. (2014). Remoción de plomo presente en soluciones acuosas mediante adsorción con residuos del plátano Musa AAB Simonds. Bogotá, Colombia: Universidad Libre. Recuperado de <https://hdl.handle.net/10901/11243>
- Verdugo, J. (2017). Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara de la mandarina (*Citrus reticulata* Var. Clementina) (Tesis de pregrado). Ecuador. Recuperado de <https://dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/14249/1/UPS-CT007003.pdf>
- Viades, J. (2013). Unidad 3. Fenómenos de superficie. Adsorción. Universidad Nacional de México. Recuperado de <http://depa.fquim.unam.mx/amyd/archivero/Unidad3>

Adsorcion_19664.pdf

Volesky, B. & Holan, R. (1995). Biosorption of heavy metals. Canada: Universidad de Montreal. Recuperado de <https://biosorption.mcgill.ca/publication/PDFs/101-BP%2795-11,235-50-RevHolan.pdf>

Volesky, B. (1990). Removal and recovery of heavy metals by biosorption. Canadá. pp 7-40. Recuperado de: <https://books.google.com.pe/books?hl=es&lr=&id=doFlZsR2LQEC&oi=fnd&pg=PA7-IA8&dq=Removal+and+recovery+of+heavy+metals+by+biosorption.+volesky&ots=UwbBFsq91&sig=krQnQCUsilUULOy5o6jgC4GRtAg#v=onepage&q=Removal%20and%20recovery%20of%20heavy%20metals%20by%20biosorption.%20.%20volesky&f=false>

Wahab, M., Jellali, S., & Jedidi, N. (2010). Ammonium biosorption onto sawdust: FTIR analysis, kinetics and adsorption isotherms modelling. Tunisia. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.01.121>

WWF-Perú. (s.f.). Biodiversidad, energía y adaptación al cambio climático. Recuperado de https://www.wwf.org.pe/nuestro_trabajo/agua_dulce/

Zhang, H. (2014). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions using keratin biomaterials (Tesis Doctoral). España: Universidad Autónoma de Barcelona. Recuperado de <https://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/284239/hz1de1.pdf>

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Resultados obtenidos del proceso de bioadsorción de plomo usando residuos de cabello.

Los resultados del Análisis de Espectrofotometría de absorción atómica fueron realizados en la Facultad de Agrícola de la Universidad Nacional Agraria La Molina.

a. Concentración x Tiempo

Concentración ppm (mg/L)		Tiempo (minutos)					
Teórico	Repetición	10	30	60	90	120	180
5	R1	0.3458	0.2736	0.2770	0.2339	0.2394	0.2201
	R2	0.0985	0.0613	0.0621	0.0483	0.0508	0.0583
	R3	0.2107	0.1729	0.1822	0.1931	0.1842	0.1748
10	R1	0.1763	0.1885	0.1381	0.1606	0.1329	0.1469
	R2	0.2012	0.2130	0.1711	0.1880	0.1848	0.1875
	R3	0.2472	0.2045	0.2354	0.2606	0.2482	0.3124
25	R1	0.2233	0.1723	0.2444	0.1266	0.1630	0.1057
	R2	0.4566	0.3526	0.3052	0.2586	0.3776	0.4051
	R3	0.5564	0.4794	0.4887	0.4438	0.4732	0.4885
50	R1	3.0280	1.7090	1.1630	1.4080	1.4190	0.9478
	R2	3.3000	2.2250	1.9800	1.6710	1.5560	1.4730
	R3	3.4070	2.4760	1.9770	1.5300	1.7870	1.7680
100	R1	18.7100	12.9100	11.0900	9.2370	7.7220	6.8630
	R2	20.2800	13.0600	7.8590	8.4880	7.7710	5.3660
	R3	17.8700	12.4600	7.2230	8.4590	8.0750	6.4080
250	R1	140.3000	102.5000	99.1600	88.3300	78.5800	77.3000
	R2	109.7000	111.1000	98.2700	89.2000	83.6400	77.5700
	R3	112.7000	104.7000	93.7900	80.8000	87.2500	76.3100

Nota: Tener en cuenta que los valores son las lecturas de la concentración de plomo en la disolución.

b. pH

pH	Repetición	Concentración ppm (mg/L)
3	R1	0.3426
	R2	0.4123
	R3	0.4618
4	R1	0.2618
	R2	0.3257
	R3	0.3965
5	R1	0.2581
	R2	0.322
	R3	0.4346
6	R1	0.2871
	R2	0.317
	R3	0.4772
7	R1	0.2668
	R2	0.3363
	R3	0.4725

c. Tamaño y tratamiento

Descripción	Repetición	Concentración ppm (mg/L)
RC sin tratamiento	R1	2.778
químico	R2	2.614
(<0.85mm)	R3	3.098
RC con tratamiento	R1	0.8742
químico	R2	0.7228
(<0.85mm)	R3	0.9773
RC mayor de 0.85mm	R1	1.107
(con	R2	1.577
tratamiento)	R3	1.7
RC menor de 0.85mm	R1	0.8742
(con	R2	0.7228
tratamiento)	R3	0.9773

Anexo 2: Resultados del análisis de Espectrometría de masas de plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS)de CERPER - Callao



INFORME DE ENSAYO N° 1-11872/18

Pág. 1/1

Solicitante : **UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA**
 Domicilio legal : Av. La Molina S/N - La Molina - Lima
 Producto declarado : **CABELLO HUMANO**
 Cantidad de Muestras para el Ensayo : 1 muestra x 45 g
Muestra proporcionada por el solicitante
 Forma de Presentación : En frasco de plástico
 Fecha de recepción : 2018 - 11 - 13
 Fecha de inicio del ensayo : 2018 - 11 - 27
 Fecha de término del ensayo : 2018 - 11 - 30
 Ensayo realizado en : Laboratorio Ambiental AA-ICP
 Identificado con : **H/S 18012889 (EXMA-17874-2018)**
 Validez del documento : Este documento es válido solo para las muestras descritas

Ensayo		LD	Unidad	Resultado
Metales Totales ICP-OES	Plomo (Pb)	0,20	mg/kg	<0,20

LD: Limite de detección

MÉTODO

Metales Totales ICP-OES: EPA METHOD 6010C. Revision 3, 2007. Inductively coupled plasma-mass spectrometry. Preparación de muestra EPA: Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of Sediments, sludges, soils, and oils)

OBSERVACIONES

Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita de CERPER S.A.
 Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

Callao, 30 de noviembre de 2018
 AM

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

CALLAO
 Oficina Principal
 Av. Santa Rosa 601, La Perla - Callao
 T. (511) 319 9000
 Info@cerper.com - www.cerper.com

AREQUIPA
 Calle Teniente Rodríguez N° 1415
 Miraflores - Arequipa
 T. (054) 265572

CHIMBOTE
 Urb. José Carlos Mariátegui s/n
 Centro Cívico, Nuevo Chimbote
 T. (043) 311 048

PIURA
 Urb. Angamos A - 2 - Piura
 T. (073) 322 908 / 9975 63161

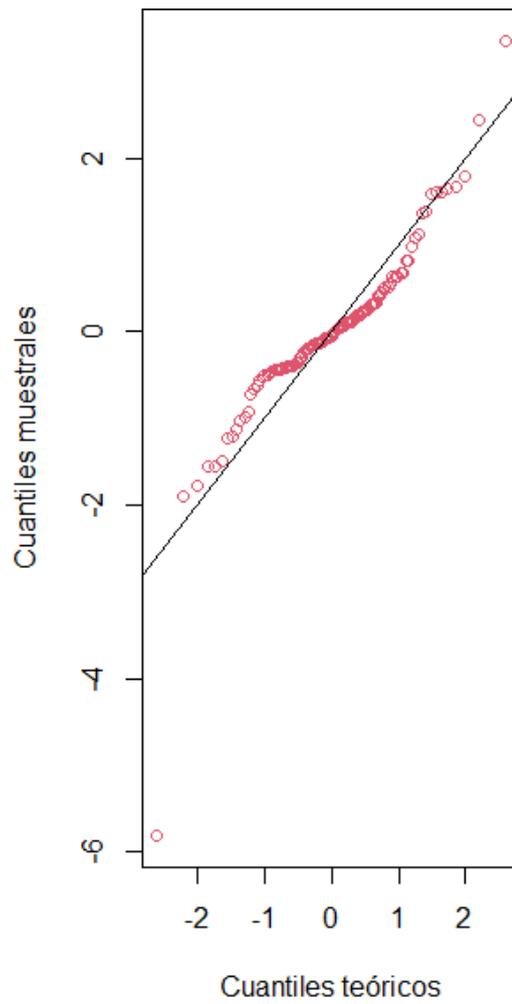
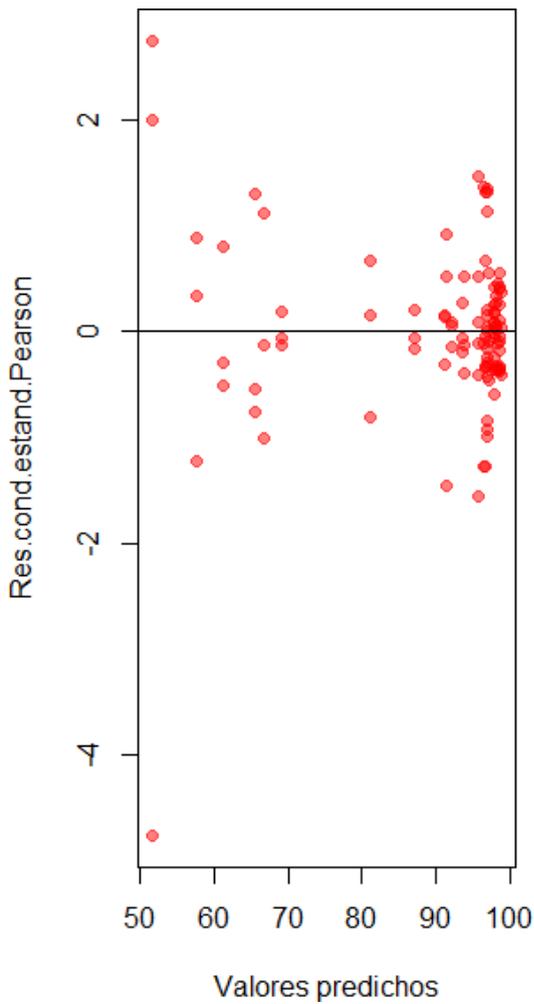
Anexo 3: Resultados estadísticos

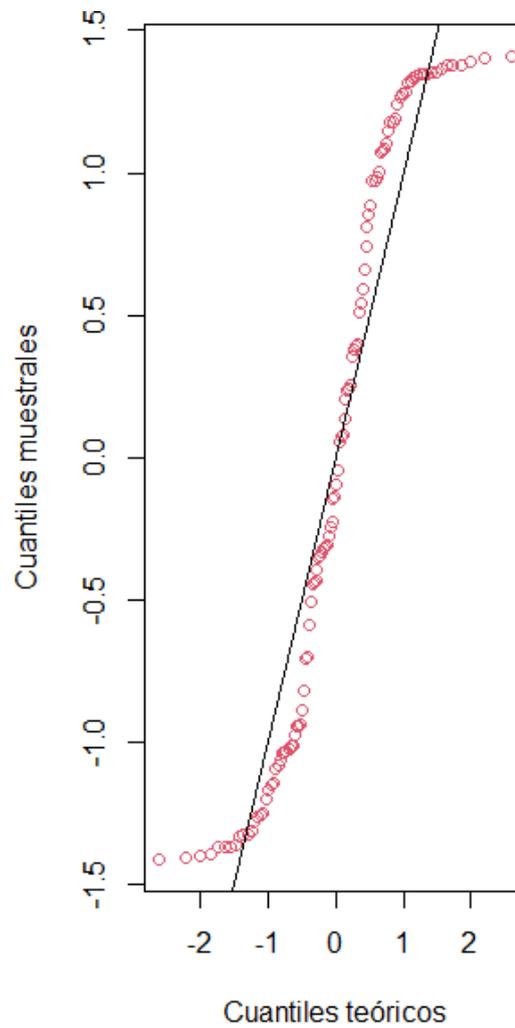
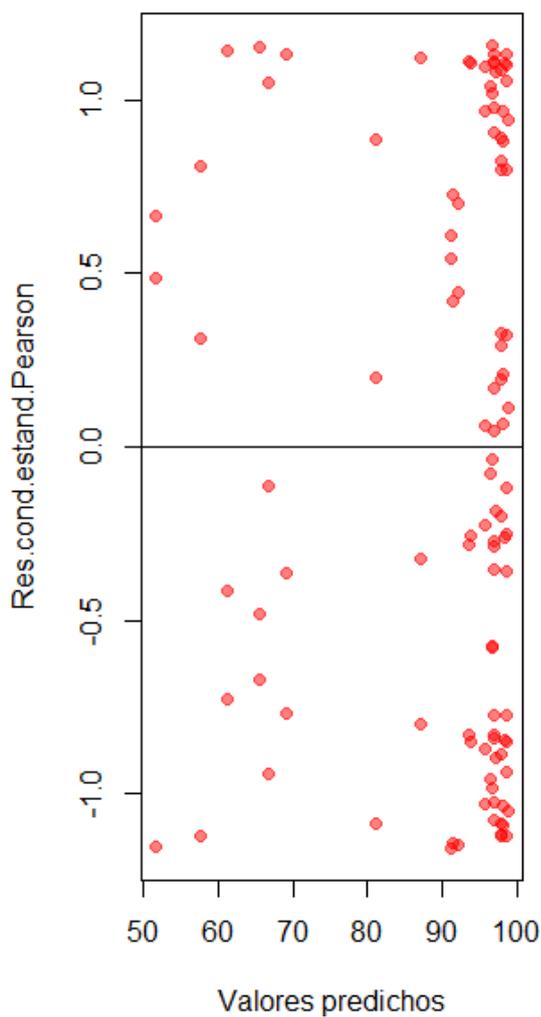
Especificación del modelo en R

```
mlm.modelo.005_Bioadsorcion_REML<-  
gls(Bioadsorcion~1+Tiempo+Concentracion+Tiempo:Concentracion  
,weights=varComb(varIdent(form=~1|Tiempo*Concentracion))  
,method="REML"  
,na.action=na.omit  
,data=mlm.modeloR.data03)
```

Resultados para el modelo: mlm.modelo.005_Bioadsorcion_REML

Variable dependiente: Bioadsorcion
Modelo 1: AIC 388.317
Modelo 2: AIC: 356.644 (Modelo 2 es mejor que 1)





Medidas de ajuste del modelo

N	AIC	BIC	logLik	Sigma	R2_0
108	356.64	520.56	-106.32	2.48	0.99

AIC y BIC menores implica mejor

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	329805.53	<0.0001
Tiempo	5	26.92	<0.0001
Concentracion	5	682.68	<0.0001
Tiempo:Concentracion	25	25.01	<0.0001

Existe interacción entre tiempo y concentración

Estructura de varianzas

Modelo de varianzas: varIdent

Formula: ~ 1 | Tiempo * Concentracion

Parámetros de la función de varianza

Parámetro	Estim
10*5	1.00
10*10	0.15
10*25	0.28
10*50	0.16
10*100	0.49
10*250	2.72
30*5	0.86
30*10	0.05
30*25	0.25
30*50	0.32
30*100	0.13
30*250	0.72
60*5	0.87
60*10	0.20
60*25	0.21
60*50	0.38
60*100	0.84
60*250	0.46
90*5	0.79
90*10	0.21
90*25	0.26
90*50	0.11
90*100	0.18
90*250	0.75
120*5	0.78
120*10	0.23
120*25	0.26
120*50	0.15
120*100	0.08
120*250	0.70
180*5	0.67
180*10	0.35
180*25	0.33
180*50	0.34
180*100	0.31
180*250	0.11

Medias ajustadas y errores estándares para Tiempo*Concentracion

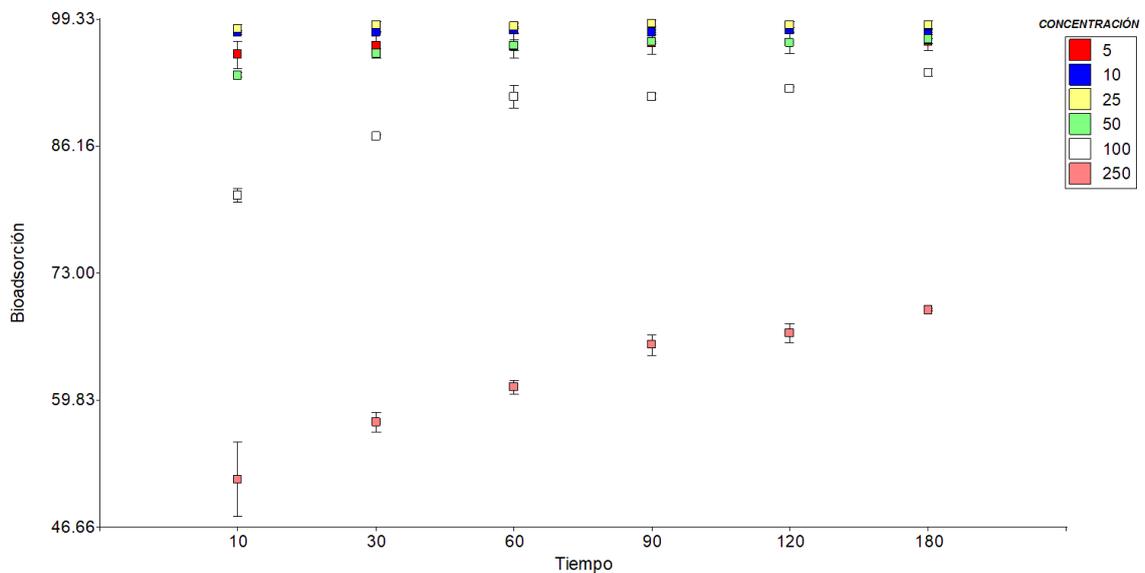
LSD Fisher (Alfa=0.05)

Procedimiento de corrección de p-valores: No

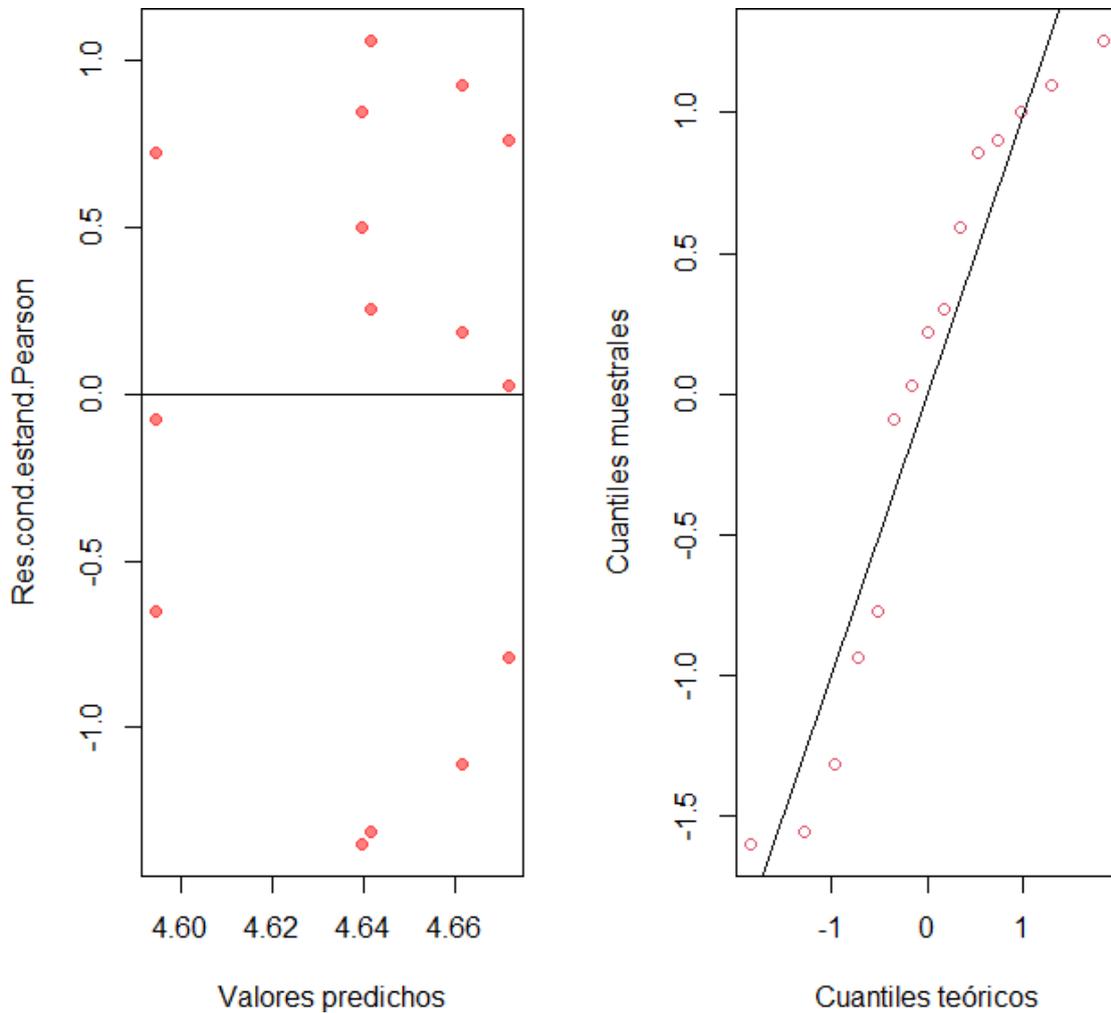
Tiempo	Concentracion	Medias	E.E.	
90	25	98.89	0.37	A
180	25	98.67	0.46	A
30	25	98.66	0.36	A
120	25	98.65	0.37	A
60	25	98.62	0.29	A
10	25	98.35	0.39	A B

60	10	98.18	0.29	A	B
120	10	98.11	0.33	A	B
30	10	97.98	0.07	A	B
90	10	97.97	0.3	A	B
10	10	97.92	0.21	A	B
180	10	97.84	0.5	A	B
180	50	97.21	0.48	A	B
180	5	96.98	0.96	A	B
90	50	96.93	0.15	A	B
120	5	96.84	1.12	A	B
90	5	96.83	1.13	A	B
120	50	96.83	0.21	A	B
30	5	96.61	1.23	A	B
60	50	96.59	0.54	A	B
60	5	96.52	1.24	A	B
30	50	95.73	0.45		B
10	5	95.63	1.43		B C
180	100	93.79	0.44		C D
10	50	93.51	0.23		C D
120	100	92.14	0.11		D
60	100	91.28	1.2		D E
90	100	91.27	0.25		E
30	100	87.19	0.18		F
10	100	81.05	0.71		G
180	250	69.18	0.15		H
120	250	66.74	1.01		I
90	250	65.56	1.07		I
60	250	61.17	0.66		J
30	250	57.56	1.03		K
10	250	51.64	3.9		K

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.05$)



pH



Cumple supuestos

Pruebas de hipótesis marginales (SC tipo III)

	numDF	F-value	p-value
(Intercept)	1	43081.92	<0.0001
pH	4	0.36	0.8344

NO hay diferencias significativas. (p-value>0.05)

Pb. adsorbido - Medias ajustadas y errores estándares para pH

LSD Fisher (Alfa=0.05)

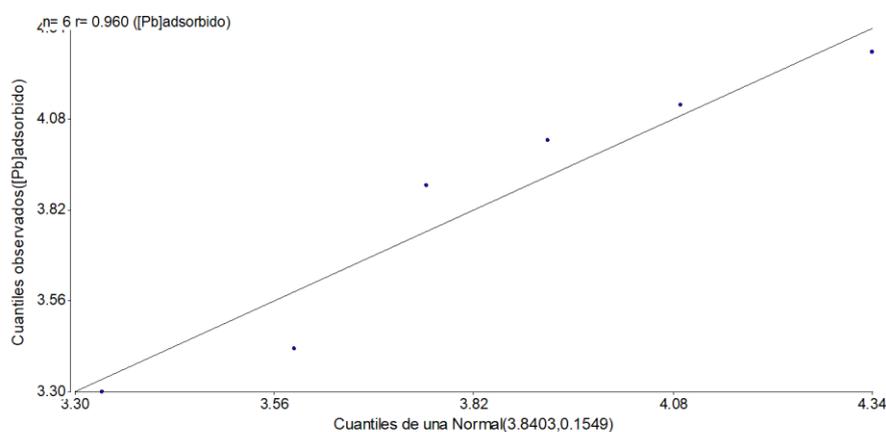
Procedimiento de corrección de p-valores: No

pH	Medias	E.E.
4	4.67	0.05 A
5	4.66	0.05 A
7	4.64	0.05 A
6	4.64	0.05 A
3	4.59	0.05 A

pH = 4; media 4.67 ± 0.05

pH= 3; media 4.59 ± 0.05

Tamaño



Cumple normalidad

Prueba T para muestras Independientes

Variable:[Pb]adsorbido - Clasific:Tamaño de RC - prueba:Bilateral

	Grupo 1 RC < 0.85mm	Grupo 2 RC > 0.85mm
n	3	3
Media	4.14	3.54
Media (1) -Media (2)	0.60	
LI (95)	0.06	
LS (95)	1.15	
pHomVar	0.2867	
T	3.09	
p-valor	0.0366	

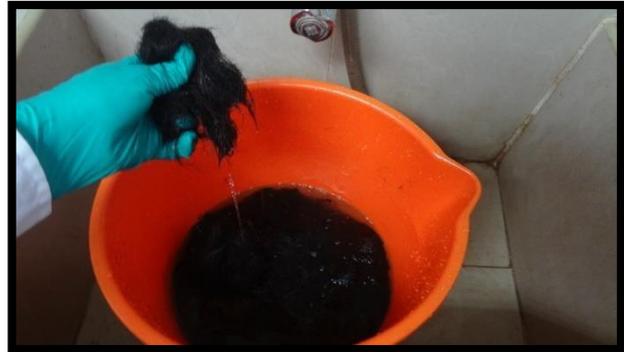
Son varianzas homogéneas ($p > 0.05$)

Hay diferencias significativas.

Anexo 4: Registro fotográfico del proceso de experimentación.



Muestra de residuos de cabello de peluquerías



Lavado de la muestra con shampoo de pH neutro



Secado de la muestra en la estufa a 40°C



Corte y tamizado de la muestra



Muestras lavadas, secadas, cortadas, tamizadas y separadas por tamaño (en mm)



Residuos de cabello con tratamiento (a la izquierda) y sin tratamiento (a la derecha)



Muestras de residuos de cabello preparadas para el análisis de Fourier. Se observa cabello con tratamiento (a la izquierda) y cabello sin tratamiento (a la derecha).



Pesada de la muestra de bioadsorbente para el proceso de bioadsorción



Pesada de la muestra de RC antes del tratamiento



Filtrado de los RC durante el tratamiento



Tratamiento de activación de los RC



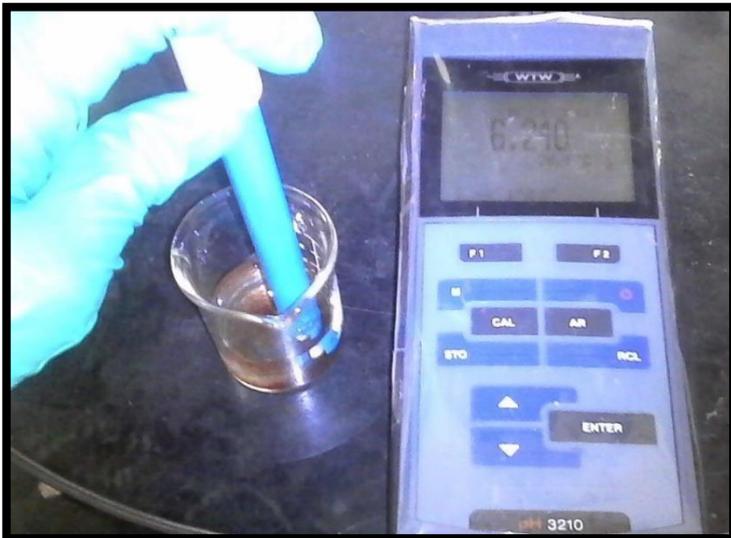
Filtrado al vacío de los RC del tratamiento



Cocina magnética



Juego de tamices A.S.T.M.

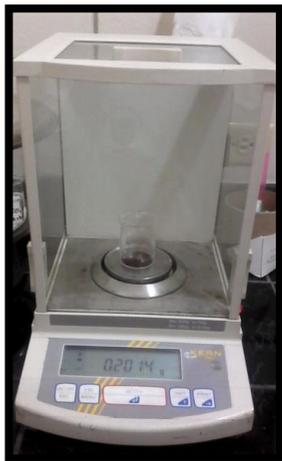


Medición del pH de los RC



Homogenización de la disolución

Proceso de bioadsorción de plomo usando residuos de cabello



Pesaje

En una balanza analítica se pesó 0.2 gr de RC en un beaker codificado



Agitación

Se realizaron las pruebas de experimentación a diferentes tiempos de contacto y concentraciones de Pb^{2+}



Filtrado

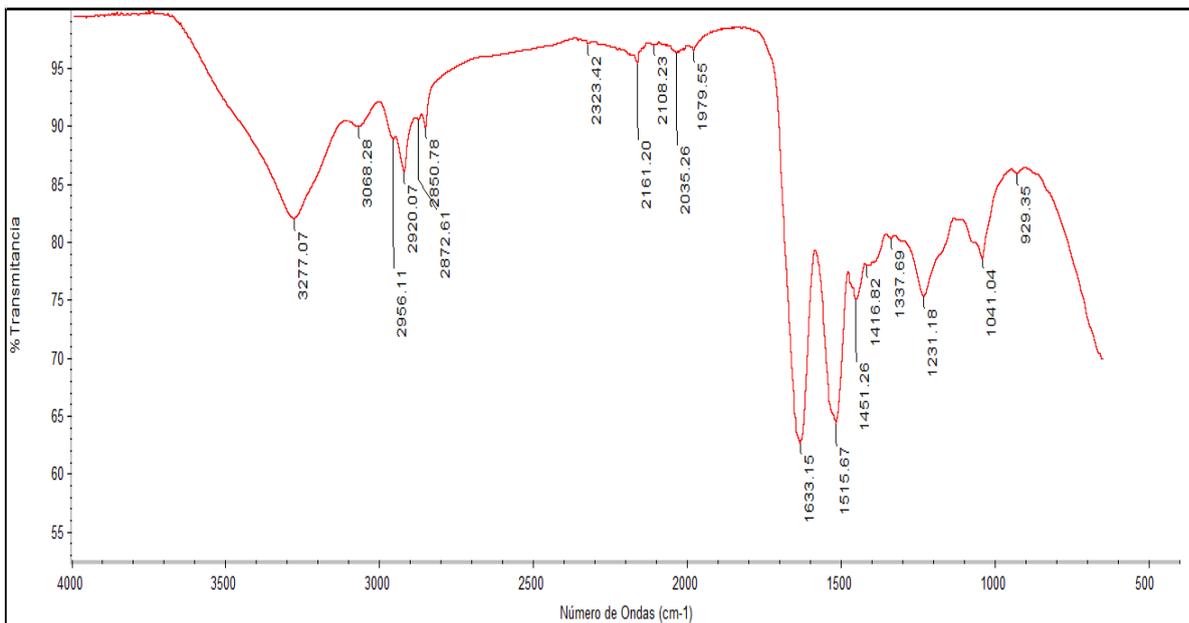
El líquido agitado se filtró en tubos de ensayo codificado



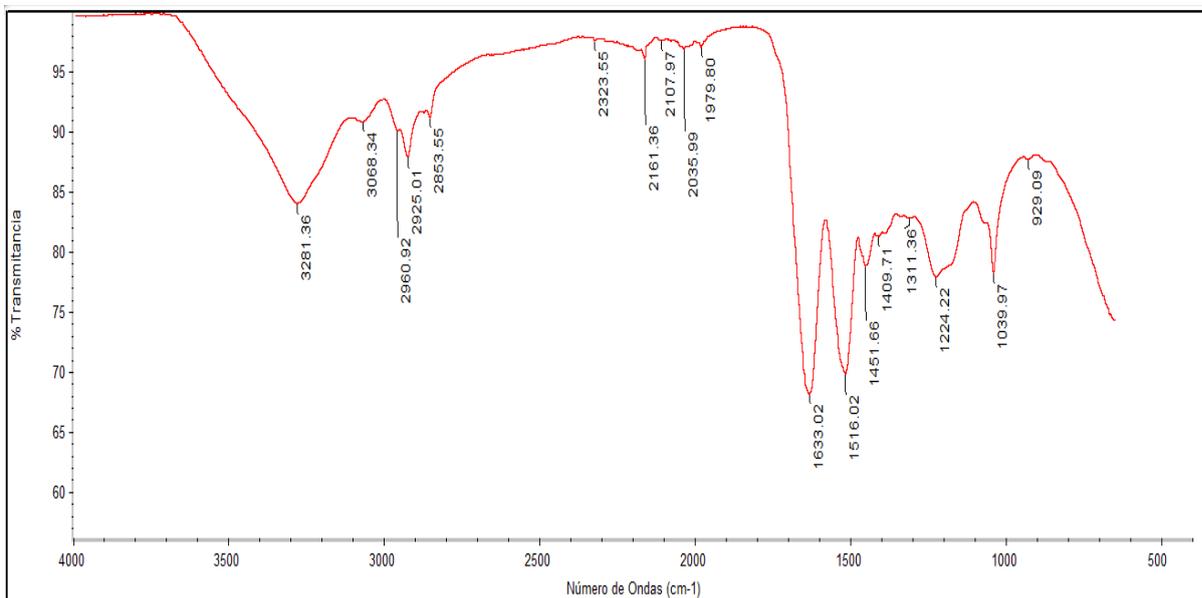
Lectura de Pb^{2+}

Se analizaron las muestras de agua para hallar la cantidad de Pb^{2+} .

Anexo 5: Espectro infrarrojo de los residuos de cabello con tratamiento y sin tratamiento de activación



Espectro infrarrojo de los residuos de cabello sin tratamiento de activación.



Espectro infrarrojo de los RC con tratamiento de activación