

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CALLAO

ESCUELA DE POSGRADO

UNIDAD DE POSGRADO DE LA FACULTAD

INGENIERÍA QUÍMICA



**“BIOADSORCIÓN CON CAVITACIÓN HIDRODINÁMICA DE IONES (Pb^{+2} ,
 Cu^{+2} Y Sb^{+3}) EN UNA COLUMNA DE LECHO FIJO CON ALGAS PARDAS
(*MACROCYSTIS PYRIFERA*)”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE MAESTRO
EN INGENIERÍA QUÍMICA**

**AUTORES. NOEMÍ ANYOSA CÁCERES
WILFREDO DAVID SEJJE SUÁREZ**

Callao, 2022

PERÚ

HOJA DE REFERENCIA DEL JURADO Y APROBACIÓN

MIEMBROS DEL JURADO:

- | | |
|--------------------------------------|------------|
| • Dr. Luis Américo Carrasco Venegas | PRESIDENTE |
| • Mg. Pablo Díaz Bravo | SECRETARIO |
| • Mg. Ing. Leonardo Machaca Gonzales | MIEMBRO |
| • Ing. Cesar Gutiérrez Cuba | MIEMBRO |

ASESOR: Juan Taumaturgo Medina Collana

N° DE LIBRO: 01

N° DE ACTA: 012

FECHA DE APROBACIÓN DE TESIS: 28 de diciembre del año 2022.

DEDICATORIA

A Dios por darme la fortaleza de seguir adelante, a pesar de las dificultades encontradas en el camino.

A mi familia por darme su apoyo incondicional para el logro de mis objetivos y por ayudarme en todo lo necesario para conseguir mis metas

DEDICATORIA

A Dios por darme la fortaleza de seguir adelante, a pesar de las dificultades encontradas en el camino.

A mi familia por darme su apoyo incondicional para el logro de mis objetivos y por ayudarme en todo lo necesario para conseguir mis metas.

AGRADECIMIENTO

Agradecemos en especial a nuestra Alma Mater, la prestigiosa Universidad Nacional del Callao por habernos aceptado ser parte de ella y abierto sus puertas.

A nuestros estimados docentes, que brindaron su conocimiento y su apoyo para seguir adelante y el logro de esta etapa profesional.

A mi Asesor por sus importantes orientaciones, que me permitieron culminar exitosamente la investigación.

A mis Jefes del Departamento de Ingeniería Forense por su apoyo en brindarnos las facilidades en el uso de las instalaciones e instrumentos para realizar nuestros ensayos, por consiguiente, culminar este proyecto de investigación exitosamente.

INDICE

TABLAS DE CONTENIDO	04
RESUMEN.....	09
ABSTRACT.....	10
INTRODUCCIÓN.....	11
I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	14
1.1. Descripción de la realidad problemática.....	14
1.2. Formulación del problema (problema general y específico)....	16
1.3. Objetivos (general y específicos)	17
1.4. Limitantes de la investigación (teórico, temporal, espacial).....	17
II. MARCO TEÓRICO.....	18
2.1. Antecedentes: Internacional y nacional	18
2.2. Bases teóricas.....	21
2.3. Conceptual.....	37
2.4. Definición de términos básicos.....	48
III. HIPÓTESIS Y VARIABLES.....	50
3.1. Hipótesis (general y específicas)	50
3.2. Definición conceptual de variables.....	51
3.2.1. Operacionalización de variables (dimensiones, indicadores, índices, método y técnica).....	52
IV. DISEÑO METODOLOGICO.....	53
4.1. Tipo y diseño de investigación.....	54
4.2. Método de investigación.....	54
4.3. Población y muestra.....	65
4.4. Lugar de estudio y periodo de desarrollo.....	66
4.5. Técnicas e instrumentos para la recolección de la información.....	66
4.6. Análisis y procesamiento de datos.....	67
V. RESULTADOS.....	69
5.1. Resultados descriptivos.....	69
5.2. Resultados inferenciales.....	88

5.3.	Otro tipo de resultados estadísticos.....	99
VI.	DISCUSION DE RESULTADOS.....	100
6.1.	Contrastación y demostración de la hipótesis con los resultados.....	100
6.2.	Contrastación de los resultados con otros estudios similares	101
6.3.	Responsabilidad ética de acuerdo con los reglamentos vigentes.....	104
	CONCLUSIONES.....	105
	RECOMENDACIONES.....	106
	REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS.....	107
	ANEXOS.....	114

TABLAS DE CONTENIDO

Tabla 1	Zonas de reacción involucradas en el proceso de cavitación hidrodinámica.....	34
Tabla 2	Concentración de metal potencialmente toxico (PMT) antes (AB_0) y después de los dos tratamientos hidro cavitación (HC).....	47
Tabla 3	Operaciones de las variables independientes y dependientes.....	52
Tabla 4	Matriz de experimentos.....	54
Tabla 5	Matriz de experimentación Taguchi para el proceso de bioadsorción.....	55
Tabla 6	Tabla e instrumentos de recolección de datos.....	66
Tabla 7	Parámetros físico químicos del agua residual antes y después del proceso de bioadsorción	69
Tabla 8	Variables constantes para corridas experimentales.....	70
Tabla 9	Porcentaje de remoción de iones metales de Pb, Cu y Sb.....	74
Tabla 10	Capacidad de adsorción de iones Pb, Cu y Sb.....	74
Tabla 11	Concentración en equilibrio (C_{eq}) de iones Pb, Cu y Sb....	75
Tabla 12	Parámetros cinéticos de primer y segundo orden.....	81
Tabla 13	Parámetros de las isothermas obtenidas de la bioadsorción.....	86
Tabla 14	Respuesta para medias de (%) de remoción de plomo.....	88
Tabla 15	Análisis de varianza (ANOVA) para plomo.....	89
Tabla 16	Respuesta para medias de (%) de remoción de cobre.....	90
Tabla 17	Análisis de varianza (ANOVA) para cobre.....	91
Tabla 18	Respuesta para medias de (%) de remoción de antimonio	92
Tabla 19	Análisis de varianza (ANOVA) para antimonio.....	93
Tabla 20	Respuesta para medias de bioadsorción de plomo.....	94
Tabla 21	Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de plomo	95

Tabla 22	Respuesta para medias de bioadsorción de cobre.....	96
Tabla 23	Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de cobre..	97
Tabla 24	Respuesta para medias de bioadsorción de antimonio.....	98
Tabla 25	Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de antimonio.....	99

TABLAS DE GRAFICOS

Figura 1	Formación de la molécula de alginato de calcio.....	28
Figura 2	Ácido gulurónico (A) y ácido manurónico (B) y composición del alginato bloques GG y bloques MM.....	30
Figura 3	Molécula del alginato de calcio.....	31
Figura 4	Modelo de “caja de huevo” del alginato de calcio.....	31
Figura 5	El comportamiento típico de la presión en un proceso de cavitación hidrodinámica.....	32
Figura 6	Efectos fisicoquímicos producidos durante la cavitación proceso de cavitación.....	36
Figura 7	Columna de lecho fijo con bioadsorbente de algas pardas	45
Figura 8	Variables de operación y respuesta en la columna de lecho fijo.....	51
Figura 9	Diagrama de proceso del sistema de bioadsorción.....	56
Figura 10	Diagrama de bloques para el proceso de extracción de alginato.....	59
Figura 11	Diagrama de bloques para el proceso de obtención de perlas de alginato de calcio.....	61
Figura 12	Equipo de bioadsorción con cavitación hidrodinámica (prototipo).....	65
Figura 13	Diagrama de flujo del método de investigación.....	68
Figura 14	Perlas de alginato sin contacto con soluciones de metales pesados.....	70
Figura 15	Espectrograma de la perla de alginato de calcio sin contacto con solución problema.....	71
Figura 16	Perlas de alginato en contacto con soluciones de plomo..	71
Figura 17	Espectrograma de la perla de alginato de calcio en contacto con solución problema de plomo.....	72
Figura 18	Perlas de alginato en contacto con soluciones de plomo y cobre.....	72

Figura 19	Espectrograma de la perla de alginato de calcio en contacto con solución problema de plomo y cobre.....	73
Figura 20	Concentración de iones plomo – tiempo.....	75
Figura 21	Concentración de iones cobre – tiempo.....	76
Figura 22	Concentración de iones antimonio – tiempo.....	76
Figura 23	Concentración de iones metálicos – tiempo, para el agua residual problema real.....	77
Figura 24	Modelo no lineal de la cinética de bioadsorción de plomo, cobre y antimonio con alginato de calcio.....	79
Figura 25	Modelo lineal para plomo, cobre y antimonio de la cinética de bioadsorción primer orden.....	80
Figura 26	Modelo lineal para plomo, cobre y antimonio en la cinética de segundo orden.....	80
Figura 27	Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo para ion plomo.....	82
Figura 28	Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo para cobre.....	83
Figura 29	Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo.....	83
Figura 30	Isotermas de absorción de iones metálicos.....	84
Figura 31	Línea de tendencia de Langmuir para iones metálicos.....	85
Figura 32	Línea de tendencia de Freundlich para iones metálicos....	85
Figura 33	Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de plomo.....	88
Figura 34	Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de cobre.....	90
Figura 35	Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de antimonio.....	92
Figura 36	Efectos principales para medias de bioadsorción de plomo.....	94
Figura 37	Efectos principales para medias de bioadsorción de cobre.....	96

Figura 38 Efectos principales para medias de bioadsorción de 98 antimonio.....

RESUMEN

La presente investigación tiene como objetivo determinar la máxima capacidad de bioadsorción para los cationes (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) mediante bioadsorción con cavitación hidrodinámica en una columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir de algas pardas operando cinco parámetros, tiempo, masa de adsorbente, concentración de solución, caudal y cavitación, se justifica medio ambientalmente porque los iones metálicos llegan al sistema de alcantarillado de la ciudad de Lima sin previo tratamiento.

Para el desarrollo del estudio se ha considerado una metodología cuantitativa, la cual se complementa con el método analítico – sintético; además obedece a un modelo experimental donde se utilizó el método de Taguchi; los experimentos mostraron que los factores de mayor influencia en la bioadsorción fueron la masa de adsorbente, concentración de solución y cavitación hidrodinámica, alcanzando un porcentaje de remoción de 92%, 78% y 16% de iones plomo, cobre y antimonio respectivamente, las constantes de bioadsorción promedio corresponden a una cinética de segundo orden para los iones de plomo, cobre fueron 2.27×10^{-2} , $2.45 \times 10^{-2} \text{ g.mg}^{-1}\text{min}^{-1}$ respectivamente, y para el antimonio es de primer orden con $6,70 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$.

En el proceso de bioadsorción las líneas de las gráficas representan los modelos de isothermas de Langmuir y Freundlich que mejor se ajustaron a los datos experimentales con capacidades máximas de adsorción de 62.50 ,10.46 y 1.51 mg/g de Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3} respectivamente; se demostró que el alginato de calcio es un buen adsorbente y que el equipo de bioadsorción con un control adecuado de los factores se recuperaron los iones de metales pesados del agua contaminada, alcanzando concentración de iones plomo y cobre por debajo de la normativa ambiental vigente para los valores máximos admisibles (VMAs).

Palabras clave: Alginato, bioadsorción, isoterma y cavitación.

RESUMO

A presente pesquisa visa estudar a capacidade máxima de bioadsorção para cátions (Pb^{+2} , Cu^{+2} e Sb^{+3}) por meio de bioadsorção com cavitação hidrodinâmica em uma coluna de leito fixo por alginato de alginato operando cinco parâmetros, tempo, massa adsorvente, concentração da solução, taxa de fluxo e cavitação, justifica-se ambientalmente porque os íons metálicos chegam ao sistema de esgoto da cidade de Lima sem tratamento prévio.

Para o desenvolvimento do estudo, foi considerada uma metodologia quantitativa, que é complementada com o método analítico-sintético; também segue um modelo experimental onde foi utilizado o método Taguchi; Os experimentos mostraram que os fatores com maior influência na bioadsorção foram a massa adsorvente, concentração da solução e cavitação hidrodinâmica, atingindo uma porcentagem de remoção de 92%, 78% e 16% de íons chumbo, cobre e antimônio respectivamente, as constantes médias de bioadsorção correspondem à cinética de segunda ordem para os íons chumbo e cobre foram $2,27 \times 10^{-2}$, $2,45 \times 10^{-2} \text{ g.mg}^{-1}\text{min}^{-1}$ respectivamente, e para o antimônio é de primeira ordem com $6,70 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$.

No processo de bioadsorção as linhas dos gráficos representam os modelos isotérmicos Langmuir e Freundlich que melhor ajustam os dados experimentais com capacidades máximas de adsorção de 62,50, 10,46 e 1,51 mg/g de Pb^{+2} , Cu^{+2} e Sb^{+3} respectivamente; foi demonstrado que o alginato de cálcio é um bom adsorvente e que o equipamento de bioadsorção com um controle adequado dos fatores, recupera íons de metais pesados da água contaminada, atingindo concentrações de chumbo e íons de cobre abaixo dos atuais regulamentos ambientais para valores máximos admissíveis (MAVs).

Palavras-chave: Alginato, bioadsorção, isoterma e cavitação.

INTRODUCCIÓN

Con el desarrollo de la industria y el rápido consumo de recursos naturales, los metales pesados emitidos por la minería, la metalurgia y la industria manufacturera han aumentado considerablemente en las últimas décadas y han afectado gravemente al medio ambiente (Rakib, 2020). Las aguas residuales de los metales pesados no se pueden biodegradar fácilmente, lo que provoca un grave deterioro del entorno ecológico (Shahzad, 2017). La eliminación de los contaminantes de metales pesados de los efluentes industriales se ha convertido en una condición esencial para el desarrollo de las actividades industriales, de acuerdo con los principios de la producción limpia (Lucaci, 2020).

El plomo es un elemento no esencial del cuerpo humano, que puede entrar en él a través de la cadena alimentaria y el sistema respiratorio, causando un suministro inadecuado de nutrientes y oxígeno, lo que provoca daños en el tejido cerebral una inadecuación de las condiciones de vida. Especialmente en el caso de los niños en fase de crecimiento y desarrollo son más sensibles al plomo que los adultos, el exceso de plomo en sus organismos provoca retrasos en el desarrollo, pérdida de apetito y trastornos auditivos (Liu, 2013). La exposición prolongada al plomo puede provocar anemia, anorexia, dislexia, convulsiones, coma y cáncer (Idris, 2012).

El cobre es uno de los metales más valiosos y frecuentes utilizados en la industria y suele encontrarse en diferentes concentraciones en las aguas residuales. Sin embargo, un alto porcentaje de cobre provoca graves problemas de salud como diarrea, vómitos, náuseas, calambres abdominales, por citar sólo algunos (Knobeloch, 1994). Entre los metales pesados, el cobre se considera uno de los más tóxicos para los organismos acuáticos (Jo, 2012) Por consiguiente, el interés en el tratamiento del agua con iones de cobre para reducir o detener su propagación en el medio ambiente a través del suelo y las aguas subterráneas, lo que finalmente causará su acumulación a lo largo de la cadena alimentaria (Vincevica, 2013). El antimonio (Sb) y compuestos

relacionados se han utilizado en muchos ámbitos, como los retardantes de flama aleaciones, cerámica, pigmentos y fibras sintéticas (Tu et al., 2020; Qi P. et al, 2019). La presencia de antimonio en el medio ambiente incluye especies pentavalentes y trivalentes, y la toxicidad de las especies de Sb (III) es más venenosa (Zhang, 2021), el antimonio es altamente tóxico y cancerígeno para el cuerpo humano. Debido al aumento de la aplicación del Sb, el Sb y los compuestos relacionados fueron catalogados como contaminantes prioritarios por varias autoridades, como la US (USEPA) y la Unión Europea (UE) (Tu. et al., 2020; Wang et al., 2019; Liu et al., 2019). El nivel más alto permitido de antimonio en el agua potable está estrictamente regulado por la USEPA, la UE y China como 6, 5 y 5 µg/L, respectivamente (Tu et al., 2020; Liu et al., 2019; Wang et al, 2019; Zhang et al., 2019).

Las tecnologías para eliminar los iones de metales pesados incluyen principalmente la flotación, la precipitación química, la adsorción separación por membranas, intercambio de iones, electrodiálisis y procesos biológicos (Abdelrahman, 2019). La búsqueda de nuevos materiales y técnicas utilizables como alternativa para el tratamiento de aguas residuales provenientes de procesos industriales y/o laboratorios se ha constituido como un desafío de los últimos tiempos.

La separación por membranas, como la ósmosis inversa o la nanofiltración, puede requerir una alta presión que conlleva un elevado coste energético (Yang, 2014). Debido a su sencillez y bajo coste, la adsorción se considera un método ecológico y respetuoso con el medio ambiente, sin embargo, los atributos favorables del proceso de adsorción, como la simplicidad del diseño, el respeto al medio ambiente la viabilidad económica, la simplicidad operativa y la amplia disponibilidad lo convierten en la técnica preferida sobre las demás (Popoola, 2019).

Entre los procesos de adsorción las columnas de adsorción en continuo se utilizan ampliamente en el tratamiento de aguas residuales para controlar los niveles de concentración de contaminantes (Srivastava, 2007 & Wu, 2012). En los materiales a base de carbono, el alginato de sodio ha traído una gran

atención debido a su no toxicidad, su bajo precio, su fácil dopaje y su estabilidad. Los abundantes grupos hidroxilo y carboxilo del SA (alginato de sodio) son modificables (Huang, 2018). El alginato de sodio es un polisacárido natural que puede extraerse de las algas pardas. Tiene algunas características destacadas como la alta biocompatibilidad, biodegradable y renovable. Además, tiene una alta afinidad de adsorción para los iones de metales pesados (Gao, 2020). El alginato, derivado de algas pardas naturales, se utiliza habitualmente como adsorbente natural para la eliminación de iones metálicos debido a sus abundantes grupos carboxilo (-COOH) e hidroxilo (-OH) (Pan, 2019).

La presente investigación ha considerado el estudio del potencial bioadsorbente de biomasa de algas pardas, como una alternativa para lograr la remoción de los metales pesados presentes como iones en las aguas residuales generados por el laboratorio del departamento de Ingeniería Forense de la Dirección de Criminalística – PNP, en el análisis de estudio se estableció los metales plomo, cobre y antimonio, los cuales representan un alto riesgo para la salud, el ambiente y las reservas de recursos naturales, razón por la cual su estudio y eliminación de los ecosistemas reviste un interés prioritario frente a otros metales presentes en efluentes residuales.

Es necesario realizar ensayos de laboratorio y/o a escala que permitan evaluar la eficiencia de remoción de estos iones en solución acuosa.

I. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Descripción de la realidad problemática.

El problema de la contaminación de las aguas es uno de los aspectos más significativos de la degradación de los medios naturales por parte de la sociedad, siendo considerado como un problema universal. El agua por su naturaleza recoge muchas sustancias durante su trayecto por las diferentes zonas agrícolas e industriales, domiciliarias etc., la contaminación por herbicidas, plaguicidas, fertilizantes, vertidos industriales y residuos de laboratorios y de la actividad humana es uno de los fenómenos más peligrosos para el medio ambiente. Entre los residuos más importantes que representan mayor riesgo para la salud humana y el equilibrio de los ecosistemas en general están los metales pesados, debido a su toxicidad a bajas concentraciones ya que son bioacumulables y no biodegradables (Vera, 2016).

Es necesario señalar que el grupo de los metales pesados tanto por la elevada peligrosidad de algunos de ellos como por el aumento de su presencia en las aguas de todo el mundo como consecuencia, gradual, del incremento de la actividad industrial en los últimos tiempos. No hay una definición del término metal pesado ampliamente aceptada por la comunidad científica que haya sido presentada por alguna institución de reconocido prestigio como la IUPAC, y que clasifique este grupo de metales a partir de sus propiedades físico-químicas (Duffus, 2002). En el ámbito de la contaminación ambiental, el término metal pesado se utiliza para señalar a un grupo de metales y semimetales que se caracterizan por ser peligrosos para los seres vivos y el medio ambiente, y se utiliza en textos científicos como en legislación ambiental.

Estos contaminantes son descargados al medio ambiente alcanzando concentraciones por encima de los valores permisibles por legislaciones internacionales, así como, por legislación nacional, siendo los recursos hídricos, los de mayor riesgo por su propagación rápida. El tratamiento de aguas residuales consiste en la eliminación de metales pesados y compuestos

orgánicos aplicando diferentes tecnologías como son los procesos de oxidación/reducción, filtración por membrana, la precipitación química, tecnologías de membrana o procesos de intercambio iónico (Fu, 2011). Cada una de estas tecnologías tiene sus ventajas, así como sus desventajas e inconvenientes a la hora de emplearse.

Frente a las tecnologías tradicionales, la bioadsorción se presenta como una alternativa de bajo costo y eficiente, especialmente para aguas con concentraciones bajas de metales. El proceso de bioadsorción viene afectado por diversas variables entre las que se encuentran el pH, la concentración de bioadsorbente, la concentración inicial del metal, el tamaño de partícula, etc., cuya optimización resulta de especial importancia (Aksu, 2005)

La actividad forense a través del tiempo es fundamental en la investigación policial como apoyo de la justicia. Sin embargo, como cualquier actividad productiva ha venido generando impactos ambientales; siendo uno de los principales problemas del laboratorio de Ingeniería Forense la generación de aguas residuales provenientes de diferentes análisis químicos que generan soluciones con presencia de iones (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}), del Departamento de Ingeniería Forense de la Dirección de Criminalística de la PNP.

En el Laboratorio de Ingeniería Forense de la Dirección de Criminalística de la Policía Nacional del Perú, se realizan numerosos análisis a las evidencias dejadas por hechos delictuosos, ante ello es necesario fundamentar con pruebas fehacientes de esta manera demostrar los delitos cometidos, siendo algunos de estos análisis, la determinación de residuos de disparo por arma de fuego, evidencias dejadas sobre las superficies del dorso y palma de las manos así como en las prendas de vestir del individuo que haya efectuado el disparo con cualquier tipo de arma de fuego, los análisis de minerales, entre otros, estas muestras son tratadas mediante un procedimiento con ácidos a cierta concentración y volumen con el fin de atacar a los cationes metálicos (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) de esta manera ponerlos en solución acida para ser cuantificados en mg/l o ppm mediante una lectura instrumental en el espectrofotómetro de absorción atómica utilizando para ello un mínimo volumen de la muestra procesada y

preparada, mientras que la muestra sobrante de solución acida cargadas con cationes metálicos (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) son almacenadas y desechada sin mayor tratamiento.

Estas soluciones acidas con la presencia de iones (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}), son vertidas al sistema de desagües de la ciudad de Lima sin previo tratamiento causando efectos negativos en la ciudad generando contaminación a largo plazo afectando a las aguas superficiales.

Ante esta situación se realizó el siguiente estudio de investigación para la remoción de iones metálicos presentes en las soluciones acidas provenientes de diferentes análisis químicos realizados en el laboratorio del Departamento de Ingeniería Forense, mediante la técnica de bioadsorción en columna de lecho fijo con alginato de calcio extraídas de algas pardas, con la finalidad de disminuir la contaminación por metales pesados y mejorar la calidad de agua en el vertimiento de aguas residuales, evitando daños a largo plazo al medio ambiente.

1.2. Formulación del problema.

1.2.1 Problema general.

¿Cuál será la capacidad máxima de bioadsorción para los cationes (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) mediante bioadsorción con cavitación hidrodinámica en una columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir de algas pardas?

1.2.2 Problemas específicos.

1. ¿Cuál será la concentración de los iones de Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3} presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense de la Dirección de Criminalística - PNP?
2. ¿De qué manera influirá los diferentes parámetros (tiempo, flujo volumétrico, concentración, masa del adsorbente y cavitación hidrodinámica) en la remoción de los cationes metálicos por bioadsorción?
3. ¿Cuál será el grado de reducción de la concentración de los cationes (Pb^{+2} ,

Cu⁺² y Sb⁺³) mediante bioadsorción con cavitación hidrodinámica en una columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir de algas?

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general.

Determinar la capacidad máxima de bioadsorción para los cationes de (Pb⁺², Cu⁺² y Sb⁺³) según las isotermas en un tratamiento por lotes de una columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir de algas pardas.

1.3.2. Objetivos específicos.

1. Determinar la concentración de los iones de Pb⁺², Cu⁺² y Sb⁺³ presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP.
2. Evaluar el efecto de los parámetros (tiempo, flujo volumétrico, concentración, masa del lecho del absorbente y cavitación hidrodinámica) en la remoción de los iones por bioadsorción.
3. Determinar el grado de reducción de la concentración de los cationes (Pb⁺², Cu⁺² y Sb⁺³) mediante bioadsorción con cavitación hidrodinámica en una columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir de algas pardas.

1.4. Limitantes de la investigación.

1.4.1. Limitantes teóricas.

Las investigaciones sobre cavitación hidrodinámica en procesos de bioadsorción son escasas, teniendo que tomar conceptos teóricos básicos, que puedan fundamentar los efectos en la experimentación.

1.4.2. Limitantes temporales.

La investigación se encuentra en el campo de la ingeniería donde la limitación temporal no es representativa debido a que el estudio es en cosas y no seres vivos.

1.4.3. Limitantes espaciales.

El estudio de investigación abarca únicamente los desechos evacuados como soluciones acidas provenientes de los análisis realizados en el laboratorio del Departamento de Ingeniera Forense.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes

2.1.1. Antecedentes internacionales.

Zu et al. (2006) en el estudio de los “*Efectos de biosorción de iones de cobre en Candida utilis bajo cavitación a presión negativa*”, bajo condiciones óptimas de adsorción de iones de cobre en la levadura, encontraron algunos efectos diferentes entre la adsorción estática la adsorción por agitación y la adsorción por cavitación a presión negativa; sus resultados mostraron que la cavitación a presión negativa puede mejorar la capacidad de bioadsorción de iones de cobre en la levadura, sin embargo, en el pretratamiento de las levaduras obtuvieron un mayor efecto sobre la bioadsorción. Este estudio indicó que la bioadsorción de metales pesados en la levadura tiene mucha relación con su base molecular celular, y con la adsorción, el pH intercelular de la levadura aumentó gradualmente y cambió de acidez a alcalinidad. Estos resultados pueden sugerir que la cavitación de presión negativa puede obligar a migrar a los metales pesados desde la superficie de la célula al interior de la misma y hacer que la superficie de la levadura sea más gruesa.

Calero et al. (2012) presentaron los resultados de ensayos de biosorción planificados en el estudio de “*Biosorción de cobre con corteza de pino en columna de lecho fijo*”, implementando un diseño factorial de experimentos para la obtención de la información necesaria para el desarrollo de un modelo matemático (un modelo polinomial de segundo orden), que represente la influencia de las principales variables del proceso (caudal de alimentación, concentración inicial de metal y altura de lecho). En este modelo han optimizado de forma aceptable la biosorción de cobre utilizando corteza de pino en una columna de lecho fijo. Los resultados mostraron altos coeficientes de regresión ($R^2 = 95.66\%$ y $R^2 = 95.03\%$ para el porcentaje retenido y la capacidad de biosorción de cobre, respectivamente) y bajos valores de las desviaciones estándar, lo que indica un buen ajuste de los datos experimentales.

Byungryul et al. (2013) del estudio de los *“Efectos del calcio y del hidrógeno durante la sorción del cobre en un intercambiador de iones a base de alginato: estudios en columna de lecho fijo y por lotes”*, encontraron que la máxima capacidad de bioadsorción fue de 107 mg/g y 189 mg/g, de cobre respectivamente; con un pH de 5 redujeron más del 95% del Cu^{2+} , pero la cantidad de Cu^{2+} sorbido en las perlas de CA se redujeron significativamente a pH 2 debido al valor pK_a del ácido carboxílico. Cuando el Ca^{2+} como ion competidor, estaba presente en la solución a una proporción molar de Ca^{2+} a Cu^{2+} igual a 8, el Q_{max} se redujo drásticamente a 20 mg/g. También observaron un tiempo de equilibrio más rápido (24 h). según los resultados del estudio las perlas de HA (alginato de hidrogeno) son más eficaces que las de CA para reducir la influencia adversa de los cationes competidores como el Ca^{2+} durante el periodo inicial de sorción del Cu^{2+} . Además, que, la ruptura del Cu^{2+} se produjeron más tarde que la del Ca^{2+} debido a una mayor selectividad del Cu^{2+} sobre el Ca^{2+} .

Lara et al. (2016) en la investigación desarrollada sobre la *“Adsorción de plomo y cadmio en sistema continuo de lecho fijo sobre residuos de cacao”*, evaluaron el desempeño de la cáscara de cacao como material residual adsorbente de metales pesados (plomo y cadmio) en solución acuosa sintética, mediante un sistema continuo de lecho fijo. El trabajo experimental consistió en determinar el efecto de la altura del lecho en la remoción de estos contaminantes, manteniendo constantes parámetros como el pH, velocidad de flujo y concentración inicial de los metales. De acuerdo a las pruebas de adsorción obtuvieron una remoción de 91.32 y 87.80% respectivamente para Pb y Cd después de transcurridos 4.5 h; la medición de sus concentraciones en solución acuosa de los iones metálicos hizo por absorción atómica. Así mismo evaluaron los ajustes de los modelos matemáticos de Thomas, Dosis-Respuesta, Adams-Bohart y BDST. Los resultados presentados en este estudio indican que los residuos de cacao pueden ser usados para la remoción de metales pesados presentes en aguas residuales satisfactoriamente.

Barquilhaa et al. (2019) en el estudio “*biosorción de iones de níquel (II) y cobre (II) por Sargassum sp en la naturaleza y productos de extracción de alginato*”, utilizaron como biosorbentes para la eliminación de los iones de níquel y cobre de las soluciones acuosas en lotes. La extracción de alginato lo realizaron en solución de carbonato de sodio a 80°C y las perlas de alginato de calcio produjeron utilizando el método de goteo, determinando el punto de carga cero de los biosorbentes. Los resultados muestran que a cinética de biosorción fue relativamente rápida y el equilibrio se alcanzó entre 90 y 360 min. Las isotermas de biosorción mostraron que las perlas de alginato de calcio tienen una mayor capacidad de biosorción. Sin embargo, el residuo de extracción y *Sargassum sp.* en la naturaleza tienen mayor afinidad metal-biosorbente. El modelo de Langmuir se ajustó bien a los resultados experimentales.

2.1.2. Antecedentes nacionales

Ale (2015) de la investigación del “*Estudio de la cinética de biosorción de plomo (II) en alga Ascophyllum nodosum*”; donde la influencia del pH y la cinética de biosorción de plomo a 20°C en el alga *Ascophyllum nodosum*, sirvieron para aumentar la estabilidad estructural del alginato e impedir su lixiviación, la biomasa fue pre-tratada con CaCl₂. Los datos experimentales de cinética de biosorción presentaron mayores coeficientes de correlación para el modelo matemático de pseudo segundo orden. Los parámetros fisicoquímicos, influencia del tamaño de partícula (75 µm - 180 µm y 0 µm - 75 µm), dosis de adsorbente y concentración de metal fueron evaluados en la cinética de biosorción. La constante de pseudo segundo orden, $k_2 = 1.0 \times 10^{-4} \text{ g.mg}^{-1}\text{min}^{-1}$, para el biosorbente con tamaño de partícula de 75-180 µm aumentó en 20%, mientras que la capacidad de sorción en el equilibrio, q_{2e} se incrementó de 67.7 a 94.5 mg/g a las mismas condiciones.

Tapia (2008) en su investigación de “*Adsorción de Cu (II) por perlas de alginato de calcio con partículas de macrosystis pyrifera*”, obtuvo perlas de alginato de calcio con micropartículas del alga *Macrosystis Pyrifera*; donde su pH óptimo para la adsorción del ion Cu (II) está en el intervalo de 4.5 a 5. De los

datos sobre la cinética del proceso de adsorción, determino que el equilibrio se alcanzó después de 400 minutos. Los datos experimentales de la adsorción se describen por el modelo de Langmuir y determino que la máxima capacidad de adsorción es $q_{\max}=14,04$ mg/g.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Bioadsorción

La bioadsorción es el proceso de eliminación de sustancias a partir de soluciones mediante materiales biológicos orgánicos e inorgánicos, así como en sus formas solubles e insolubles (Cuizano, 2008). La bioadsorción se puede definir como la captación de metales por medio de una biomasa completa (viva o muerta), a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico. Cuando se utiliza biomasa viva, los mecanismos metabólicos de captación también pueden contribuir en el proceso. La bioadsorción implica una fase sólida (sorbente) y una fase líquida (solvente, que es normalmente el agua) que contiene las especies disueltas que van a ser sorbidas (sorbato con iones metálicos) (Cañizares, 2000).

Los fenómenos de bioadsorción se caracterizan por la retención del metal mediante una interacción fisicoquímica del metal con ligandos expuestos hacia el exterior de la célula pertenecientes a partes de moléculas componentes de las paredes celulares como por ejemplo los grupos funcionales carboxilo, amino, hidroxilo, fosfato, sulfhídrido, entre otros. Es un mecanismo de cinética rápida que no presenta una alta dependencia con la temperatura (Vullo, 2003).

La bioadsorción es adecuada como técnica de desintoxicación de aguas con metales pesados en concentraciones en un rango de 1 a 100 ppm (Sala et al. 2010). Por lo tanto, la bioadsorción puede describirse como un sistema en el cual un sorbato (átomo, molécula o ion molecular) interactúa con un bioadsorbente (superficie sólida de una matriz biológica) dando como resultado la acumulación en la interface sorbato-biosorbente, lo que significa una reducción en la concentración del sorbato en la solución tratada (Cuizano, 2008).

2.2.2. Bioadsorción de metales pesados.

El concepto bioadsorción de metales pesados, se refiere a la captación de iones metálicos por medio de una biomasa viva o muerta (la diferencia es el poder tóxico de los metales, que puede afectar cuando se trabaja con biomasa viva), a través de mecanismos físicos y químicos, como la adsorción y el intercambio iónico. Cuando se utiliza biomasa viva, los diferentes procesos metabólicos indispensables para el desarrollo de cualquier organismo vivo pueden contribuir en el proceso. El proceso básico de bioadsorción es igual al proceso de sorción, y utiliza los mismos modelos matemáticos para cuantificar la remoción de un metal, en forma particular de esta solución contaminada con iones, se trabajará con modelos dinámicos (Cuizano, 2008)

La bioadsorción involucra una fase sólida (biosorbente, como las membranas o paredes celulares) y una fase líquida (solvente, generalmente es agua) en el cual están las especies metálicas a ser biosorbidas (sorbato). Debido a la gran afinidad del biosorbente por el sorbato, este último es atraído hacia el sólido siendo atrapado por diversos mecanismos, como las interacciones con los diferentes grupos funcionales que se encuentran en las superficies celulares de los microorganismos (no necesariamente requiere actividad biológica, biomasa muerta). Los potenciales sitios de unión en las superficies celulares son los hidroxilos, sulfhidrilos, aminas, amidas, grupos imidazol, carboxilos, fosfatos, y tioésteres, entre otros. Igualmente se debe proporcionar un pH adecuado, que permita la desprotonación de los grupos funcionales ionizables y poder llevarse a cabo las interacciones iónicas.

2.2.3. Mecanismo de bioadsorción de metales.

Los estudios de adsorción y desorción son importantes para la comprensión del proceso de bioadsorción y sirven como base para las consideraciones cuantitativas haciendo uso de la estequiometría, que constituyen la base para el modelado matemático del proceso. Los mecanismos de unión a metales son activos en su captación por bioadsorción. Entre estos se

tiene:

- La quimisorción, por intercambio iónico, complejación, coordinación o quelación.
- La adsorción física y micro precipitación.

También hay posibles reacciones de reducción de la oxidación que tienen lugar en el bioadsorbente. Sin embargo, debido a la complejidad de los biomateriales utilizados, es posible que al menos algunos de estos mecanismos actúen simultáneamente en diversos grados dependiendo del bioadsorbente y del entorno de la solución.

Estudios más recientes con biomasa de hongos y algas en particular han indicado un papel dominante de la unión de metales de intercambio iónico, los materiales de biomasa ofrecen numerosos grupos moleculares que se sabe que ofrecen sitios de intercambio iónico, carboxilo, sulfato, fosfato y amina, que podrían ser los principales. Cuando los mecanismos de interacción metal-biomasa se comprenden razonablemente, el trabajo puede comenzar a optimizar el proceso de bioadsorción a nivel molecular. Eso podría incluir incluso la manipulación de la selectividad para metales particulares de interés (Volesky, 2001).

2.2.4. Modelización del proceso de bioadsorción en columna de lecho fijo.

El funcionamiento de las columnas de lecho fijo se describe mediante el concepto de curva de ruptura. El tiempo de operación y la forma de la curva son características relevantes para determinar la respuesta de una columna de bioadsorción. La curva de ruptura muestra el comportamiento de una columna de lecho fijo desde el punto de vista de la cantidad de metal que es posible retener, y usualmente es expresada en términos de una concentración normalizada definida como el cociente entre las concentraciones de metal en el líquido a la salida y a la entrada de la columna (C_{eq}/C_0), en función del tiempo o del volumen de efluente, para una altura de lecho fijo. Los parámetros de

funcionamiento de la columna se obtienen mediante las siguientes ecuaciones:

1. Eficiencia de remoción.

El cambio en la concentración de los iones metálicos para evaluar la eficiencia de remoción es a partir de la siguiente ecuación:

$$\text{Eficiencia de remoción (\%)} = \left(\frac{C_o - C_{eq}}{C_o} \right) 100\% \quad (01)$$

2. Capacidad de adsorción.

La capacidad de adsorción se puede determinar mediante la siguiente relación:

$$q_e = \frac{(C_o - C_{eq})V}{m} \quad (02)$$

Donde:

q_e : Capacidad de adsorción (mg.g^{-1})

V : Volumen de la solución (L)

C_o : Concentración inicial de metal (mg.L^{-1})

C_{eq} : Concentración del residual de metal en el equilibrio (mg.L^{-1})

m : Masa del bioadsorbente (g)

3. Cinética de bioadsorción.

La cinética de adsorción refleja la evolución del proceso de adsorción versus tiempo. Además, en el tratamiento de soluciones acuosas, el proceso de adsorción es íntimamente dependiente de otros parámetros experimentales, como el pH, la fuerza iónica, la temperatura, la concentración de soluto, la dosis de sorbente, la textura de los adsorbentes, que afectan la cinética de adsorción de un adsorbato en cualquier adsorbente. Las expresiones de modelo de primer orden ecuación (01), y un modelo de segundo orden ecuación (02), se obtuvieron integrando la siguiente ecuación general.

$$\frac{dq_t}{dt} = k_n(q_e - q_t)^n \quad (03)$$

Expresión de primer orden

La expresión del modelo de primer orden de adsorción para ($n = 1$) de la ecuación (03) es como sigue:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1(q_e - q_t) \quad (04)$$

Donde q_e y q_t son las cantidades de adsorción de adsorbato por masa de adsorbente en equilibrio y en cualquier tiempo t (min), respectivamente, y k_1 (min^{-1}) es la constante de velocidad, Integrando la ecuación (04) para condiciones de contorno ($t = 0, q_t = 0$ y $t = t, q_t = q_e$) conduce a lo siguiente ecuación lineal.

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad (05)$$

Expresión de segundo orden

La expresión de segundo orden del modelo de adsorción propuesto por (Ho, 1998) , fue obtenido desde la ecuación (03) para $n=2$

$$\frac{dq_t}{dt} = k_n(q_e - q_t)^2 \quad (06)$$

Integrando la ecuación (06) para condiciones de contorno ($t = 0, q_t = 0$ y $t = t, q_t = q_e$) conduce a lo siguiente formula.

$$q_t = \frac{q_e^2 k_2 t}{q_e k_2 t + 1} \quad (07)$$

Donde q_e (mg/g) y q_t (mg/g) son la cantidad de adsorbato adsorbidos en

el equilibrio y en cualquier t (min), respectivamente y k_2 (g/mg.min) es la tasa constante de la ecuación de segundo orden. La ecuación (07) se puede reorganizar para obtener la siguiente ecuación propuesto por (Moussout, 2018).

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e} \quad (08)$$

4. Isotermas de adsorción.

Hay varias ecuaciones isotérmicas disponibles para la evaluación de datos experimentales de equilibrio de adsorción. En el presente estudio se emplearon dos modelos de isotermas, el de Langmuir y de Freundlich

- **Isoterma de Langmuir.**

Se basa en la hipótesis que todos los centros activos de adsorción son equivalentes y que la capacidad de una molécula para unirse a la superficie es independiente si hay o no posiciones próximas ocupadas. Además, la adsorción se restringe a una monocapa y no existen interacciones laterales entre las moléculas del adsorbato. La isoterma está representada por la ecuación:

$$q_e = \frac{q_{max} b C_{eq}}{1 + b C_{eq}} \quad (09)$$

La ecuación (09) es linealizada quedando de la siguiente forma.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max} b} \frac{1}{C_{eq}} \quad (10)$$

Donde:

Siendo C_{eq} la concentración del adsorbato en el equilibrio en (mg/L), q_{max} la capacidad máxima de adsorción en (mg/g) y b es la constante de Langmuir de afinidad o energética en unidades de L/mg.

- **Isoterma de Freundlich.**

Se asume que la superficie del adsorbente es energéticamente heterogénea, conformada por grupos de sitios de adsorción de energías características. También en esta isoterma se considera que no existen interacciones laterales entre las moléculas adsorbidas y que sólo se adsorbe una monocapa. Se define por la ecuación:

$$q = k_f C_{eq}^{1/n} \quad (11)$$

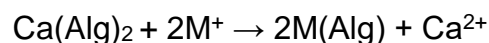
La ecuación (11) es linealizada quedando de la siguiente forma.

$$\ln q = \ln k_f + \frac{1}{n} (\ln C_{eq}) \quad (12)$$

Donde k_f es la constante de capacidad de adsorción y “n” la constante de intensidad de adsorción.

2.2.5. Perlas de alginato de calcio.

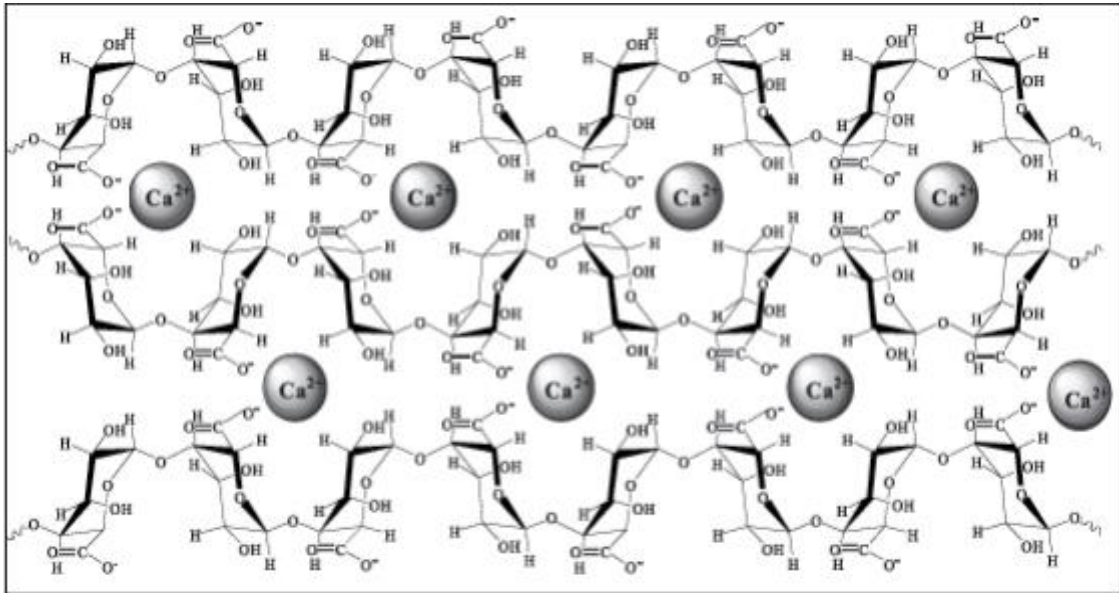
Como Biosorbente de Pb^{+2} y otros metales, la remoción de plomo Pb^{+2} por perlas de alginato de calcio se debe fundamentalmente a un proceso de intercambio iónico entre el Ca^{+2} y los iones que están en la solución. De esta forma el Ca^{+2} inicialmente unido a su cadena poliguluronica es desplazado por el Pb^{+2} hasta alcanzar las concentraciones de equilibrio entre ambas faces.



La ecuación describe este proceso de intercambio iónico metal / calcio.

Figura 1

Formación de la molécula de alginato de calcio.



Fuente: Haroldo (2008).

2.2.6. Algas pardas.

Presenta una coloración amarillo pálido a café y puede llegar a medir hasta 30 m de longitud. Su estructura morfológica se compone de un disco de fijación o rizoide masivo, que alcanza hasta 40 cm de diámetro y 35 cm de altura; estípites largos, cilíndricos, flexibles y de ramificación dicotómica; y frondas o láminas que surgen de los estípites. Las láminas son lanceoladas y rugosas con márgenes dentados y aquellas cercanas a la base no presentan neumatóforos, estructuras globosas llenas de aire que proporcionan flotabilidad a la planta (Carbajal, 2018).

Las últimas láminas de cada ramificación son anchas y poseen el meristemo apical que por escisión da origen a una nueva lámina; tienen un ciclo de vida con alternancia de generaciones heteromórficas, siendo el esporofito la planta macroscópica y los gametofitos masculino y femenino microscópicos (Acleto, 1998). El hábitat y aspectos ecológicos habitan preferentemente en

aguas calmas y frías con temperaturas de 15 °C o inferiores; y viven fijas a fondos rocosos entre 6 a 20 m de profundidad, llegando a colonizar grandes extensiones de sustrato formando densos bosques submareales (Zertuche, 1995).

Estas floras marinas tienen reconocida importancia en los ecosistemas bentónicos, en especial esta especie es un recurso que se extrae artesanalmente con fines de exportación. En el mercado internacional, se le emplea en la industria de los alginatos, las cuales son gomas con propiedades espesantes, estabilizantes, emulsificantes o gelificantes que se usan ampliamente en la industria alimenticia, farmacéutica, cosmética, papelería, textil, de adhesivos, entre otras (Acleto, 1986). Asimismo, es utilizada como alimento para el hombre, forraje para animales, en la agricultura y en farmacología por su elevado contenido de vitaminas A, B, E y D (Zertuche, 1995).

Las algas pardas contienen en su estructura un carbohidrato natural hetero-lineal conformado por bloques de ácido manurónico (M) y ácido gulurónico (G) denominado alginato, el cual representa hasta un 30% del peso del alga.

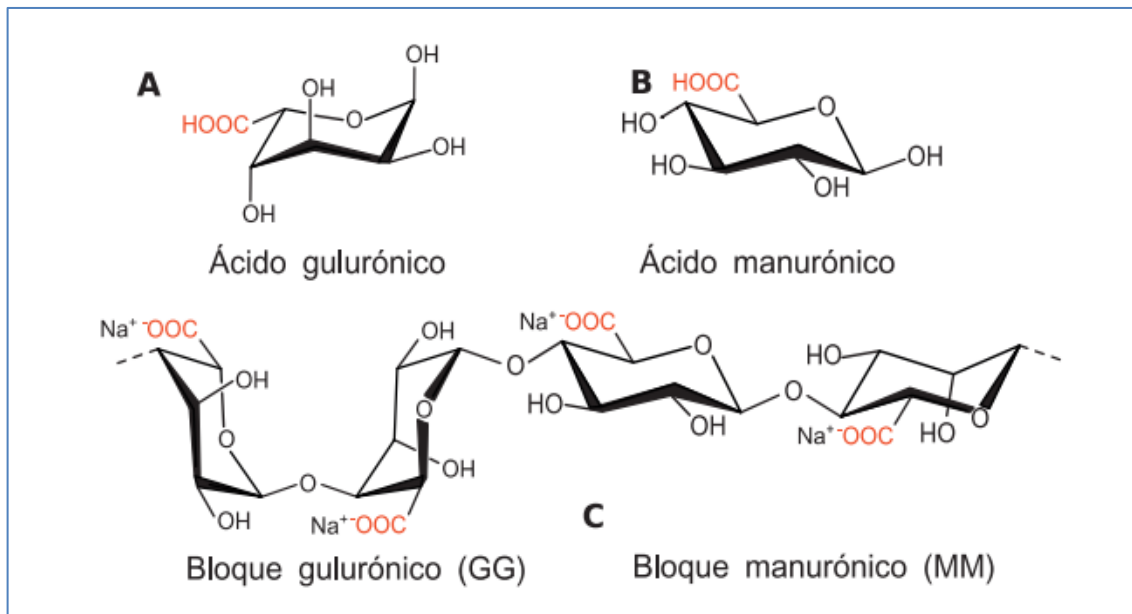
2.2.7. Alginato

Los alginatos son los polisacáridos que se encuentran en mayor proporción en las algas marinas, llegando hasta en 40% de su peso en seco. Siendo los componentes estructurales de la pared celular de las algas, cuya función principal es la de dar rigidez, elasticidad, flexibilidad y capacidad de enlazar agua. Los alginatos son extraídos principalmente de algas pardas (*Laminaria hyperborea*, *Ascophyllum nosodum* y *Macrosystis pyrifera*). En su estado natural los alginatos se presentan como una mezcla de sales de los cationes que comúnmente se localizan en el agua de mar, principalmente Ca, Mg y Na. Las proporciones en las que estos iones están enlazados al alginato dependen de su composición, así como la selectividad de enlace de los cationes alcalino térreos por el alginato (Avendaño, 2013).

Los alginatos son una familia de polisacáridos lineales, conteniendo cantidades variables de ácido β -D-manurónico y ácido α -L-gulopiranosilurónico, su composición y secuencias varían dependiendo de la fuente de la cual proviene el polisacárido. Este polímero debe su carácter poli aniónico a los grupos carboxilo que aparecen a lo largo de la cadena, la composición y extensión de las secuencias y el peso molecular determinan las propiedades físicas de los alginatos (Lupo, 2012).

Figura 2

Ácido gulurónico (A) y ácido manurónico (B) y composición del alginato bloques GG y bloques MM.



Fuente: Ore (2020).

Figura 3

Molécula de alginato de calcio

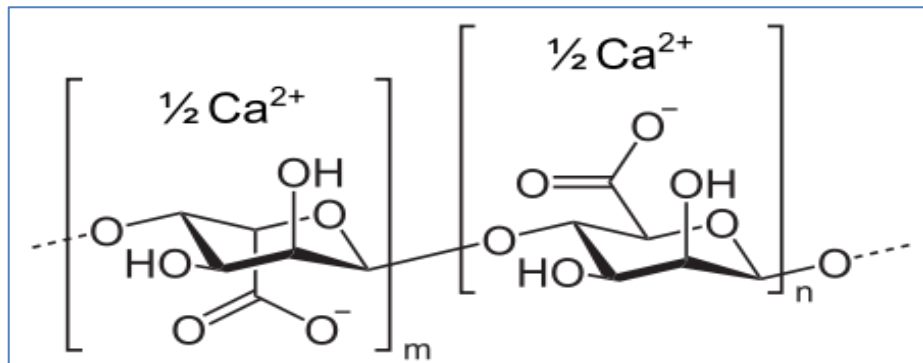
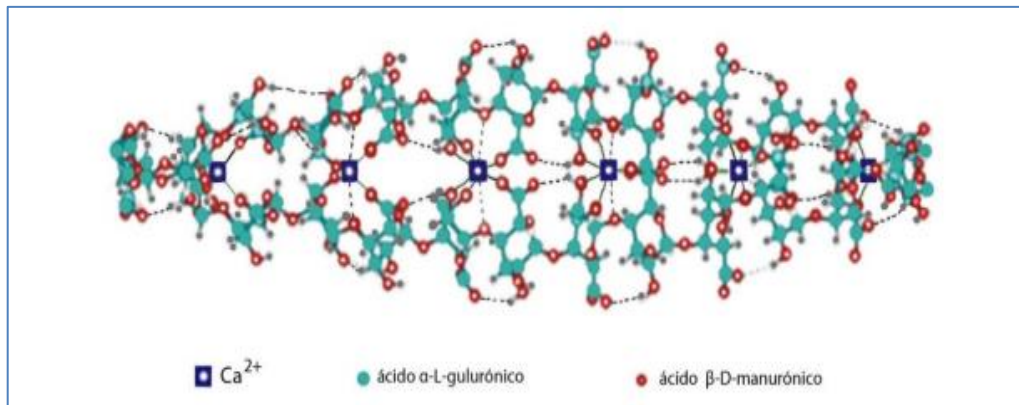


Figura 4

Modelo de “caja de huevo” del alginato de calcio.



Fuente: Reddy (2010).

2.2.8. Propiedades de los alginatos.

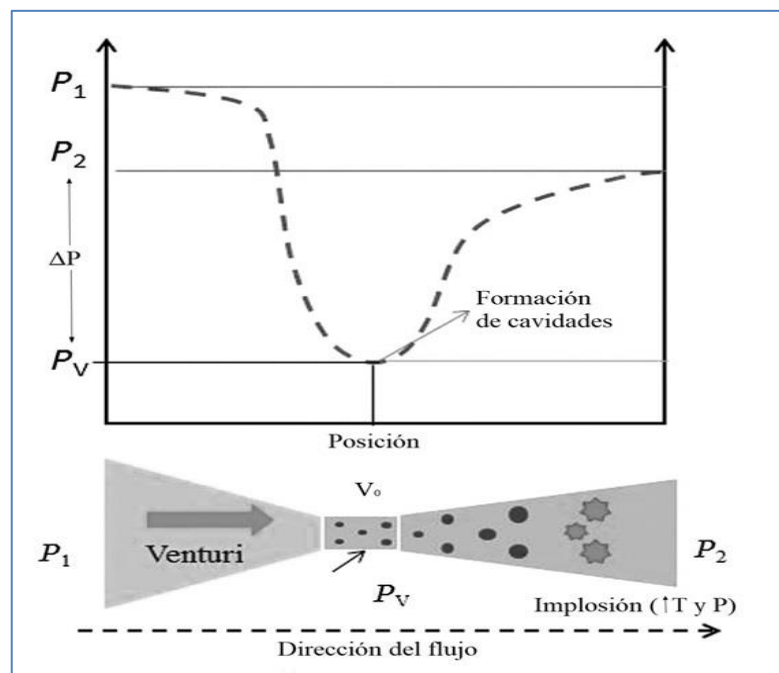
Presenta cuatro propiedades, la primera concierne a su habilidad como espesante al ser disuelto en agua, generando un aumento de viscosidad; la segunda corresponde a su capacidad de retener agua; la tercera se debe a su habilidad de formar geles a partir de una serie de reacciones químicas de intercambio iónico que dan lugar a la formación de enlaces entre las cadenas adyacentes del polímero del alginato, particularmente se realiza un intercambio de iones de sodio por cationes divalentes o trivalentes, y la cuarta se basa en la propiedad de formar películas (Funami, 2009).

2.2.9. Cavitación hidrodinámica.

La cavitación hidrodinámica se define como el fenómeno de formación, desarrollo, crecimiento e implosión de cavidades, o burbujas, en un medio líquido. Esto, debido a la variación de presión existente en un fluido tras aumentarse repentinamente su velocidad, como resultado de un cambio abrupto en la geometría y/o área de sección transversal del conducto de transporte (Gandolfo, 2013). En la constricción, la energía cinética del líquido se eleva a expensas de la presión. Con un estrangulamiento efectivo, la presión del sistema se reduce alcanzando su presión de vapor, causando la evaporación instantánea del medio continuo en el líquido y la migración de algunos gases disueltos hacia esta nueva fase gaseosa. Subsecuentemente, a lo largo del dispositivo o garganta, crecen las cavidades formadas hasta alcanzar su máximo tamaño. Finalmente, al expandirse el perímetro, la velocidad decrece y se recupera la presión en la sección aguas abajo, resultando en un colapso drástico y violento de las cavidades (Gogate, 2008)

Figura 5.

El comportamiento típico de la presión en un proceso de cavitación hidrodinámica.



Fuente: Carpenter, et al. (2016).

a. Efectos térmicos y mecánicos producidos por la cavitación hidrodinámica.

Las consecuencias del uso de la cavitación hidrodinámica sobre una matriz específica se asocian directamente con una extensa gama de efectos físicos y mecánicos causados por la implosión de las cavidades, tales como la aparición de ondas de choque (1 GPa), micro-corrientes (1000 m/s), turbulencias y picos de alta temperatura y presión. Gracias a la amplia concentración de burbujas en el fluido, estos fenómenos promueven las condiciones favorables para la iniciación de procesos de transformación físico-química, que en condiciones normales de operación son de difícil generación y conducción (Terán, 2017), esto conduce a una concentración de burbujas y a un aumento de sus energías, situadas cerca del centro de la nube, las intensas ondas de choque en el sistema conducen a un aumento de la presión en el centro de la burbuja (Dindar, 2016)

La cavitación es causada por una serie de factores que abarcan no sólo las propiedades físicas del líquido, descritas por las correspondientes propiedades físicas del estado térmico del líquido, sino también las impurezas gaseosas disueltas en el líquido u otras impurezas del líquido y también las impurezas en forma de cuerpos sumergidos.

Las burbujas de cavitación producidas por las pulsaciones de presión cumplen la función de "micro reactores" que alcanzan temperaturas y presiones extremas y producen potentes oxidantes como los radicales hidroxilo y excelentes iniciadores de reacciones en cadena en poco tiempo. El indicio más conocido de la de cavitación es el ruido de cavitación producido en un rango de frecuencia de 100 Hz a 100 kHz, resultado de las implosiones de las burbujas. La cavitación favorece la disipación de energía, lo que provoca un aumento de la temperatura en las proximidades de las burbujas y cavidades que colapsan (Dindar, 2016).

Como muestra en la tabla 1, en un sistema de cavitación existen tres zonas de reacción, con diferentes secuelas térmicas y mecánicas asociadas a la implosión de las burbujas.

Tabla 1

Zonas de reacción involucradas en el proceso de cavitación hidrodinámica.

Zona de reacción	Descripción
1. Centro de la cavidad (punto caliente)	- Elevación de temperatura entre 5000 y 10000 K. Pirólisis de las moléculas que se encuentran al interior de las burbujas. - Pico de presión de hasta 1000 atm. - Disociación del agua, como medio continuo, en radicales OH y H altamente reactivos.
2. Interfaz gas – líquido	- Temperatura cercana a 2000 K y restablecimiento de la presión. - Aparición de turbulencia, remolinos y micro chorros, por la oscilación de las cavidades y su subsecuente colapso. - Reducción de la tensión interfacial entre fases inmiscibles. - Mejora del transporte de masa y calor a través de la frontera, gracias a la convección generada por la turbulencia local. - Transferencia de los radicales producidos en el centro de la cavidad (interfaz gas – líquido). - Descomposición térmica de moléculas cercanas a la interfaz. - Reacción química de los radicales libres con moléculas vecinas. - Ocurrencia de reacciones de recombinación entre radicales.
3. Región del líquido	- Temperatura y presión cercanas a la atmosférica (300 K y 1 atm). - Difusión molecular de los radicales hacia el líquido. Únicamente llegan hasta esta zona los que no hayan reaccionado. - Reacción adicional de los radicales, con algunas moléculas no volátiles en el seno del líquido.

Fuente: Martyneko, et al (2015) y Carpenter, et al. (2016).

Las burbujas producidas por los pulsos de presión actúan como micro reactores, alcanzando elevadas temperaturas y presiones durante su compresión, generando consecuentemente algunos radicales libres que fungen como poderosos oxidantes e iniciadores de reacciones en cadena en un corto tiempo, intervalos de tiempo extremadamente pequeños (milisegundos). Los procesos de implosión en las cavidades se caracterizan por una alta densidad energética, cercana al orden de 10^{18} kW/mL. Este fenómeno puede ocurrir en miles de puntos al interior del dispositivo de cavitación, permitiendo que las condiciones supercríticas en el sistema garanticen procesos fisicoquímicos uniformes (Gutierrez, 2019).

b. Efectos químicos de la operación.

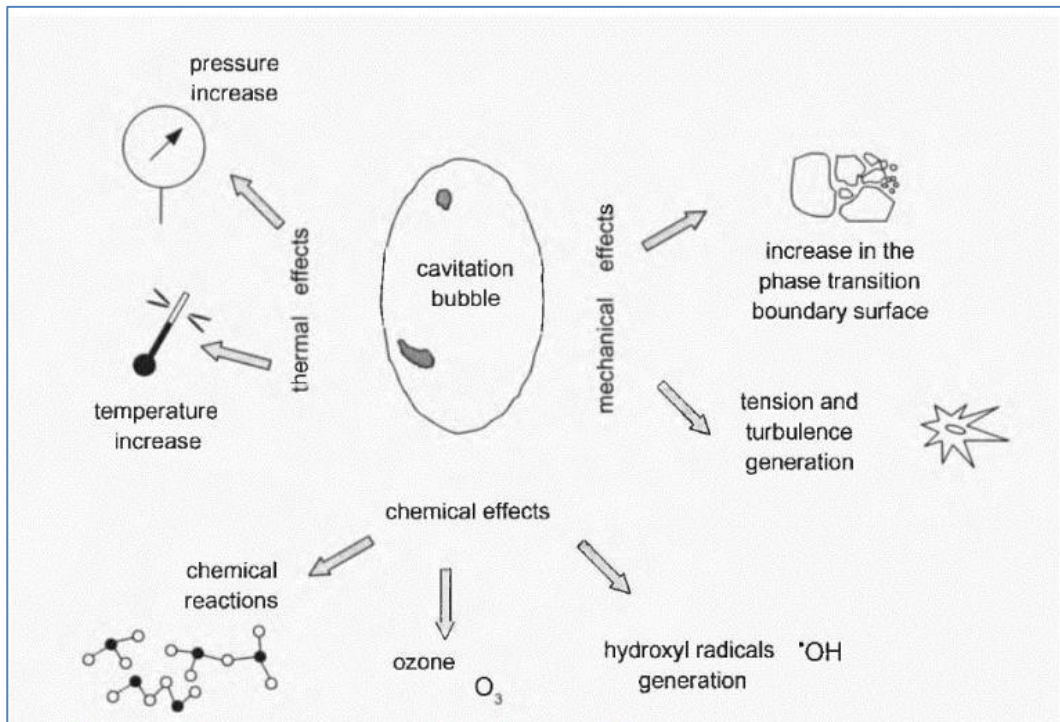
Los cambios químicos que sufre un fluido durante el proceso de cavitación se dan de dos formas: en primer lugar, las moléculas retenidas al interior de la burbuja se descomponen térmicamente, debido al colapso de la cavidad. Luego, los radicales libres generados se difunden hacia la interfaz gas – líquido, o hacia todo el líquido que la rodea, reaccionando químicamente entre ellos y/u oxidando diferentes moléculas objetivo (Kumar, 2007).

Las reacciones en la cavitación hidrodinámica dependen de las propiedades del fluido, de la naturaleza química de los componentes a degradar o modificar, y de las características exhibidas por las cavidades formadas. Además, el tipo de cavitación, influye drásticamente sobre el rendimiento del proceso. La oxidación en la fase líquida requiere de un mejoramiento en la velocidad de difusión de los radicales hacia esta fase, y se da al focalizar compuestos no volátiles e hidrofílicos. (Gutierrez, 2019).

La reacción en la fase gaseosa tiene lugar sobre sustancias volátiles e hidrofóbicas, y se favorece por las altas temperaturas de colapso y la dilatación de burbujas grandes y simétricas. Para la intervención de compuestos no volátiles e hidrofóbicos, que se sitúan en la interfaz gas – líquido, debe maximizarse el área interfacial total lograda por todas las burbujas, potenciando para ello el volumen de reacción (Arrojo, 2008), con un aumento de la fase de transición de la superficie límite de la monocapa del adsorbato.

Figura 6

Efectos fisicoquímicos producidos durante la cavitación proceso de cavitación.



Fuente: Ozonek (2012).

c. Tubo tipo Venturi.

Un tubo Venturi es un arreglo que incluye una sección de convergencia, una garganta o constricción y una zona de divergencia; etapas en las cuales varía la dinámica del flujo. Los tamaños y formas marcan los principales criterios para lograr diferentes intensidades de cavitación en este tipo de equipos, pues determinan el número de eventos cavitantes, la magnitud de la presión de colapso y el tiempo de residencia de la burbuja en la región de baja presión (Carpenter, 2016).

Según (Ganesh, 2014), en algunas aplicaciones se prefieren los venturis en lugar de los orificios, gracias a que pueden generar un mayor número de burbujas y pueden mejorar la vida útil de la cavidad. En esta tecnología la cavitación es estable y asimétrica, siendo más utilizada en el logro de

transformaciones de índole físico (Carpenter, 2016). Normalmente, el uso de un dispositivo Venturi se justifica para un proceso con intensidad cavitacional leve, con pulsos de presión de hasta 20 bar.

En el caso de los dispositivos Venturi, la nucleación de las burbujas y el inicio de la cavitación se dan directamente en la zona de estrechamiento; el nivel de crecimiento de las cavidades se puede controlar por medio de la selección del área interna de la garganta, la cual debe ser la suficiente para garantizar la máxima expansión de las burbujas. Con ello, se logra una mayor magnitud en la presión de implosión. La presión final de colapso en un reactor tipo Venturi depende en gran medida de la forma de la zona de divergencia. La presión se restablece suavemente gracias a que la etapa de recuperación se diseña empleando un ángulo definido, siendo un ángulo medio de divergencia (ϕ) entre 5.5° y 6.5° (Bashir, 2011).

2.3. Conceptual

2.3.1. Características de aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense.

Las aguas residuales de laboratorio son aquellas que proceden de cualquier proceso y actividad de análisis, producción, transformación o manipulación donde se utilice el agua; son enormemente variables en cuanto a caudal y composición por cada operación y análisis, difiriendo las características de los vertidos en composición, estas son más contaminadas que las aguas residuales municipales y/o urbanas, además, con una contaminación mucho más difícil de reducir.

En el laboratorio a veces, no se emiten vertidos de forma continua, sino únicamente en determinadas horas del día o incluso únicamente en determinados días, dependiendo del tipo de producción y de los procesos de análisis. También son habituales las variaciones de caudal y carga a lo largo del tiempo.

Son numerosos los índices orgánicos e inorgánicos procedentes de la actividad de análisis de residuos de disparo, de explosivos, de minerales, de contaminación de aguas y suelos además de otros producidos en el laboratorio, de forma resumida deberán contemplarse índices que definan el contenido en:

1. Ácidos que pueden atacar el material o inhibir los procesos.
2. Álcalis que pueden inhibir los procesos biológicos.
3. Productos petrolíferos y grasas poco degradables.
4. Detergentes que retardan la sedimentación, forman espumas e impiden la aireación.
5. Metales pesados: Cu, Cr, As, Cd, Pb, Hg, B, Sb, etc, tóxicos para los microorganismos que intervienen en los procesos biológicos.
6. Fenoles, cianuros, inhibidores y tóxicos.
7. Productos radioactivos.

2.3.2. Contaminación del agua por metales pesados.

Las aguas procedentes de las industrias como la minería, la de recubrimientos metálicos, curtido, textil, fabricación de pigmentos, las fundidoras y otras más, contaminan el agua con diversos metales (Enniyaa, 2018).

Los metales pesados se pueden clasificar en esenciales (Co, Cu, Fe, Mn, Mo, Zn, V, etc.), los cuales cumplen alguna función biológica a concentraciones traza y en no esenciales (Cr, Cd, Hg, Pb, As, Sb, etc.), cuando no cumplen ninguna función biológica conocida, son en general tóxicos para los seres humanos y entre los más recurrentes de presentarse en el agua destacan: Hg, Cd, Ni, Cu, Pb y Cr, muchos de ellos pueden ser letales a concentraciones elevadas o por exposiciones prolongadas (Marín, 2020). La peligrosidad de los metales pesados es mayor al no ser química ni biológicamente degradables (Rangabhashiyam, 2018).

- **Plomo.** En la industria, los compuestos más importantes son óxidos y tetraetilo de plomo, forma aleaciones con estaño, cobre, arsénico, bismuto,

cadmio y sodio. Los minerales comerciales suelen contener poco plomo (3%), lo más común es que sea del (10%). Se usa como aditivo antidetonante en la gasolina, baterías, en monitores de computadores y pantallas de televisión, joyería, latas de conserva, tintes para el pelo, grifería, pigmentos, aceites, cosmetología, aleaciones, cerámicas, municiones, soldaduras, plomadas, armamento, radiación atómica, insecticidas, etc. La absorción de plomo es un grave riesgo de salud pública; provoca retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños, causa hipertensión y enfermedades cardiovasculares en adultos. La intoxicación se debe a la ingestión accidental de compuestos de plomo (Londoño, 2016).

- **Cobre.** De cientos de compuestos fabricados de manera industrial, el más importante es el sulfato de cobre; el cobre se usa en equipo eléctrico, maquinaria industrial, construcción, en aleaciones de bronce: latón, níquel, clavos, pernos, objetos decorativos, tuberías, techos, monedas, utensilios de cocina, joyería, muebles, maquillaje, pinturas, instrumentos musicales y medios de transporte; La exposición aguda por ingestión del sulfato de cobre puede producir necrosis hepática y muerte. La exposición crónica de alimentos conservados en recipientes de cobre genera lesiones hepáticas en niños (Londoño, 2016).
- **Antimonio.** El antimonio con un alto grado de pureza se utiliza en la fabricación de semiconductores, en aleaciones, a las que proporciona dureza, resistencia mecánica, resistencia a la corrosión y un bajo coeficiente de fricción. Las aleaciones que combinan estaño, plomo y antimonio se utilizan en la industria eléctrica, entre las aleaciones de antimonio más importantes se encuentran el metal antifricción, el peltre, el metal blanco, el metal britania y el metal para cojinetes. Se utilizan en rodamientos, placas para baterías, apantallamiento de cables, soldaduras, piezas ornamentales y municiones.

El riesgo principal del antimonio es la intoxicación por ingestión, inhalación o absorción cutánea; la vía de entrada más importante es la respiratoria, pues es frecuente la existencia de finas partículas de antimonio en suspensión aérea, la ingestión puede producirse por deglución del polvo o por la contaminación de bebidas, alimentos o tabaco, la absorción cutánea es menos frecuente, pero puede ocurrir si el antimonio entra en contacto prolongado con la piel (Nordberg, 1998).

2.3.3. Métodos tradicionales para el tratamiento de aguas residuales.

El tratamiento de aguas residuales consiste en la eliminación de metales pesados y compuestos orgánicos aplicando diferentes tecnologías como son los procesos de oxidación/reducción, filtración por membrana, la precipitación química, tecnologías de membrana o procesos de intercambio iónico (Fu, 2011)

- **Filtración por membrana:** Se basa en el principio de separación ya que separa físicamente los solutos que están en las aguas residuales al pasarla por una membrana con un tipo de iones siendo una microfiltración, (Izquierdo, 2010)
- **Electrodiálisis:** Está enfocada en remover componentes iónicos de soluciones acuosas empleando membranas permeables selectivas en un campo eléctrico. Esta técnica tiene la capacidad de remover iones contaminantes cargados de hasta 0,0001 μm , mediante hojas o laminas porosas de resinas iónico (Taylor & Wiesner, 2002)
- **Intercambio iónico:** Es un proceso por el cual los iones presentes en un material de intercambio son reemplazados por iones de una especie diferente que se encuentran en disolución, permitiendo eliminar metales presentes en elevada concentración en efluentes de diversos sectores industriales (Izquierdo, 2010)
- **Precipitación química:** Su funcionamiento consiste en que los metales

precipitan ocasionando una variación del pH, esto se da adicionando algún compuesto químico, finalmente queda como residuo el lodo con presencia de metal el cual se lo puede separar por sedimentación o filtración. (Fu, 2011)

- **Coagulación-Floculación:** El principio de este método es la desestabilización del coloide para luego aglomerarlo. La coagulación elimina la doble capa eléctrica que caracteriza a los coloides y la floculación aglomera los coloides mediante la atracción de partículas con el aglutinamiento de los floculantes. (Ismail, 2012)
- **Carbón Activado:** Está comprobado que el carbón activado sirve para la remoción de metales pesados en aguas residuales, debido a su superficie porosa que va desde los 500 hasta 1,500 m²/g, (Karnib, 2014)

2.3.4. Métodos alternativos para el tratamiento de aguas residuales.

Estos métodos alternativos están enfocados principalmente en aplicar procesos naturales de remediación sin afección al medio ambiente es decir tecnologías sustentables dentro de los cuales tenemos:

- Macrófitas acuáticas
- Microalgas.
- Biopolímeros
- Hidrogeles
- Absorbentes de bajo costo
- Biosorción.

2.3.5. Bioadsorción de metales pesados en aguas residuales.

La bioadsorción es la técnica de eliminación de compuestos en disolución utilizando diferentes tipos de biomasa que actúa mediante procesos no metabólicos, bio significa que el adsorbente es de origen biológico (Tejada, 2014).

Este método se lleva a cabo cuando el sólido se adhiere a la superficie de materiales orgánicos vivos o inertes, este proceso se caracteriza por la unión rápida y reversible de ciertos iones a la superficie del bioadsorbente (Cuervo, 2009).

2.3.6. Tipos de bioadsorbentes.

Los materiales bioadsorbentes independiente de su fuente han demostrado buena eficacia para la eliminación de metales; estos bioadsorbentes son: microorganismo como bacterias, hongos, levaduras, algas, subproductos agrícolas como cáscara de arroz, salvado de arroz, trigo, bagazo de caña de azúcar, residuos de frutas, malas hierbas, etc., y otros materiales de polisacáridos son bioadsorbentes. (Gupta, 2015)

Los bioadsorbentes se caracterizan principalmente por su estructura química y los grupos funcionales presentes en ellos (amino, carboxil, sulfato, amido, hidroxil, entre otros) los que podrían atrapar iones metálicos (Hossain, 2014)

2.3.7. Parámetros que influyen en la capacidad de bioadsorción.

Los procesos de bioadsorción están principalmente influenciados por varios factores los cuales van a permitir o impedir que se llegue a una buena bioadsorción, estos factores son: tipo de bioadsorbentes, tamaño de la partícula, las propiedades del contaminante, parámetros físico- químicos, condiciones del medio y propiedades de la biomasa. (Carro de Diego, 2012)

- 1. Influencia del tipo de bioadsorbente:** El adsorbato posee ciertas propiedades para unirse a iones metálicos se debe tener en cuenta la naturaleza con respecto a su dureza, iones duros tienen predilección por ligandos o grupos funcionales que contengan oxígeno para dar lugar a interacciones de tipo electrostático, y los iones blandos se unen con grupos

que contienen nitrógeno o sulfuro a través de interacciones covalentes (Verdugo, 2017).

2. **Influencia del tamaño de partícula:** Este parámetro actúa directamente en la bioadsorción. Los procesos de adsorción se dan en el interior de las partículas, sobre las paredes de sus poros en puntos concretos. La capacidad que tiene el bioadsorbente para adsorber es directamente proporcional a su volumen, y el volumen es directamente proporcional al área externa y también que una partícula pequeña tiene mayor área superficial (Tejada, 2014)
3. **Influencia del pH:** Los cambios de pH tienen una incidencia inmediata en los procesos de adsorción ya que existen tres maneras en las que el pH influye en este proceso: el estado de los sitios activos de la biomasa varía con el pH del medio haciéndolos más o menos disponibles para el enlace con los compuestos en disolución; valores de pH extremos pueden dañar la estructura del material y es fundamental la especiación y solubilidad del metal en disolución que son factores que dependen directamente del pH. (Chojnacka, 2010).
4. **Influencia de la temperatura:** La temperatura no influye tan drásticamente en los procesos de bioadsorción si se maneja en un rango específico, pero si hay variaciones bruscas puede afectar directamente la interacción entre soluto y adsorbente. (Liu, 2009)
5. **Influencia de la masa del lecho:** La retención de metales en una columna de lecho fijo depende, entre otros factores, de la cantidad de sólido adsorbente utilizada, o lo que es lo mismo, de la altura de relleno con la que trabaja la columna. Por ello, se analizará el efecto que la cantidad de alginato (altura de relleno) (Calero & Blázquez, 2012).
6. **Influencia de la cavitación hidrodinámica:** La acción dispersante que

sobre los sistemas líquidos produce la cavitación hidrodinámica, representa un significativo desarrollo tecnológico con respecto a los sistemas tradicionales en la fabricación de emulsiones, y en la dilución y homogenización de fluidos y mezclas de fluidos. Es por eso que la aplicación de la cavitación hidrodinámica sobre los sistemas líquidos representa un significativo desarrollo en áreas relacionadas con la desinfección, la fabricación de emulsiones, y en la dilución y homogenización de fluidos y mezclas de fluidos (Domínguez, 2018)

La cavitación de presión negativa es el proceso por el cual la burbuja de aire en el líquido interior se forma, se desarrolla y se desmorona cuando baja la presión parcial del líquido interior (Zhang et al., 2005). La cavitación traerá algunos fenómenos especiales como efectos mecánicos, térmicos, fóticos y de activación. Y el proceso puede liberar una enorme energía en el rango de nanosegundos a microsegundos. Algún investigador lo aplicó a la descomposición de KI (Li, 2004).

7. **Influencia del tiempo de contacto:** El tiempo de contacto consiste en conocer el tiempo de equilibrio entre el soluto y el material, para que se complete el proceso de adsorción y así conocer la cinética del proceso de eliminación. Este tiempo depende de algunos parámetros como la concentración del contaminante y la cantidad del adsorbente, normalmente los procesos de adsorción tienen tiempos cortos, llegándose al equilibrio en unas pocas horas e incluso minutos (Carro de Diego, 2012)

2.3.8. Columna de bioadsorción de lecho fijo.

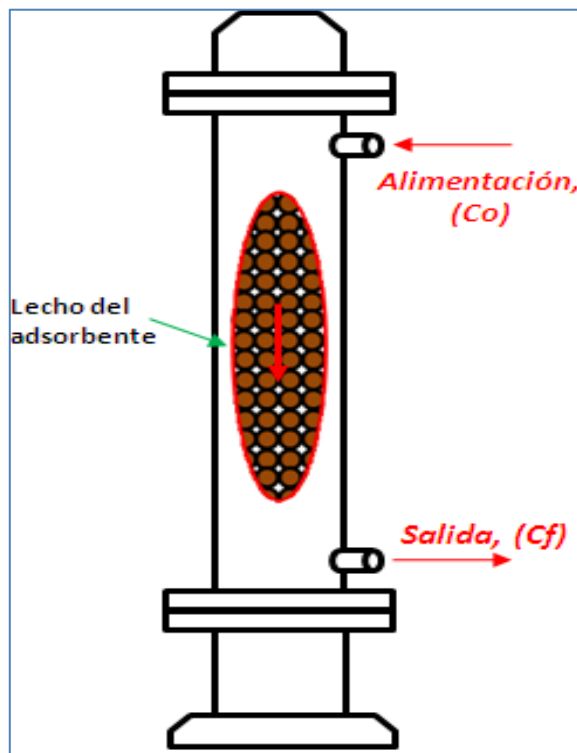
Un lecho consiste en una columna formada por partículas sólidas, a través de las cuales pasa un fluido (líquido o gas) el cual puede ser librado de algunas impurezas y sufre una caída de presión. Si el fluido se mueve a velocidades bajas a través del lecho no produce movimiento de las partículas, pero al ir incrementando gradualmente la velocidad llega un punto donde las partículas no permanecen estáticas, sino que se levantan y agitan, dicho proceso recibe el

nombre de fluidización.

A medida que se incrementa la velocidad del fluido, con lo cual también se aumenta el caudal, si el área se mantiene constante, se pueden distinguir diferentes etapas en el lecho de acuerdo con lo señalado por (Meléndez & Gutiérrez, 2004). En el lecho fijo las partículas permiten el paso tortuoso del fluido sin separarse una de otras, esto hace que la altura del lecho se mantenga constante y por tanto la fracción de vacío en el lecho (porosidad) se mantiene constante. En esta etapa el fluido experimenta la mayor caída de presión del proceso.

Figura 7

Columna de lecho fijo con bioadsorbente de algas pardas.



Fuente: Morón (2018).

2.3.9. Montaje de cavitación hidrodinámica.

Los efectos de cavitación hidrodinámica de un sistema de bomba de aire con tubo Venturi para inducir la cavitación en la región inferior de la columna de

lecho fijo empacado. La bomba es impulsada por un motor de corriente alterna con accionamiento de frecuencia variable y se instaló en una tubería de circuito cerrado con 4 L.

Se establece tres niveles de funcionamiento diferentes y las correspondientes al sistema de cavitación, donde las condiciones se eligieron cerca de la velocidad de rotación nominal del motor de 3000 RPM y la potencia de 6,3-6,5 kW para maximizar la intensidad de la cavitación. Una descripción similar y más detallada del análisis de la visualización y la medición de la presión puede verse en el estudio de Gostiša y colaboradores (Gostiša, 2021)

De acuerdo a los estudios realizados por (Repinc, 2022), el efecto de la cavitación en los metales potencialmente tóxicos (PTM), mostró que el contenido total de Pb y Cr estaba dentro de los valores umbral para los biosólidos, mientras que los valores de Zn y Cu superaban los estándares permitidos. Los oligoelementos como Cu, Zn, Mo, Mn y Fe son micronutrientes esenciales necesarios para el crecimiento de las plantas, pero pueden convertirse en tóxicos en altas concentraciones (Parveen et al., 2015).

Es evidente que las concentraciones totales de metales se redujeron mediante tratamiento con Cavitación Hidrodinámica (HC) (Tabla 2). La disminución más drástica de la concentración de PTM se observó para el Pb, Cu y Zn, más para el elemento As no tuvo ningún impacto; los contenidos totales de Mn y Cr totales no se redujeron significativamente con la (HC),

Tabla 2

Concentración de metal potencialmente toxico (PMT) (mg/kg) antes de la muestra inicial no cavitada (AB₀) y después de los dos tratamientos de hidro cavitación (HC)

	Pb (mg.kg)	Zn (mg.kg)	As (mg.kg)	Fe (mg.kg)	Cu (mg.kg)	Mn (mg.kg)	Cr (mg.kg)
AB ₀	180±7.2 ^a	1539.4±9.3 ^a	2.9±0.1 ^a	48.216±1944 ^a	469.5±5.3 ^a	332.7±5.1 ^a	108.9±0.7 ^a
A1	142.1±0.6 ^b	1092.4±15.1 ^b	3.3±0.2 ^a	40.528±641 ^b	365.7±2.0 ^b	317.8±3.4 ^{ab}	112±1.2 ^a
A2	59.6±3.7 ^c	1092.4±18.5 ^b	n.d.	42.921±463 ^{bc}	338.6±1.0 ^c	308.2±1.3 ^b	106.7±1.1 ^a
B1	65.7±1.5 ^c	1168.2±21.9 ^c	n.d.	44.523±141 ^{ac}	368.8±4.2 ^b	317.1±3.9 ^{ab}	122.2±1.7 ^a
B2	54.1±0.7 ^c	1076.0±29.5 ^b	n.d.	40.545±1565 ^b	335.48.5 ^c	292.8±8.0 ^c	107.0±1.8 ^a

Nota. n.d.= not detected.

Los valores de a, b, c ab, bc y ac, corresponden a la tabla de test de Duncan que corresponden a los valores de acuerdo al número de tratamientos y con los grados de libertad del error.

Fuente: Repinic (2022).

En la investigación de lavado con eyector y cavitación hidrodinámica de suelos contaminados con metales pesados se demostró que, los espectros de espectroscopia infrarroja obtenidos del suelo mostraron las bandas características de sus principales grupos funcionales, los principales grupos son los grupos OH, que son grupos estructurales del suelo, las moléculas de agua adsorbidas, los grupos carboxílicos estirados Si-O, Si-O-Si y Si-O-Al (Nejad, 2018). Las bandas características de 3697 y 3620 cm⁻¹ corresponden a la vibración de estiramiento de los grupos hidroxilos (OH) de Si y Al, respectivamente, en los minerales de arcilla. Mientras tanto, los picos de absorción en 1637 cm⁻¹ pueden atribuirse a la vibración de estiramiento C=O del grupo carboxilo (-COO). La banda Si-O-Si se observa en 1032 cm⁻¹ como resultado de la vibración Si-O. La banda a 911 cm⁻¹ corresponde a la deformación OH de los grupos hidroxilos. Los modos de vibración de Si-O Los modos de vibración de Si-O a 694 y 781 cm⁻¹ son frecuencias características del cuarzo (Hyunsoo, 2022).

2.4. Definición de términos básicos

1. **Bioadsorción:** Es una propiedad general de la biomasa viva y muerta para unirse rápidamente y concentrar abióticamente compuestos inorgánicos u orgánicos incluso en soluciones acuosas muy diluidas. Como término específico, la biosorción se utiliza para describir un método que utiliza materiales de origen biológico - biosorbentes formulados a partir de biomasa no viva, para la eliminación de las sustancias objetivo de las soluciones acuosas (Kotrba, 2011).
2. **Catión:** Es un ion con carga eléctrica positiva, es decir que ha perdido electrones. Los cationes se describen con un estado de oxidación positivo. En términos químicos, es cuando un átomo neutro pierde uno o más electrones de su dotación original, este fenómeno se conoce como ionización (Brown, 2004).
3. **Alginato:** Los alginatos son los polisacáridos más abundantes presentes en las algas marinas. Comprenden hasta 40% de su peso seco. Son los componentes estructurales de la pared celular de las algas, cuya función principal es dar rigidez, elasticidad, flexibilidad y capacidad de enlazar agua (Avendaño, 2013)
4. **Metales pesados:** Los metales pesados constituyen un grupo cercano a los 40 elementos de la tabla periódica que tienen una densidad mayor o igual a 5 g/cm^3 . El rasgo distintivo de la fisiología de los metales pesados, es que aun cuando muchos de ellos son esenciales para el crecimiento como el Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, se ha reportado que también tienen efectos tóxicos sobre las células, principalmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Cañizares, 2000).
5. **Cavitación hidrodinámica:** se define como el fenómeno de formación, desarrollo, crecimiento e implosión de cavidades, o burbujas, en un medio

líquido. Esto, debido a la variación de presión existente en un fluido tras aumentarse repentinamente su velocidad, como resultado de un cambio abrupto en la geometría y/o área de sección transversal del conducto de transporte (Gandolfo, 2013).

III. HIPÓTESIS Y VARIABLES

3.1. Hipótesis

3.1.1. Hipótesis general.

La columna de lecho fijo por perlas de alginato a partir algas pardas con la incorporación de un sistema de cavitación hidrodinámica permitirá una mayor bioadsorción y se logrará la determinación de la capacidad máxima de bioadsorción para los cationes de (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) mediante las isothermas de bioadsorción.

3.1.2. Hipótesis específicas.

1. Es posible determinar la concentración de los iones de Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3} presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP, mediante análisis instrumental de absorción atómica
2. Al seleccionar en forma adecuada los parámetros de operación de la columna de lecho fijo (tiempo, flujo volumétrico, concentración, masa del adsorbente y cavitación hidrodinámica) se logrará evaluar el efecto de cada parámetro sobre la bioadsorción de los iones plomo, cobre y antimonio
3. Del proceso de bioadsorción en la columna de lecho fijo con perlas de alginato se logrará reducir la concentración de iones (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) hasta el cumplimiento de la normatividad ambiental vigente de acuerdo a los Valores Máximos Admisibles (VMAs).

3.2. Definición conceptual de variables.

Variables Independientes.

Factores de operación de la columna de lecho fijo.

1. Concentración de la solución : X1
2. Tiempo de contacto : X2
3. Flujo volumétrico : X3
4. Masa del bioadsorbente : X4
5. Cavitación hidrodinámica : X5

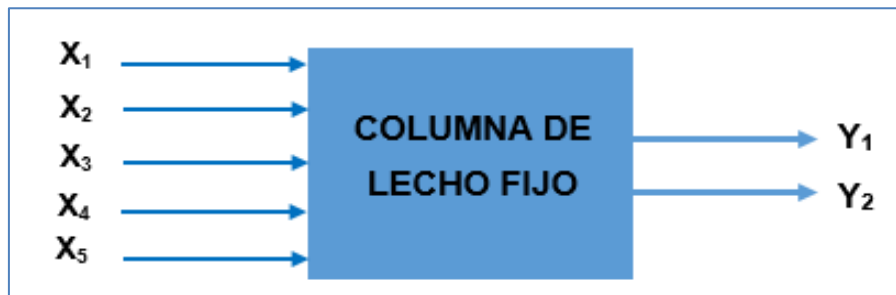
Variables Dependientes.

Es la respuesta obtenida al variar las variables independientes:

1. Porcentaje de remoción de iones Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3} : Y1
2. Capacidad de bioadsorción : Y2

Figura 8

Variables de operación y respuesta en la columna de lecho fijo



3.2.1. Operacionalización de variables.

Tabla 3

Operacionalización de las variables independientes

Variables Independientes	Dimensión	Indicadores	Método
Concentración de iones en solución	Concentración	mg/L	Espectrofotómetro absorción atómica
Tiempo de contacto	Tiempo	min	Cronometro
Flujo volumétrico	Caudal	m ³ /s	Flujómetro y/o volumetría
Masa del bioadsorbente	Peso	g	Balanza analítica
Cavitación hidrodinámica	Potencia	kW	Motor de bomba

Resultados de las variables dependientes

Variables dependientes	Dimensión	Indicadores	Instrumento
Porcentaje de remoción	Concentración de solución con iones metálicos Pb, Cu y Sb	%	Espectrofotómetro absorción atómica
Capacidad de bioadsorción	Cantidad de iones adsorbidos / cantidad de adsorbente	mg/g	Espectrofotómetro absorción atómica y software

IV. DISEÑO METODOLÓGICO

4.1. Tipo y diseño de investigación.

El tipo de investigación que se utilizó en el presente estudio por el enfoque es cuantitativo, en función al propósito es aplicado, de acuerdo al tipo de inferencia es analítico sintético y en relación al tiempo es sincrónico; la investigación por su nivel de profundidad es una investigación aplicada, pues se encarga de buscar el porqué de los hechos mediante el establecimiento de experimentos y obtener explicaciones a partir de las hipótesis. El enfoque se hace sobre la remoción de cationes metálicos por bioadsorción, se demostrará la relación existente entre estas variables, buscando demostrar el comportamiento de este fenómeno de bioadsorción con los modelos isotérmicos para una columna de lecho fijo.

El diseño de la investigación por los datos obtenidos es de laboratorio y por la manipulación de variables es una investigación experimental.

4.2. Método de investigación.

El método de la presente investigación ha considerado una metodología cuantitativa, la cual se complementa con el método analítico – sintético; además obedece a un modelo experimental en la que se pretende encontrar los efectos de las variables independientes sobre las dos variables dependientes a través de un proceso sistemático y controlado, siendo la secuencia del método de investigación la siguiente:

4.2.1. Diseño de experimentos.

En el diseño experimental de la investigación se ha establecido con cinco variables controladas, para la operación del equipo de bioadsorción de columna

con lecho fijo empacado, tomándose tres niveles para cada variable dando valores cuantitativos a cuatro variables y nivel cualitativo para la variable de cavitación hidrodinámica, a si entonces se tiene las variables y niveles de experimentación.

Tabla 4

Matriz de experimentos

Variables Independientes	Notación	Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
Concentración de solución	X1	0	1	2
Tiempo de contacto	X2	0	1	2
Flujo volumétrico	X3	0	1	2
Masa del adsorbente	X4	0	1	2
Cavitación hidrodinámica	X5	0	1	2

Nota. Cinco (05) variables con tres (03) niveles de experimentación.

Para hallar el número de experimentos se emplea el diseño de experimentos robusto de Taguchi. Esta metodología gira en torno al uso de diseños ortogonales donde un arreglo ortogonal que involucra variables de control, En la presente investigación se trabajó para un diseño que contiene de 5 variables. Así se tiene:

Resumen del diseño

- Arreglo de Taguchi L27(3⁵)
- Factores: 5
- Corridas: 27 por duplicado.

Tabla 5*Matriz de experimentación Taguchi para el proceso de bioadsorción.*

Concentración (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa (g)	Cavitación	Tiempo (min)
2	2	10	V	60
2	2	10	V	120
2	2	10	V	240
2	5	20	V+A	60
2	5	20	V+A	120
2	5	20	V+A	240
2	10	40	V+A2	60
2	10	40	V+A2	120
2	10	40	V+A2	240
5	2	20	V+A2	60
5	2	20	V+A2	120
5	2	20	V+A2	240
5	5	40	V	60
5	5	40	V	120
5	5	40	V	240
5	10	10	V+A	60
5	10	10	V+A	120
5	10	10	V+A	240
10	2	40	V+A	60
10	2	40	V+A	120
10	2	40	V+A	240
10	5	10	V+A2	60
10	5	10	V+A2	120
10	5	10	V+A2	240
10	10	20	V	60
10	10	20	V	120
10	10	20	V	240

En la variable de concentración de tres niveles, se indica que, para cada experimento, la solución de mezcla homogénea con iones metálicos de Pb, Cu y Sb, esta debe de contener la misma concentración de iones en partes por millón (ppm), así se tiene que, el primer nivel está dado por la concentración de

2 ppm de Pb, 2 ppm de Cu y 2 ppm de Sb, de forma teórica y de la misma forma para los otros dos niveles de 5 ppm y 10 ppm.

La variable cavitación hidrodinámica presenta tres niveles cualitativos donde:

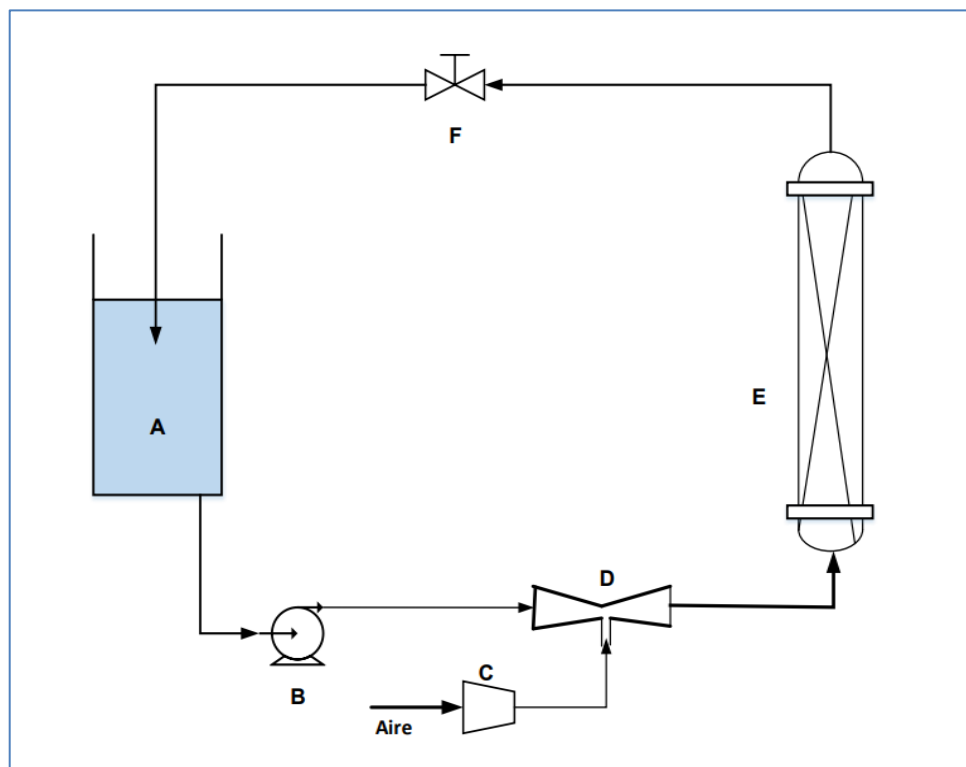
1. V es tubo Venturi,
2. V+A es (tubo Venturi más aire mínimo) y
3. V+A2 es (tubo Venturi más aire máximo).

La variable controlada en la cavitación es la potencia del motor de la bomba de aire en kW.

En la figura 8 se representa el diagrama de flujo del sistema de bioadsorción con columna de lecho empacado con cavitación hidrodinámica para la experimentación de las 27 corridas experimentales por duplicado.

Figura 9

Diagrama de proceso del sistema de bioadsorción



4.2.2. Materiales, equipos y reactivos.

Materiales

- Pipetas pasteur de polietileno descartables de 3.5 ml.
- Micropipeta de 1000 ul Nichipet F&V
- Fiolas de 50 ml, 100 ml, 1000mL
- Vasos de precipitado (Pyrex) de 100mL, 400mL, 500m, 1000ml y 2000 ml.
- Probetas graduadas de 10mL, 100mL
- Matraces Erlenmeyers de 250 ml, 500ml.
- Baguetas
- Lunas de reloj
- Embudos
- Papel de filtro.
- Viales de vidrio de 10 ml.
- Goteros de vidrio ámbar.
- Guantes de nitrilo.
- Cronómetro
- Soporte para embudos y columnas.
- Termómetro de -10°C a 150°C

Equipos

- Plancha de calentamiento con agitación magnético IKA 175/BG-2015
- PHmetro LAQUA twin HORIBA Scientific.
- Espectrofotómetro de absorción atómica Perkin Elmer Pinnacle 9001
- Espectrofotómetro de absorción atómica GBC Avanta.
- Balanza analítica 0.0001 g BOECO.
- Balanza analítica 0.01 g HENKEL KG013758.
- Microscopio electrónico de barrido SEM EDEX TESCAN.
- Equipo de bioadsorción prototipo.
- Horno 48000 THERMOLYNE.

Reactivos e insumos.

- Algas pardas macrosystis pyrifera
- Alginato de sodio $C_6H_7O_6Na$. (Utilizado como blanco de pruebas).
- Nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$ PA.
- Cloruro de calcio dihidratado $CaCl_2 \cdot 2H_2O$ PA.
- Hidróxido de sodio $Na(OH)$ PA.
- Hipoclorito de Sodio $NaClO$
- Carbonato de sodio Na_2CO_3
- 2 – propanol (alcohol isopropilico)
- Solución EDTA ácido etilendiaminotetraacético.
- Solución estándar de cobre $Cu(NO_3)_2$ en HNO_3 0.5 mol/l de 1000 mg/l Cu MERCK KGaA.
- Solución estándar de plomo $Pb(NO_3)_2$ en HNO_3 2 mol/l de 1000 mg/l Pb MERCK KGaA.
- Solución estándar de antimonio Sb_2O_3 en HCl 2 mol/l de 1000 mg/l MERCK KGaA.
- Ácido nítrico QP 65% MERCK.
- Ácido sulfúrico QP MERCK.
- Agua ultrapura.
- Cinta indicadora de pH 0 a 14.

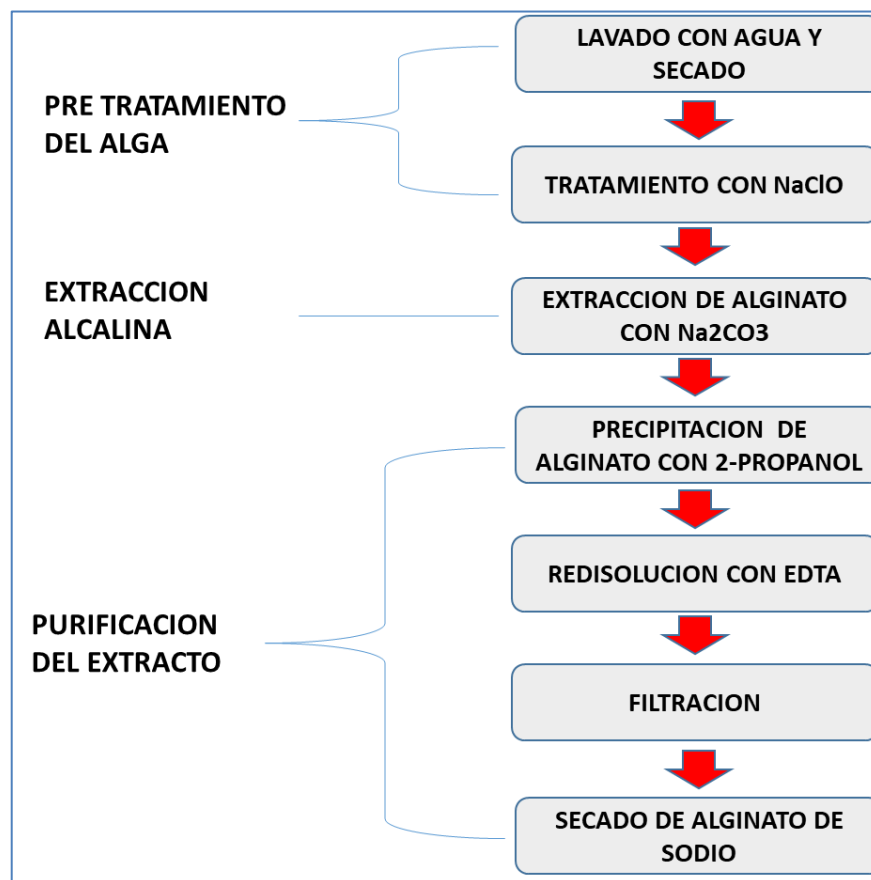
4.2.3. Proceso de experimentación.

1. **Recolección de algas pardas:** Se realizó la ubicación del área geográfica ubicada en las orillas del mar en el distrito de La Punta de la provincia Constitucional del Callao, el área de recolección fue a lo largo de las orillas de 500 m y a 1 m de aguas adentro con profundidad de 1 m en el mar. Se recolecto una biomasa de algas pardas con peso húmedo de 10 kg de forma manual. La biomasa se almaceno y traslado en bolsas de polietileno hasta el laboratorio de ingeniería forense de la DIRCRI PNP.

2. Extracción de alginato de las algas pardas: Se inicia con el lavado del alga parda (*macrosystis pyrifera*) con agua potable por repetidas veces y al final agua desionizada, el pre tratamiento del alga es secar a una temperatura de 60 °C por 12 h, luego se tritura en seco y después es tratado con hipoclorito de sodio NaClO 0,5 % (w/w), luego se procede a la extracción de alginato con Na₂CO₃, a pH 10, con una concentración aproximada de 0,017 M, se usó de 0,5 g de Na₂CO₃ por cada 2 g de alga seca. El extracto de alginato crudo se aisló por precipitación en 2-propanol, y se purificó por redisolución en medio acuoso con EDTA, seguido de una filtración y finalmente se secó a 60 ° C por 24 h, se toma de referencia alguno de los métodos utilizados (Ayarza, 2015)

Figura 10.

Diagrama de bloques para el proceso de extracción de alginato



3. Preparación de las perlas esféricas de alginato de calcio: Preparación de la solución A, Se utilizó la sal preparada que es alginato de sodio, de este insumo se pesa 12 g y se vierte en un matraz de 500 ml de capacidad, la cual tiene 400 ml de agua ultrapura a una temperatura de 80 °C. luego de la homogenización a 200 RPM por un tiempo de 15 min se procede a enfriar hasta una temperatura de 4°C.

Preparación de la solución B, se pesó 23 g de cloruro de calcio y se agregó en un vaso precipitado de 2000 ml de capacidad, y se añadió 1330 ml de agua ultrapura a temperatura ambiente 20°C, se homogeniza hasta disolución completa.

Elaboración de las perlas de alginato de calcio se realizaron tomando la solución A mediante las pipetas de polietileno descartables y dejando caer gota a gota desde 1 cm sobre la superficie superior de la solución B que se encuentra en constante agitación, entre 300 - 1300 RPM y a temperatura ambiente.

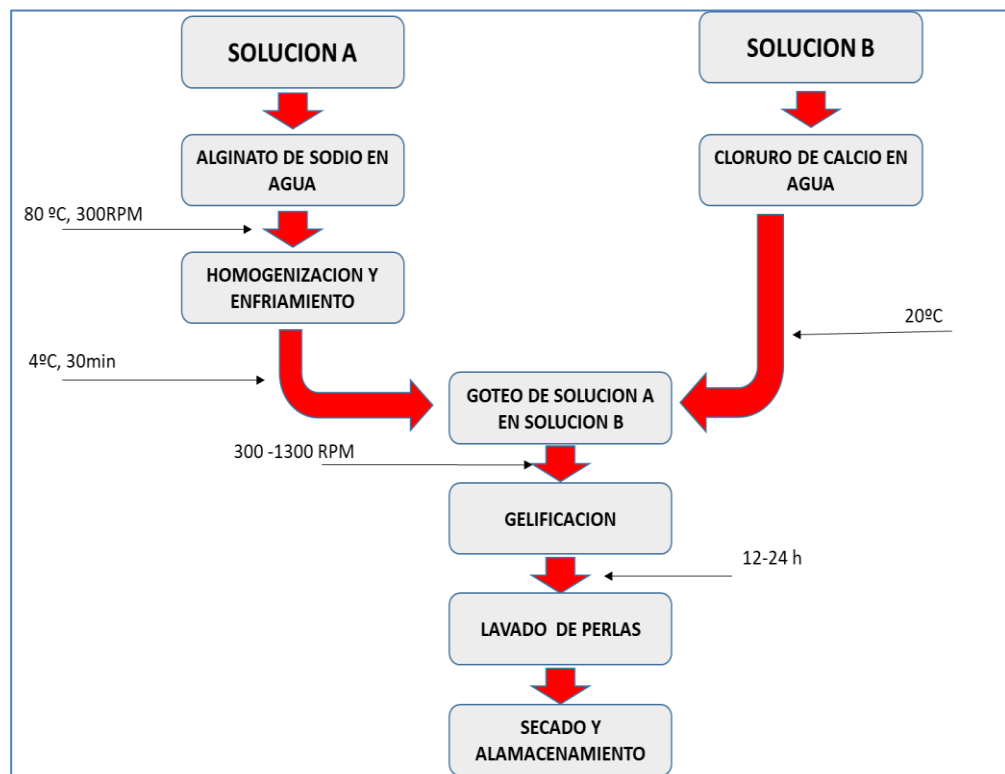
Las perlas se formaron gracias a un proceso de gelificación brusca debido a la formación del alginato de calcio, el cual es insoluble en un medio acuoso. La técnica permite obtener perlas esféricas de iguales dimensiones.

Durante el proceso de obtención, las perlas quedan suspendidas en la solución debido a la gran tensión superficial del gel. La solución con las perlas de alginato se deja reposar por 24 h para que termine el proceso de gelificación, después del citado tiempo se lavaron las perlas varias veces con agua desionizada y se secaron utilizando una fuente de calor (estufa a la temperatura de 60° C) por 12 h, hasta que se alcanza un peso constante. Estas perlas secas de alginato de calcio se usaron para todos los experimentos realizados en lotes y flujo continuo. Se tomó como base lo propuesto por (Byungryul, 2013).

Las perlas húmedas de alginato de calcio, las cuales después de obtenidas y lavadas se pasaron por aire caliente para eliminar el agua exterior, se usaron en pruebas de biosorción, cinética de biosorción en un equipo de laboratorio y la columna de bioadsorción (equipo prototipo).

Figura 11

Diagrama de bloques para el proceso de obtención de perlas de alginato de calcio



- 4. Caracterización de las perlas de alginato de calcio:** El diámetro de las perlas secas y húmedas de alginato de calcio se midieron con un Vernier. El diámetro de las perlas secas fue de 1.0 - 1.2 mm y el diámetro de las perlas húmedas fue de 2-3 mm. Las perlas tienen forma esférica y presentaban una consistencia firme y una superficie lisa a nivel macroscópico. Las perlas húmedas se tornan de color blanco y las secas de color pardo.

La caracterización microscópica se realizó mediante el equipo de

microscopia electrónica de barrido SEM EDEX con detector de electrones secundarios para la morfología y detector de electrones retro dispersados (RX) para la cuantificación de metales removidos. Donde se obtuvo las medidas promedio de las porosidades entre 5 - 20 μm , y composición de los elementos en porcentaje.

- 5. Toma de muestra del agua residual:** El agua residual para cada experimento fue en una cantidad de 4 litros, en cual se tomó del tanque de almacenamiento para disposición final, siguiendo los lineamientos de la NTP 214.060 2016. Protocolo de muestreo de aguas residuales no domésticas.

- 6. Preparación de agua sintética:** Se realizó la preparación de aguas sintéticas en las concentraciones de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm de plomo, cobre y antimonio respectivamente las mismas que fueron usadas para las 27 corridas del diseño experimental, procediendo de la siguiente manera:

La preparación de la solución con concentración de 2 ppm, se realizó en una fiola de 1000 ml, añadiendo a esta los 8 ml de solución estándar de cobre $\text{Cu}(\text{NO}_3)_2$ en HNO_3 0.5 mol/l de 1000 $\mu\text{g/l}$, 8 ml de solución estándar de plomo $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ en HNO_3 2 mol/l de 1000 $\mu\text{g/l}$, y 8 ml de solución estándar de antimonio Sb_2O_3 en HCl 2 mol/l de 1000 $\mu\text{g/l}$ respectivamente, luego se agregó agua desionizada hasta enrazar el nivel para enseguida agitar y homogenizar, y finalmente en el tanque del equipo de bioadsorción se añade 3 litros de agua desionizada para completar los 4 litros, el pH de la solución inicial es de 0.5 elevando y controlando el pH con NaOH hasta el rango de 5.0 - 5.5.

De la misma forma se preparó las soluciones de 5 ppm y 10 ppm donde las tomas de soluciones de los tres estándares serán de 20 ml y 40 ml respectivamente enrazando hasta 4 litros con agua desionizada.

7. Medición de los parámetros de operación del proceso:

- **Medición de pH**, se realizó la medición del pH en el tanque de alimentación de manera directa con el pHmetro digital.
- **Medición de temperatura**, se realizó de manera directa en el tanque de alimentación el cual tenía una temperatura promedio de 18°C
- **Medición de caudal**, la medida del caudal se realizó por el método de flujo volumétrico en la línea de salida de la columna con lecho fijo. Para estas mediciones se dispuso una probeta de 100 ml de capacidad y un cronometro, en los cuales se tomaron los tiempos que tardan los niveles del agua en alcanzar un 100 ml de capacidad (ml/s)
- **Medición de peso del bioadsorbente**, mediante balanza analítica se realizó el pesaje en gramos de las perlas de alginato de calcio.
- **Medición de concentración de la solución con iones metálicos**, este se realizó mediante tomas de muestras a intervalos definidos de tiempo, en recipientes adecuados (viales de vidrio de 10 mL) los cuales son derivados para su posterior lectura en el equipo de espectrofotometría de absorción atómica.
- **Medición de tiempo de residencia**, se llevó el control por intervalos de tiempo hasta los 240 minutos haciendo uso de un cronometro.
- **Medición de la cavitación hidrodinámica**, como parámetro solo se hizo la medida de forma cualitativa y por ello se controló de acuerdo a la potencia del motor de la bomba de aire, para el caso de estudio se utilizó una bomba con velocidades de inyección de aire en dos intensidades (mínimo y máximo), por lo que esta variable se trabajó con

tres niveles: nivel uno (tubo Venturi sin aire), nivel dos (tubo Venturi más aire mínimo) y nivel tres (tubo Venturi más aire máximo).

4.2.4. Descripción del equipo experimental

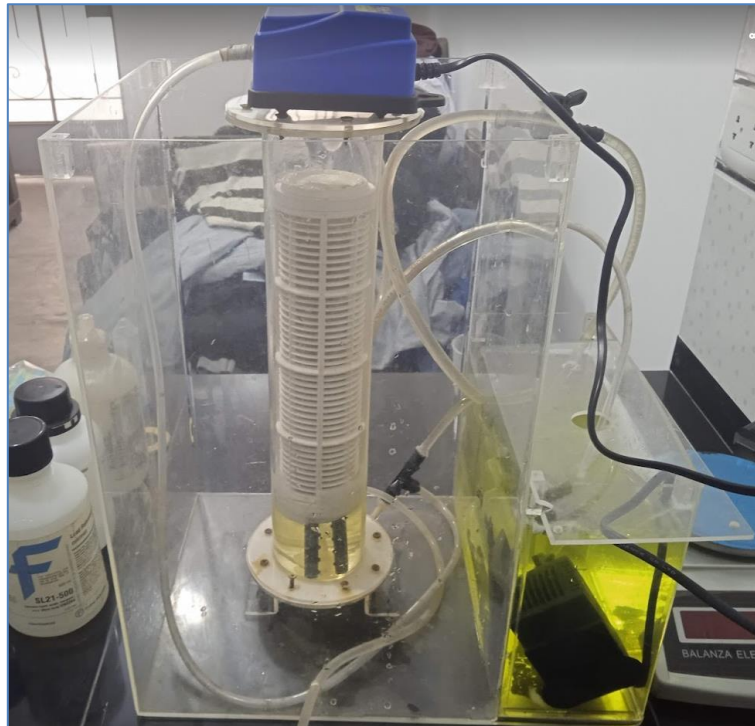
El módulo experimental consta de un equipo compacto que tiene un tanque de alimentación con capacidad de 4 litros, el cual contendrá las soluciones ricas en iones metálicos (agua residual problema y/o agua sintética), el tanque presenta una bomba de agua NS 880 con potencia de 25 W y velocidad de flujo de 36 L/h y está conectado por una tubería de material sintético de 0.5 cm de diámetro interno, por donde impulsa el agua hacia la columna de lecho fijo empacado.

Las dimensiones de la columna son de 34 cm de altura y 7 cm de diámetro interno construido de material acrílico incoloro, en el interior de la columna en forma de cilindro se encuentra un filtro de malla de material de polipropileno, que mantiene el lecho empacado en su interior y permite filtrar partículas gruesas como arena y material vegetal visibles en especial las perlas de alginato con tamaños de partículas mayores a los 50 μm , el equipo presenta un línea de alimentación de aire, este sistema cuenta con una bomba de aire SEBO AP 200 de 2 W con velocidad de flujo 3 L/min y presión de 0.02 Mpa con dos velocidad de flujo que son conducidas por tuberías sintéticas con diámetro interior de 0.5 cm, las tuberías están conectadas a un tubo Venturi de $\frac{1}{4}$ ", además se cuenta con válvula de conexión directa de la bomba al tanque de alimentación que actúa como regulador de flujo, el cual consta de una llave de paso que sirve para controlar el caudal y también cuenta con una válvula de descarga de la columna. El dispositivo de cavitación hidrodinámica está compuesto por la bomba de aire y el tubo Venturi.

De acuerdo al prototipo experimental propuesto mostrado en la figura 12. Las 27 pruebas fueron realizadas con su réplica correspondiente, realizando en total 54 experimentos.

Figura 12

Equipo de bioadsorción con cavitación hidrodinámica (prototipo).



4.3. Población y muestra.

4.3.1. Población

Para la presente investigación la población lo constituyen las aguas residuales de los diferentes procesos de análisis de residuos de disparo por arma de fuego y de muestras de minerales del laboratorio Ingeniería Forense – Dirección de Criminalística - PNP.

4.3.2. Muestra

La muestra es del tipo probabilístico aleatorio simple donde se toma 4 L. de agua residual real, que está en función de la capacidad del equipo experimental y de este volumen se tomaron alícuotas de 10 ml para los análisis en laboratorio. De la misma forma se toma 4 L de agua sintética para cada experimento haciendo un total de 108 L.

4.4. Lugar de estudio y periodo desarrollado.

Laboratorio del Departamento de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP y en el Laboratorio de operaciones y procesos unitarios (LOPU) de la Facultad de Ingeniería Química. El periodo de desarrollo está enmarcado desde abril del 2020 hasta diciembre del 2021.

4.5. Técnicas e instrumentos para la recolección de la información.

Se realizó un análisis químico instrumental para determinar la concentración de iones plomo, cobre y antimonio adsorbidos en la columna de lecho empacado haciendo uso de equipos de absorción atómica y caracterización fisicoquímica por microscopía electrónica de barrido.

Tabla 6

Tabla de instrumentos de recolección de datos.

Etapa	Técnica	Instrumento	Resultado	Metodología
Recolección de muestra del agua residual	Observación	Ficha de registro de datos de la muestra de agua residual	Muestra de agua residual preservada y rotulada	NTP 214,600 2016 Protocolo de muestreo de aguas residuales no domésticas
Análisis de la muestra del agua residual	Análisis fisicoquímico	Informe de ensayo de la muestra del agua residual	Concentración de iones metálicos de Pb, Cu y Sb en partes por millón (ppm) y pH.	Método instrumental por espectrofotometría de absorción atómica y pH metro.
Caracterización del bioadsorbente	Análisis físico químico y óptico	Informe de ensayo de la muestra del bioadsorbente	Composición en porcentaje por elementos	Microscopía electrónica de barrido MEB.
Análisis de la muestra del agua tratada	Análisis fisicoquímico	Informe de ensayo de la muestra del agua tratada	Concentración de iones metálicos de Pb,	Método instrumental por espectrofotomet

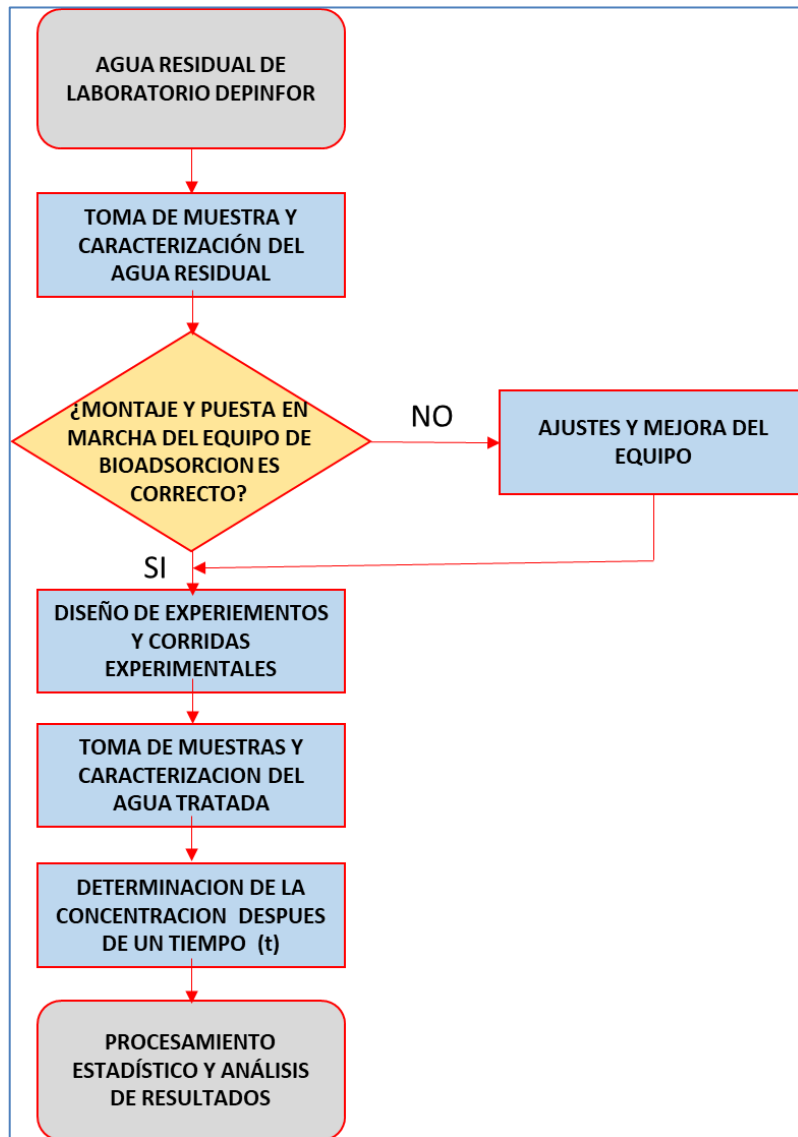
			Cu y Sb en partes por millón (ppm) y pH.	ría de absorción atómica.
Construcción del prototipo	Armado y montaje	Ficha técnica del equipo (registro de datos)	Descripción del equipo y parámetros de operación	Prototipado

4.6. Análisis y procesamiento de datos.

El análisis de los resultados experimentales, se efectúa mediante el software Minitab 18 y Microsoft Excel, mediante su aplicación de la estadística descriptiva se realizará una serie de tablas, gráficas y análisis de varianza (ANOVA) medidas de tendencia central (media aritmética) y medidas de desviación estándar, así también las pruebas del DOE Taguchi para evaluar la relación de los parámetros físicos químicos y su incidencia en las variables dependientes en porcentaje de remoción de iones de metales y capacidad de bioadsorción. Además, se efectuará el análisis de regresión de los parámetros de operación del equipo de columna de lecho fijo con alginato.

Figura13

Diagrama de flujo del método de investigación



V. RESULTADOS

5.1. Resultados descriptivos

En el desarrollo experimental del porcentaje de remoción de iones metálicos plomo, cobre y antimonio, así como la capacidad de bioadsorción del alginato mediante el proceso de biosorción con la columna de lecho fijo empacado con perlas de alginato y cavitación hidrodinámica, se realizó con los parámetros señalados en las variables de operacionalización ver tabla 3.

En la tabla 7 se muestran las condiciones iniciales de los diferentes parámetros fisicoquímicos del agua residual problema proveniente del laboratorio de Ingeniería forense – DIRCRI PNP. Los resultados obtenidos para el agua residual fueron tratados según las condiciones de parámetros fisicoquímicos para el experimento DOE8 el cual indica que la concentración es de 10 ppm donde el agua residual problema tiene similar concentración que al agua sintética preparada para las diferentes corridas experimentales, el tiempo de contacto es de 240 min., el caudal es de 10 ml/s, la masa del bioadsorbente es de 10 g de perlas de alginato de calcio y cavitación hidrodinámica con tubo Venturi y flujo de aire máximo.

Tabla 7

Parámetros físico químicos del agua residual antes y después del proceso de bioadsorción.

Parámetros fisicoquímicos	Unidad	Valor inicial	Valor final
Concentración Pb	(mg/L)	10.98	0.76
Concentración Cu	(mg/L)	9.81	2,03
Concentración Sb	(mg/L)	1.63	1,26
pH	Unidad de pH	0,5	5.5
Temperatura	°C	22.3	22.0
Conductividad	mS/cm	29.7	1.78
STD	mg/l	0.89	0.81
Densidad	mg/ml	1,03	1.01

Tabla 8

Variables constantes para corridas experimentales.

Parámetros	Unidad	Valor controlado
pH	Unidad de pH	5.5
Temperatura	°C	22
Granulometría	mm	1.8-2.2
Tipo de bioadsorbente	-----	Alginato de calcio

5.1.1 Caracterización microscópica.

Se hizo la caracterización microscópica de las perlas de alginato mediante equipo de microscopia electrónica de barrido SEM, donde en las siguientes figuras se muestran los resultados gráficos de las perlas de alginato de calcio con los diferentes metales adsorbidos sobre las superficies porosas de las perlas, después de las diferentes corridas experimentales realizadas.

Figura 14

Perlas de alginato sin contacto con soluciones de metales pesados

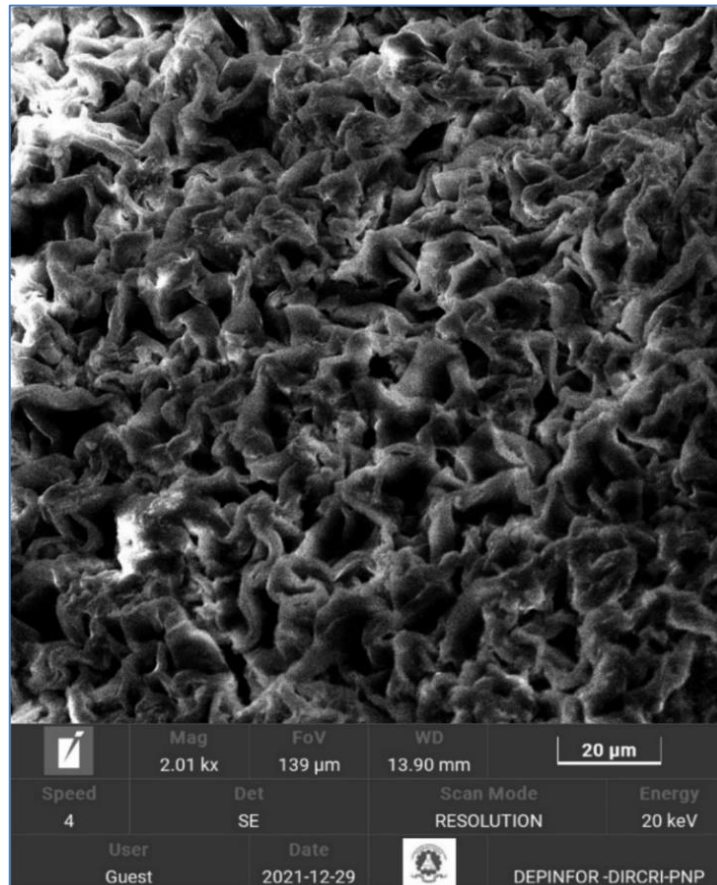


Figura 15

Espectrograma de la perla de alginato de calcio sin contacto con solución problema.

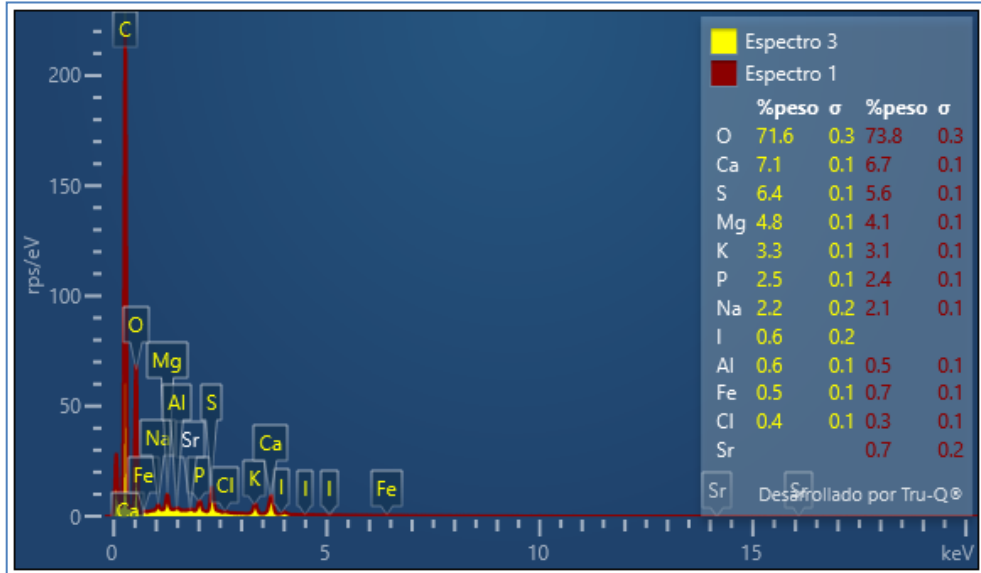


Figura 16

Perlas de alginato en contacto con soluciones de plomo.

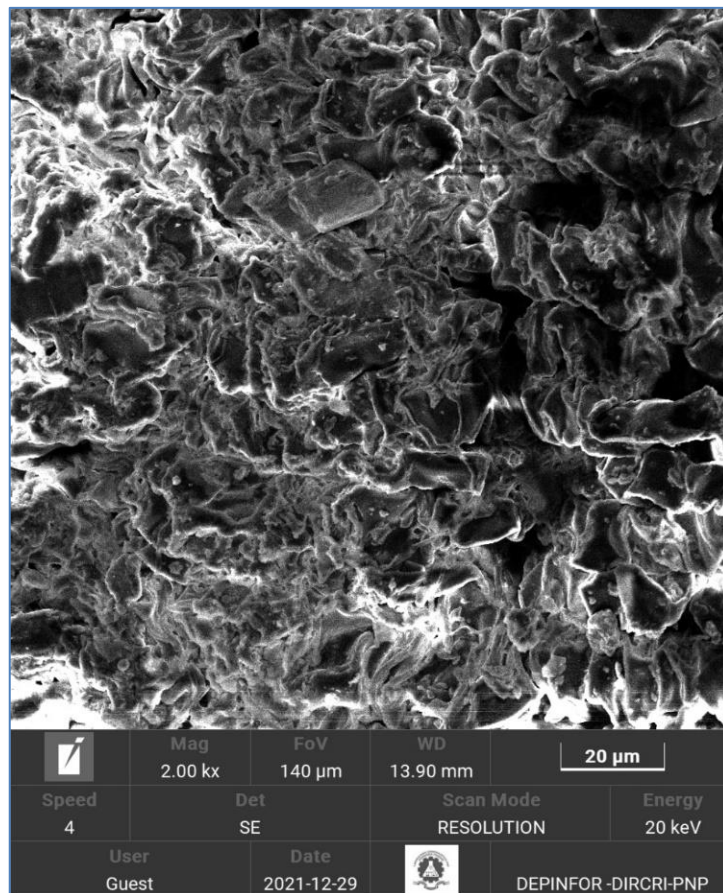


Figura 17

Espectrograma de la perla de alginato de calcio en contacto con solución problema de plomo

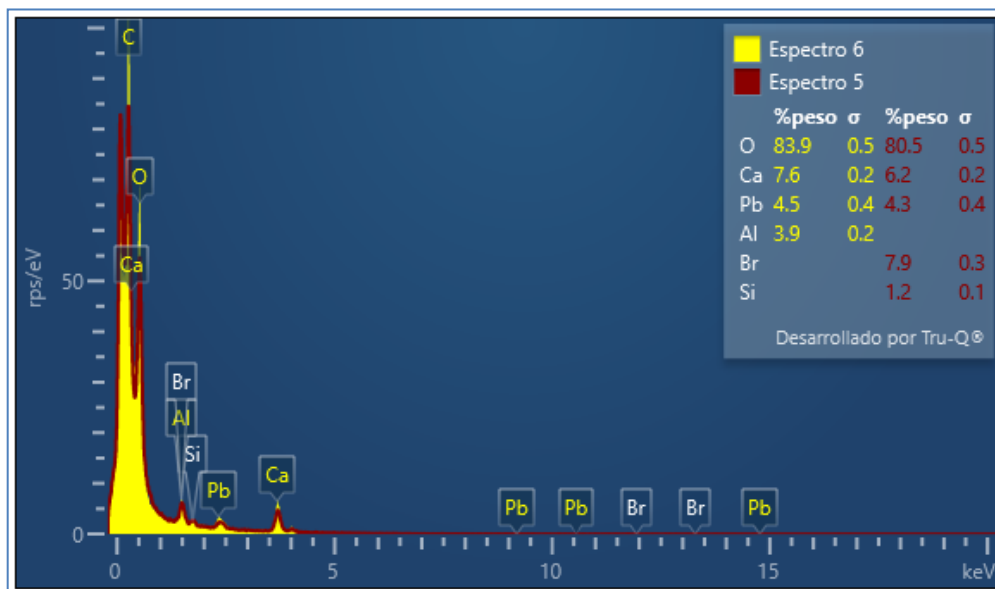


Figura 18

Perlas de alginato en contacto con soluciones de plomo y cobre

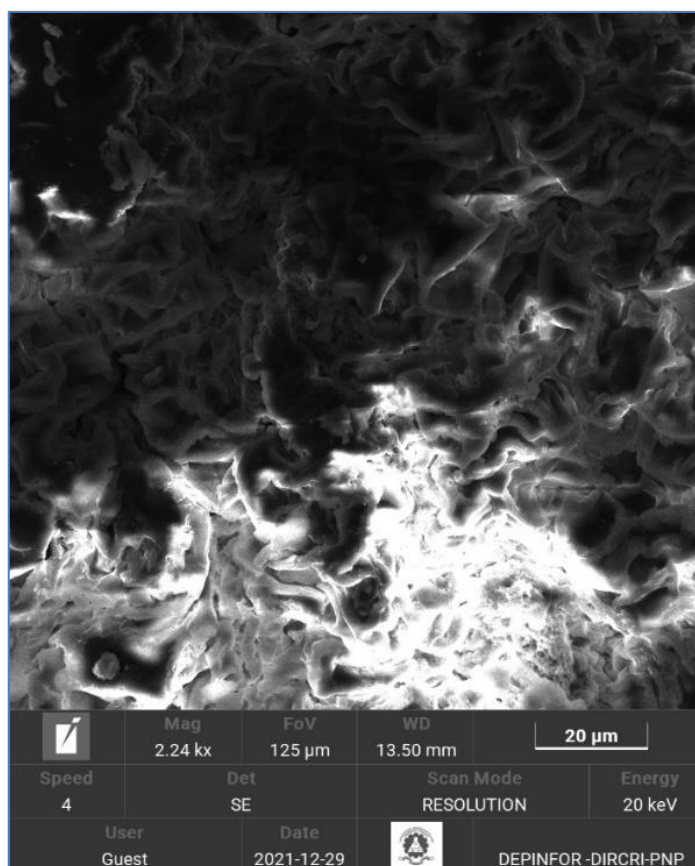
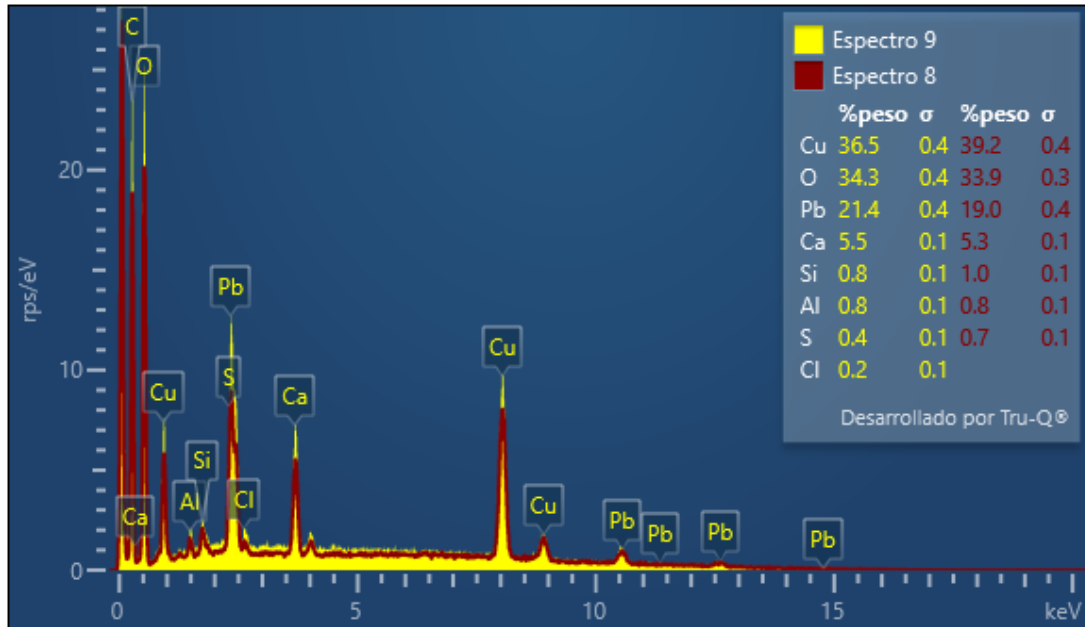


Figura 19

Espectrograma de la perla de alginato de calcio en contacto con solución problema de plomo y cobre.



La morfología del alginato en las figuras 14,16 y 18 a más de 2000 aumentos muestran que la superficie de contacto a nivel microscópico es rugosa y porosa con porosidad promedio de 20 μm , esta morfología es obtenida mediante el uso de detector de electrones secundarios del equipo SEM.

Se observa que existe retención en las superficies de contacto de la perla de alginato la cual presenta una superficie porosa, y en los espectrogramas se observa que en la figura 15 no existe presencia de alguno de los elementos a remover expresados en porcentaje (%), por ser una perla con superficie que no ha sido expuesta o no ha tenido contacto con soluciones de iones metálicos; en la figura 17 se observa que existe presencia del elemento plomo en la superficies de contacto; en la figura 19 se observa la presencia de dos elementos metálicos como el plomo y cobre. Lo que nos indica que las perlas hacen la remoción de estos elementos y que el elemento antimonio no se expresa por ser cantidades mínimas de remoción y estos ya se encontrarán por otros métodos de análisis.

Tabla 9

Porcentaje de remoción de iones metálicos de Pb, Cu y Sb.

Porcentaje de remoción de acuerdo al diseño experimental por método Taguchi								
Experimento	Concentración de solución (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)	% Remoción Pb	% Remoción Cu	% Remoción Sb
1	2	2	10	V	60	85.85	78.58	0.06
2	2	2	10	V	120	86.02	83.58	1.00
3	2	2	10	V	240	86.07	87.66	0.03
4	2	5	20	V+A	60	84.92	76.14	0.92
5	2	5	20	V+A	120	86.40	78.93	7.79
6	2	5	20	V+A	240	86.96	82.79	3.77
7	2	10	40	V+2A	60	87.42	79.40	2.45
8	2	10	40	V+2A	120	87.60	80.77	1.61
9	2	10	40	V+2A	240	88.64	85.85	14.67
10	5	2	20	V+2A	60	28.92	6.94	2.23
11	5	2	20	V+2A	120	41.99	12.54	6.37
12	5	2	20	V+2A	240	52.84	12.86	9.21
13	5	5	40	V	60	11.08	8.79	4.15
14	5	5	40	V	120	22.27	16.88	2.26
15	5	5	40	V	240	34.50	23.21	10.26
16	5	10	10	V+A	60	74.05	41.00	7.58
17	5	10	10	V+A	120	78.06	44.31	9.02
18	5	10	10	V+A	240	84.85	56.64	18.45
19	10	2	40	V+A	60	4.43	2.37	2.27
20	10	2	40	V+A	120	8.86	4.53	1.03
21	10	2	40	V+A	240	37.26	8.38	3.70
22	10	5	10	V+2A	60	75.75	45.70	3.02
23	10	5	10	V+2A	120	89.95	75.98	11.24
24	10	5	10	V+2A	240	92.60	78.08	16.15
25	10	10	20	V	60	26.25	9.20	4.65
26	10	10	20	V	120	33.83	17.52	12.25
27	10	10	20	V	240	62.03	30.97	19.01

Tabla 10

Capacidad de adsorción de iones plomo, cobre y antimonio

Capacidad de bioadsorción de acuerdo al diseño experimental por método Taguchi								
Experimento	Concentración de solución (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)	Q _e Pb	Q _e Cu	Q _e Sb
1	2	2	10	V	60	1.11	0.69	0.00
2	2	2	10	V	120	1.11	0.74	0.01
3	2	2	10	V	240	1.11	0.77	0.00
4	2	5	20	V+A	60	0.55	0.43	0.01
5	2	5	20	V+A	120	0.56	0.44	0.06
6	2	5	20	V+A	240	0.57	0.46	0.03
7	2	10	40	V+2A	60	0.29	0.22	0.01
8	2	10	40	V+2A	120	0.29	0.22	0.00
9	2	10	40	V+2A	240	0.29	0.24	0.04
10	5	2	20	V+2A	60	0.33	0.15	0.04
11	5	2	20	V+2A	120	0.48	0.27	0.12
12	5	2	20	V+2A	240	0.61	0.28	0.17
13	5	5	40	V	60	0.07	0.09	0.05
14	5	5	40	V	120	0.14	0.18	0.03
15	5	5	40	V	240	0.21	0.25	0.12
16	5	10	10	V+A	60	1.67	0.21	0.04
17	5	10	10	V+A	120	1.76	0.22	0.05
18	5	10	10	V+A	240	1.91	0.29	0.10
19	10	2	40	V+A	60	0.05	0.09	0.08
20	10	2	40	V+A	120	0.09	0.18	0.04
21	10	2	40	V+A	240	0.42	0.33	0.13
22	10	5	10	V+2A	60	3.08	0.96	0.06
23	10	5	10	V+2A	120	3.66	1.60	0.21
24	10	5	10	V+2A	240	3.76	1.65	0.31
25	10	10	20	V	60	0.60	0.10	0.04
26	10	10	20	V	120	0.77	0.19	0.11
27	10	10	20	V	240	1.41	0.34	0.17

Tabla 11

Concentración en equilibrio (C_{eq}) de iones plomo, cobre y antimonio

Concentración de equilibrio de acuerdo al diseño experimental por método Taguchi								
Experimento	Concentración (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)	Ceq Pb	Ceq Cu	Ceq Sb
1	2	2	10	V	60	0,52	0,54	3,11
2	2	2	10	V	120	0,52	0,41	3,08
3	2	2	10	V	240	0,51	0,31	3,11
4	2	5	20	V+A	60	0,56	0,76	4,10
5	2	5	20	V+A	120	0,51	0,67	3,81
6	2	5	20	V+A	240	0,49	0,55	3,98
7	2	10	40	V+2A	60	0,47	0,65	3,03
8	2	10	40	V+2A	120	0,47	0,60	3,06
9	2	10	40	V+2A	240	0,43	0,44	2,65
10	5	2	20	V+2A	60	4,65	5,81	5,13
11	5	2	20	V+2A	120	3,80	5,46	4,91
12	5	2	20	V+2A	240	3,09	5,44	4,76
13	5	5	40	V	60	6,20	5,53	6,49
14	5	5	40	V	120	5,42	5,04	6,62
15	5	5	40	V	240	4,57	4,65	6,08
16	5	10	10	V+A	60	1,67	3,40	5,46
17	5	10	10	V+A	120	1,41	3,21	5,37
18	5	10	10	V+A	240	0,97	2,50	4,82
19	10	2	40	V+A	60	11,62	10,85	9,58
20	10	2	40	V+A	120	11,08	10,61	9,70
21	10	2	40	V+A	240	7,32	10,19	9,44
22	10	5	10	V+2A	60	2,82	6,54	10,49
23	10	5	10	V+2A	120	1,17	2,89	9,60
24	10	5	10	V+2A	240	0,86	2,64	9,07
25	10	10	20	V	60	9,59	11,50	9,89
26	10	10	20	V	120	8,60	10,45	9,10
27	10	10	20	V	240	4,94	8,75	8,40

5.1.2. Cinética en el proceso de bioadsorción.

Figura 20

Concentración de iones plomo – tiempo.

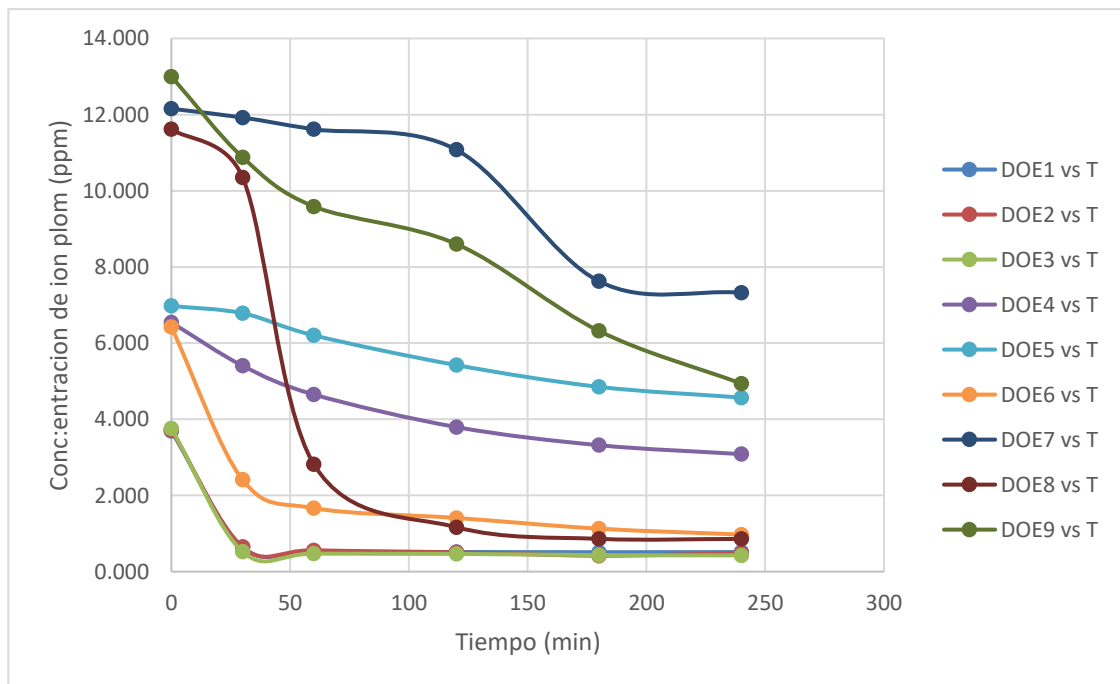


Figura 21

Concentración de iones cobre – tiempo.

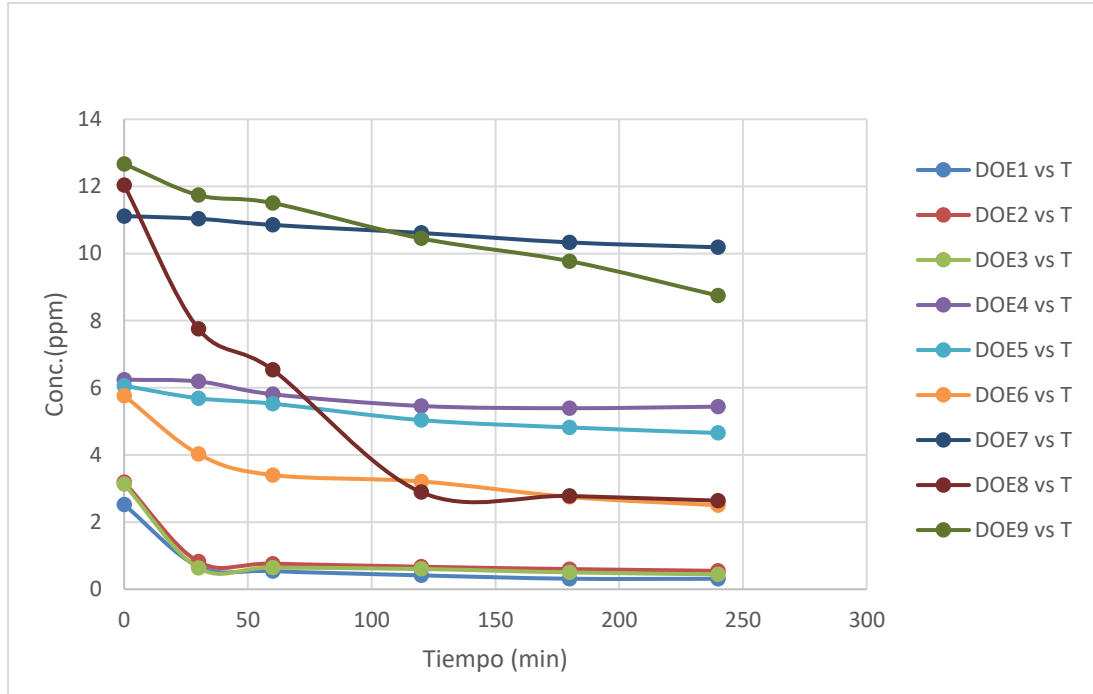


Figura 22

Concentración de iones antimonio – tiempo.

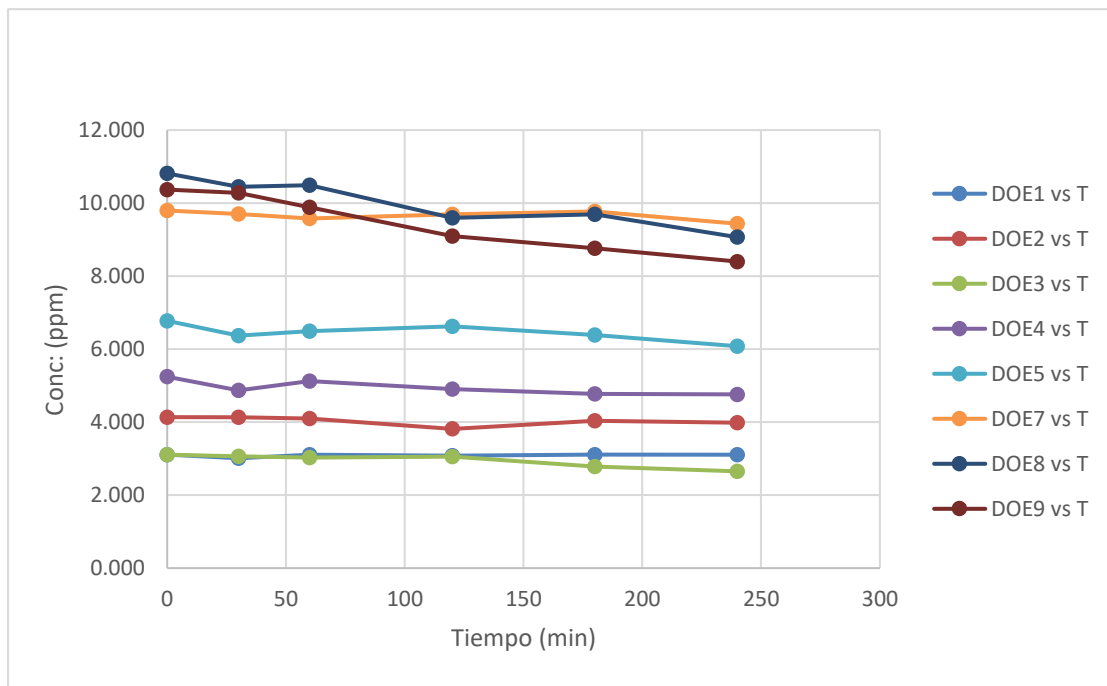
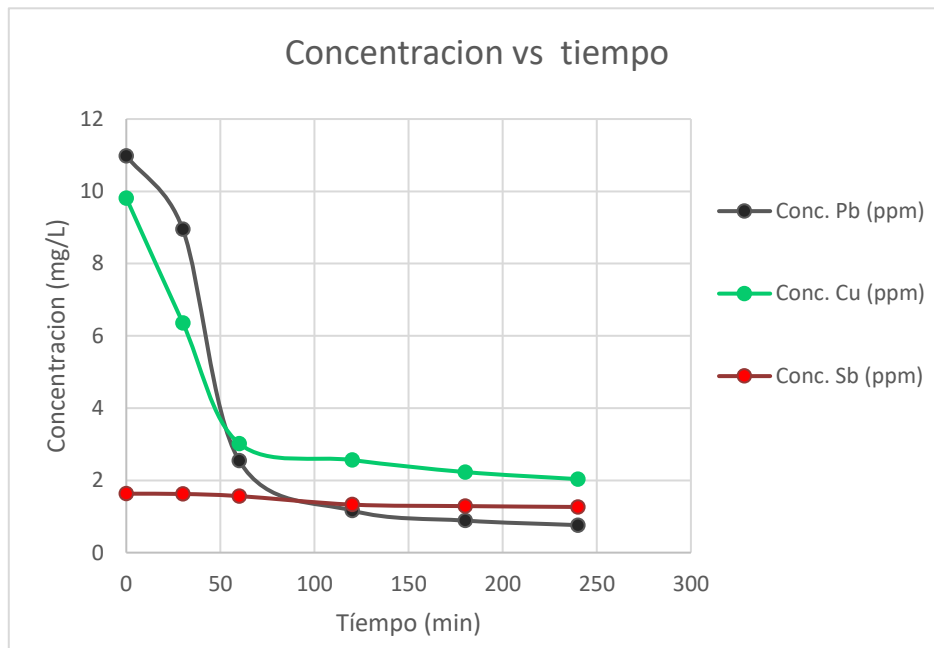


Figura 23

Concentración de iones metálicos – tiempo, para el agua residual problema real.



La cinética de bioadsorción de plomo (II), cobre (II) y antimonio (III) usando perlas de alginato de calcio para un tiempo de 240 min y diferentes concentraciones donde DOE1, DOE2 y DOE3 presentan concentraciones de 2 ppm, DOE4, DOE5 y DOE6 son para concentraciones de 5 ppm y DOE7, DOE8 y DOE9 son de 10 ppm respectivamente; con diferentes parámetros de caudal, peso de bioadsorbente y cavitación hidrodinámica; con pH y temperatura constante

El comportamiento de la cinética para concentraciones de plomo y cobre de 10 ppm el experimento DOE8 es más óptimo para remoción, el cual tiene los parámetros caudal de 5 ml/s, masa de bioadsorbente de 10 g y cavitación hidrodinámica haciendo uso de tubo venturi más flujo de aire máximo, se observa que llega a un equilibrio a los 120 min en comparación con los experimentos DOE7 y DOE9.

El comportamiento de la cinética para concentraciones de plomo y cobre de 5 ppm es más óptimo para la remoción, el experimento DOE6 el cual tiene

los parametros de caudal de 10 ml/ s, masa de bioadsorbente de 10 g y cavitacion hidrodinamica de tubo venturi mas aire minimo. Donde se observa que llega al equilibrio a los 120 min en comparacion a los experimentos DOE4 y DOE5.

El comportamiento de la cinetica para concentraciones de plomo y cobre de 2 ppm es similar para los diferentes parametros de operación llegando a un equilibrio para los tres experimentos DOE1, DOE2 y DOE3.

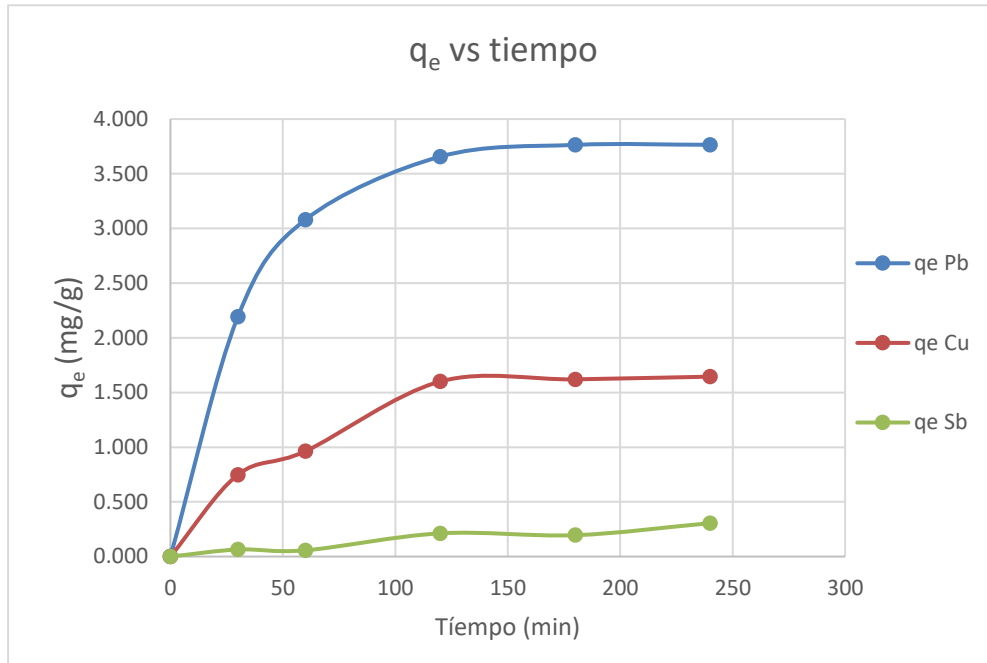
El comportamiento de la cinetica de bioadsorcion de antimonio muestra curvas que tienden a la linealidad, donde no se observa el punto de equilibrio para un determinado tiempo.

Para el agua residual real se observa un comportamiento de reduccion de la concentracion para los iones de plomo y cobre, llegando al equilibrio a los 120 min, tomando como variables de operación del experimento N° 24 (DOE8), y la reduccion de la concentracion de los iones de antimonio en minima no observando el tiempo de equilibrio.

Las concentraciones iniciales de las soluciones de agua sintetica con iones de Pb, Cu y Sb, son de valores teoricos de 2 ppm, 5 ppm y 10 ppm, de acuerdo a los resultados y graficas se observan que los valores reales estan sobre los valores teoricos, esto es a causa de error sistematico de equipo por realizarse mediciones de trazas que se encuentran en partes por millon haciendo uso del equipo de espectrofotometria de absorcion atomica por flama y error sistematico y humano en el uso de las micropipetas descartables de 3 ml para la preparacion y posterior dilucion con agua hasta 4 L.

Figura 24

Modelo no lineal de la cinética de bioadsorción de plomo, cobre y antimonio con alginato de calcio.



De la figura 23, se observa que la cinética de bioadsorción de Pb, Cu, Sb sobre el alginato, donde se graficaron los valores de cantidad adsorbida q_e ; expresados en mg g^{-1} en función del tiempo a una concentración de 10 ppm para cada elemento metálico. Esto permitió determinar que el tiempo de equilibrio para cada elemento metálico fue 120 minutos, el cual se establece en el momento en que la variación comienza a tornarse constante utilizando los parámetros del experimento N° 24 DOE8.

Figura 25

Modelo lineal para plomo, cobre y antimonio de la cinética de bioadsorción primer orden.

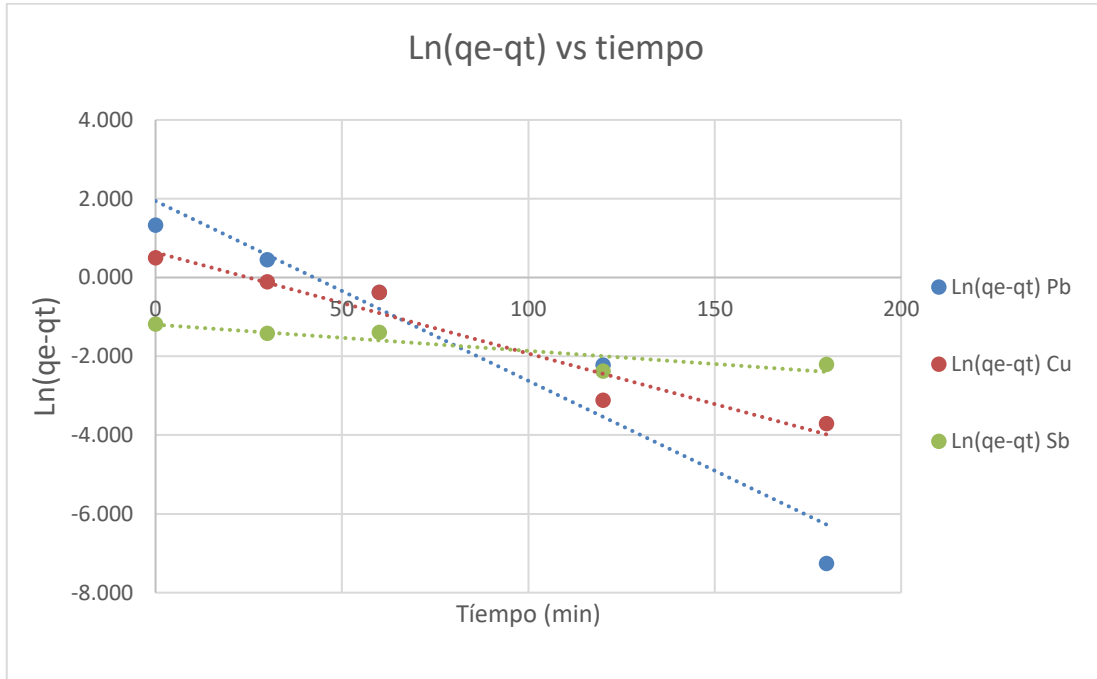


Figura 26

Modelo lineal para plomo, cobre y antimonio en la cinética de segundo orden.

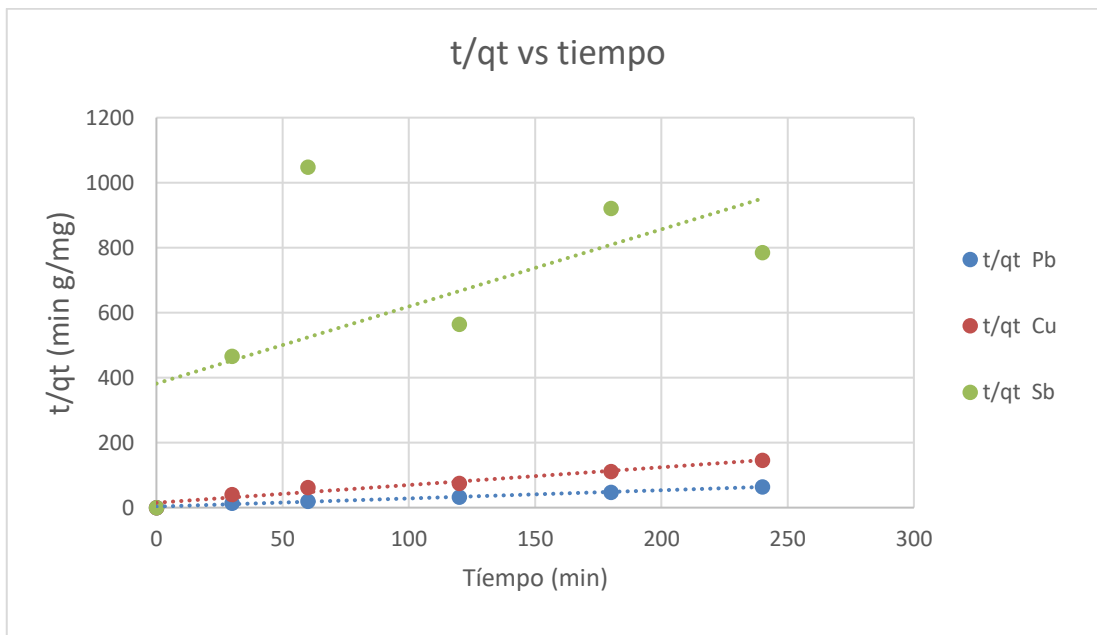


Tabla 12*Parámetros cinéticos de bioadsorción de primer y segundo orden.*

Elemento	DOE	Modelo cinético	Co (ppm)	q _e (mg/g)	k	R ²
Plomo	DOE8	1er orden	11,615	3,765	4,56E-02	0,930
		2do orden	11,615	3,765	2,27E-02	0,992
Cobre	DOE8	1er orden	12,038	1,645	2,57E-02	0,943
		2do orden	12,038	1,645	2,45E-02	0,992
Antimonio	DOE8	1er orden	10,813	0,306	6,70E-03	0,806
		2do orden	10,813	0,306	2,81E-02	0,338

De los resultados en la tabla 12 y graficas 23, 24 y 25 se puede decir que las reacciones de bioadsorción de los metales en alginato de calcio son de pseudo segundo orden para la mayoría de las corridas experimentales, a excepción para algunas de las corridas del elemento antimonio las cuales se aparecen a las de pseudo primer orden.

Se tiene que para la corrida DOE8 donde existe mayor porcentaje de remoción de metales, sus constantes de velocidad son:

$$k_{Pb} = 2.27 \times 10^{-2} \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$$

$$k_{Cu} = 2.45 \times 10^{-2} \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$$

$$k_{Sb} = 6,70 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}.$$

Las unidades de la constante de velocidad varían de acuerdo con el orden de reacción k de primer orden es (min^{-1}) y de segundo orden es ($\text{mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$).

Los valores de regresión lineal (R^2) en los diferentes experimentos para los elementos de plomo y cobre muestran que las líneas de tendencia son mejores para la cinética de bioadsorción de segundo orden y para el elemento antimonio la cinética es de primer orden, en el que existen los coeficientes de correlación de lineal (R^2) mejores para la cinética de bioadsorción de segundo orden.

Para una reacción de primer orden, donde elaboramos una gráfica de $\ln[q_e - q_t]$ contra el tiempo (y contra x), obtenemos una recta con una pendiente igual a $-k$ de acuerdo a la ecuación (05). Por tanto, podemos calcular la constante de adsorción con base en la pendiente de esta figura 24. Para una reacción de segundo orden, donde elaboramos una gráfica de t/q_t contra t da una recta con una pendiente = k de acuerdo a la ecuación (08) Por lo tanto, podemos calcular la constante de rapidez con base en la pendiente de esta figura 25.

5.1.3. Capacidad de bioadsorción

Figura 27

Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo para ion plomo

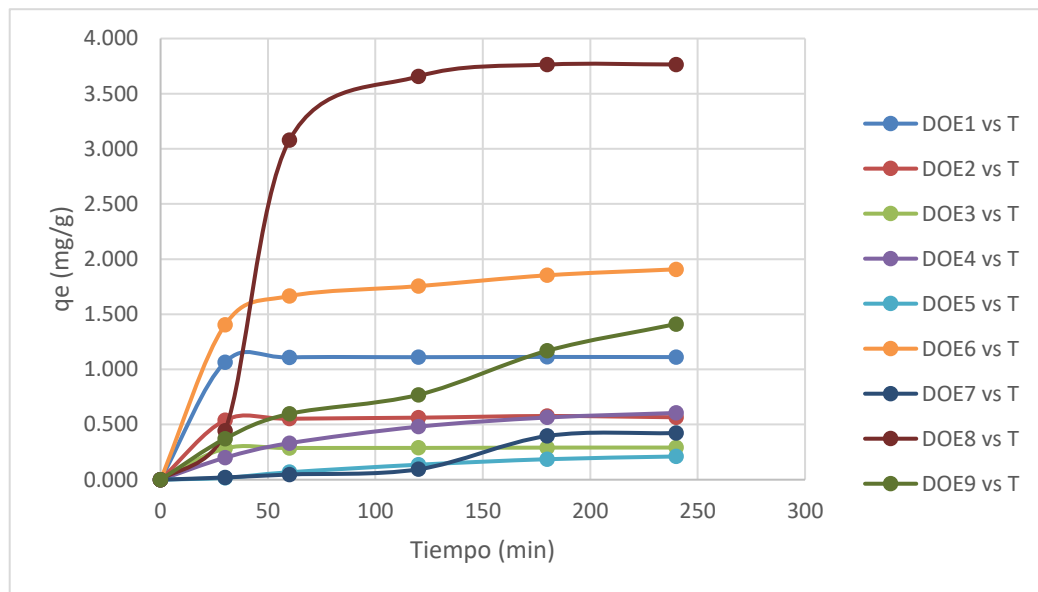


Figura 28

Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo para cobre.

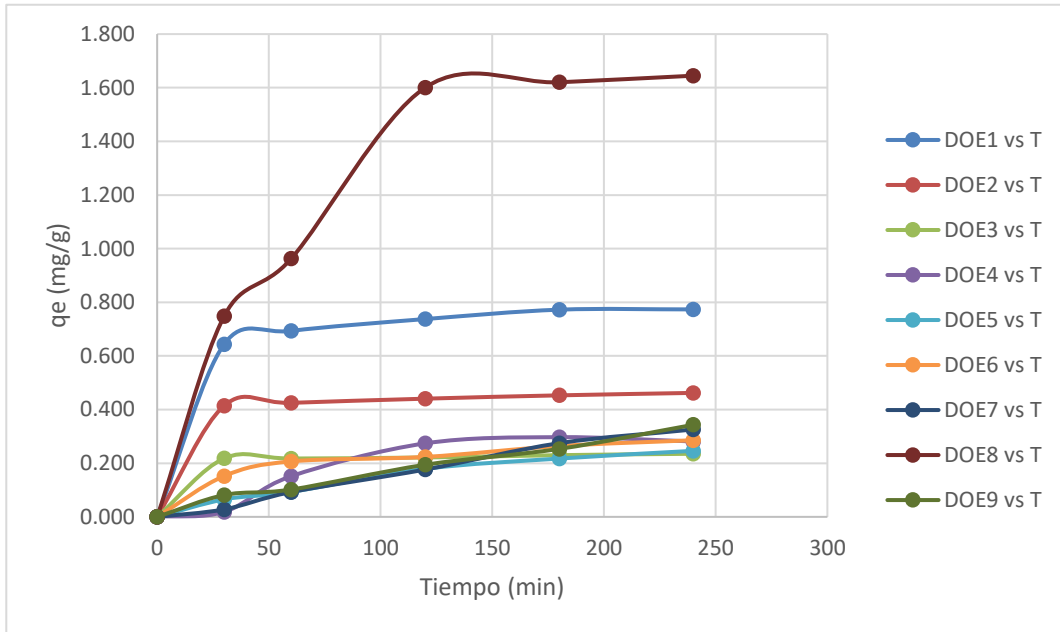
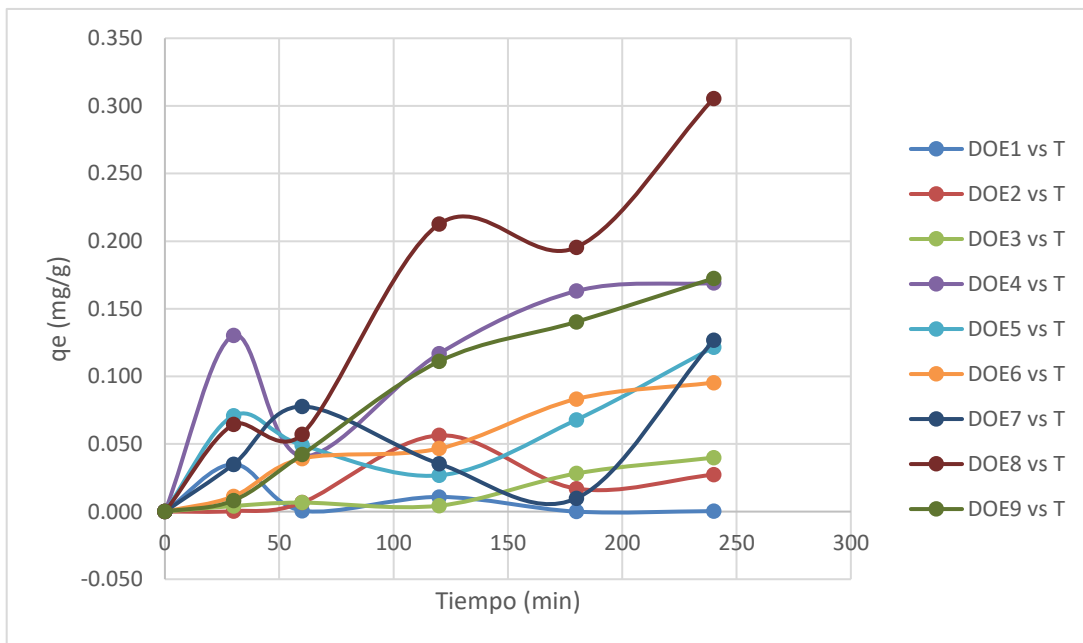


Figura 29

Comportamiento de la capacidad de bioadsorción del alginato en el tiempo para antimonio.



En las figuras 26, 27 y 28, La capacidad de bioadsorción de plomo, cobre y antimonio es usando perlas de alginato de calcio para un tiempo de 240 min y concentraciones de 2 ppm 5 ppm y 10 ppm con diferentes parámetros de caudal, peso de bioadsorbente y cavitación hidrodinámica; con pH y temperatura constante.

El comportamiento de la capacidad de bioadsorción de plomo según la tabla 9 y figura 26 - 28 es mayor para los elementos cobre y antimonio, donde la capacidad en el DOE8 para el plomo llega a 3.77 mg/g para cobre es de 1.65 mg/g y para el antimonio es de 0.31 mg/g.

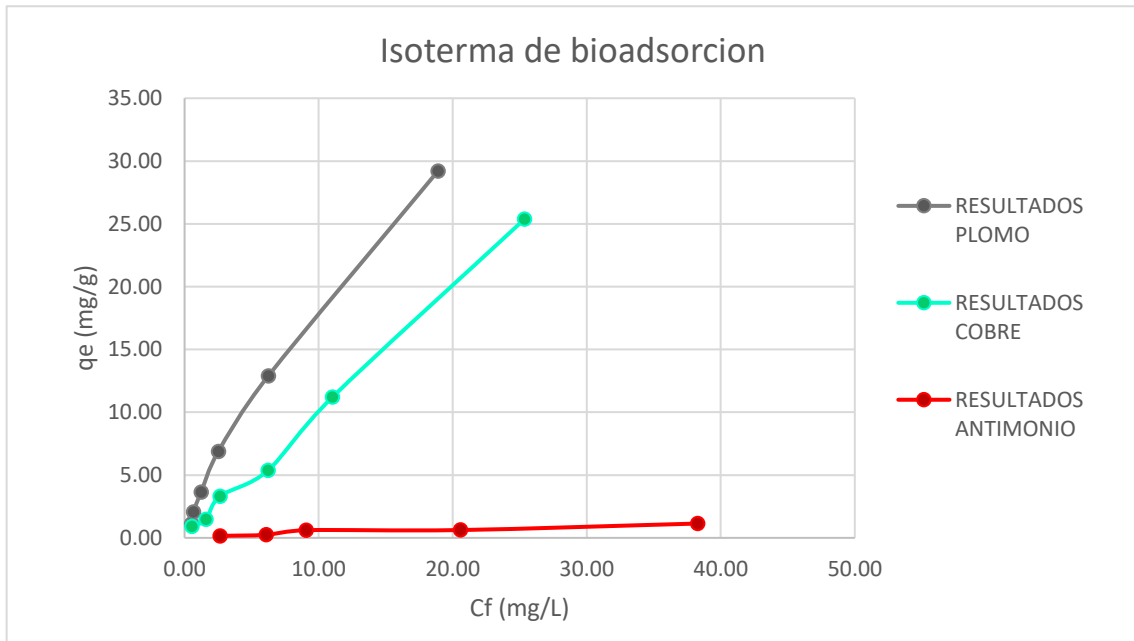
Entonces se tiene que las perlas de alginato tiene mejor afinidad en la capacidad de absorción de metales de la siguiente manera:



5.1.4. Isotermas de bioadsorción

Figura 30

Isotermas de absorción de iones metálicos.



Las isotermas, presentan tendencia a la isoterma de adsorción de Langmuir.

Figura 31

Línea de tendencia de Langmuir para iones metálicos.

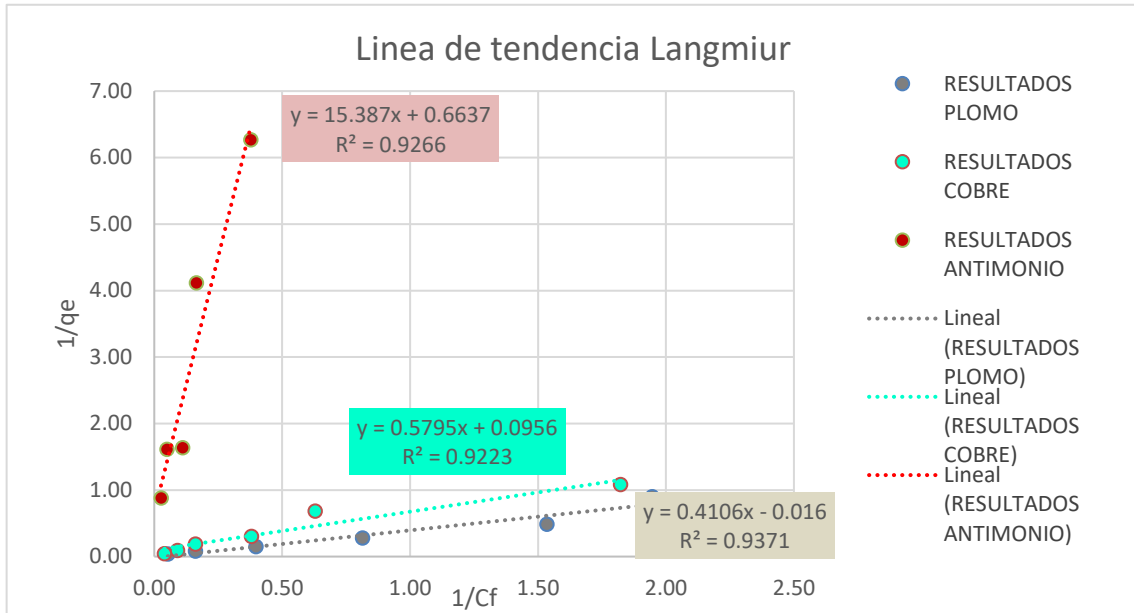


Figura 32

Línea de tendencia de Freundlich para iones metálicos

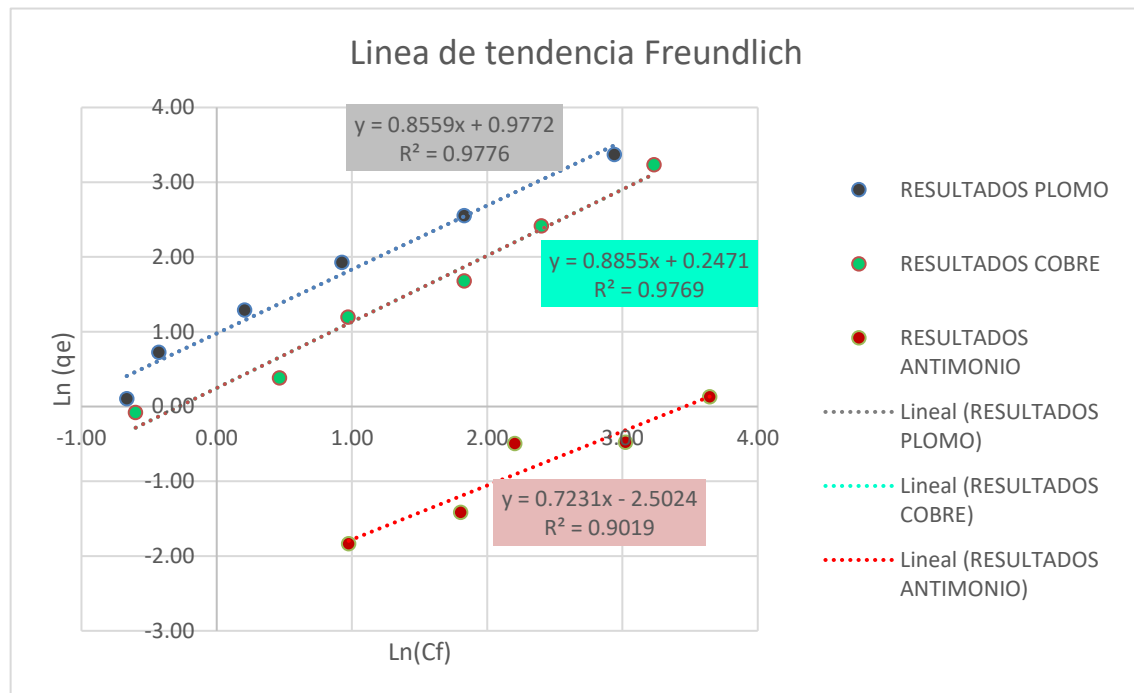


Tabla 13*Parámetros de las isothermas obtenidas de la bioadsorción.*

	Plomo	Cobre	Antimonio
LANGMUIR			
q_{max} (mg/g)	62.500	10.460	1.510
b	0.039	0.165	0.043
r²	0.937	0.922	0.927
FREUNDLICH			
K_f	2.656	0.671	0.2158
n	1.17	1.13	1.38
r²	0.9776	0.9769	0.9019

Los resultados mostrados en los diferentes gráficos para los metales de plomo, cobre y antimonio fueron desarrollados con las siguientes condiciones de parámetros fisicoquímicos: concentración de solución 2, 5, 10, 20, 40 y 100 ppm, masa de bioadsorbente 10 g de perlas de alginato, caudal 5 ml/s, cavitación hidrodinámica (tubo Venturi más flujo de aire máximo) y tiempo de contacto de 240 min.

Existen varios modelos de equilibrio de adsorción para el análisis de los datos, en este caso se emplearon dos modelos de isoterma, el de Langmuir y de Freundlich. La isoterma de Langmuir está relacionado a la afinidad y la adsorción máxima q_{max} y b , este modelo supone que es un proceso de adsorción monocapa en una superficie homogénea donde las perlas del alginato de calcio contienen dos tipos diferentes de puntos de unión de las cadenas poliméricas, así los grupos carboxilos del bloque guluronico están menos disponibles para los iones metálicos, mientras que los grupos carboxílicos del bloque manurómico interacturan de mejor forma con el sorbato.

Según el modelo de Freundlich la masa adsorbida por masa de adsorbente puede expresarse mediante una función de ley de potencia donde K_f puede relacionarse con la cantidad sorbida y “ n ” puede considerarse como una medida de la intensidad de la sorción (Papageorgiou. S, 2006).

En este trabajo el modelo de Langmuir presenta un excelente ajuste para el Pb^{+2} y un buen ajuste para el Cu^{+2} lo que nos indica que para estos metales la adsorción por intercambio de iones en los puntos de unión disponibles, siendo calculados y cuantificados. La isoterma para el ion de Sb^{+3} donde se ve que es mínima la adsorción, así q_{maxSb} de 1.507 mg.g^{-1} y b_{Sb} es de 0.043 esto se puede deber a la mayor afinidad del alginato de calcio por la formación de enlaces del Ca^{+2} y los grupos carboxilo del grupo muramico para los cationes de plomo y cobre así se tiene, q_{maxPb} es 62.50 mg.g^{-1} y el valor de la constante b es b_{Pb} es 0.039 y Q_{maxCu} es 10.46 mg.g^{-1} y b_{Cu} es 0.165 .

El mecanismo de adsorción de metales divalentes en las perlas de alginato está dominado por el intercambio de iones, en el que participan principalmente los grupos carboxilo presentes en la molécula de alginato, y los grupos hidroxilo desempeñan un papel secundario. Debido a las diferencias en la conformación de los bloques poligulurónicos y polimanurónicos, no todos los grupos carboxilos están disponibles, lo que da lugar a diferencias en la capacidad de adsorción, con respecto a diferentes metales. Así se tiene para el antimonio el enlace no existe con los grupos G y M y más la adsorción que existe es más por los enlaces con grupo de hidroxilos, para el plomo y cobre se unen principalmente a los carboxilos de la cadena polimanurónica, mientras que los metales con mayor fuerza de enlace, como el Pb^{2+} , muestran una mayor afinidad, no se ven afectados por el intercambio de cationes con protones en la solución y se adsorben de forma homogénea por todos los grupos carboxilos disponibles tanto en los bloques de poliguluronato como de polimanuronato.

Según los resultados presentados, las perlas de alginato de calcio del alga *macroystis pyrifera* muestran un excelente rendimiento en la adsorción de metales pesados de plomo y cobre. La capacidad de adsorción de metales del material es comparable a la de otros tipos de sorbentes, lo que demuestra que es un material prometedor para el tratamiento de aguas residuales que contienen metales pesados.

5.2. Resultados inferenciales.

5.2.1. Análisis estadístico de porcentaje (%) de remoción de plomo.

Figura 33

Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de plomo.

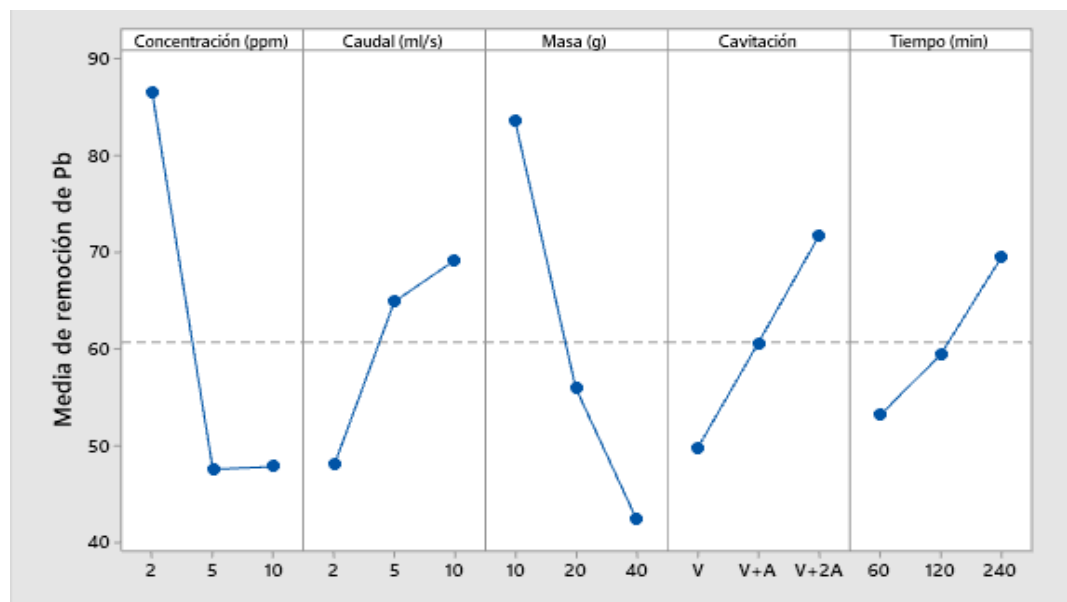


Tabla 14

Respuesta para medias de (%) de remoción de plomo.

Nivel	Concentración de solución (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	86.65	48.03	83.69	49.77	53.19
2	47.62	64.94	56.02	60.64	59.44
3	47.89	69.19	42.45	71.75	69.53
Delta	39.03	21.16	41.24	21.98	16.34
Clasificar	2	4	1	3	5

Los efectos de los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente. Los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que influyen en mayor proporción en la remoción de plomo.

Para llegar a la máxima remoción de plomo en promedio se recomienda utilizar el factor concentración de solución en su nivel más bajo de 2 ppm y el factor masa del bioadsorbente en su nivel más bajo de 10 g y los demás factores en su nivel más alto.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo con la tabla se puede apreciar que la masa del bioadsorbente es el factor más influyente a que se dé la remoción del plomo.

Tabla 15

Análisis de varianza (ANOVA) para plomo.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración de solución (ppm)	2	9080.0	9080.0	4539.99	79.82	0.000
Caudal (ml/s)	2	2255.9	2255.9	1127.96	19.83	0.000
Masa de bioadsorbente (g)	2	7950.8	7950.8	3975.41	69.90	0.000
Cavitación	2	2173.9	2173.9	1086.96	19.11	0.000
Tiempo (min)	2	1224.0	1224.0	612.01	10.76	0.001
Error residual	16	910.0	910.0	56.88		
Total	26	23594.7				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s), masa de bioadsorbente (g), cavitación y el tiempo (min) son estadísticamente significativos.

5.2.2. Análisis estadístico de % de remoción de cobre.

Figura 34

Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de cobre.

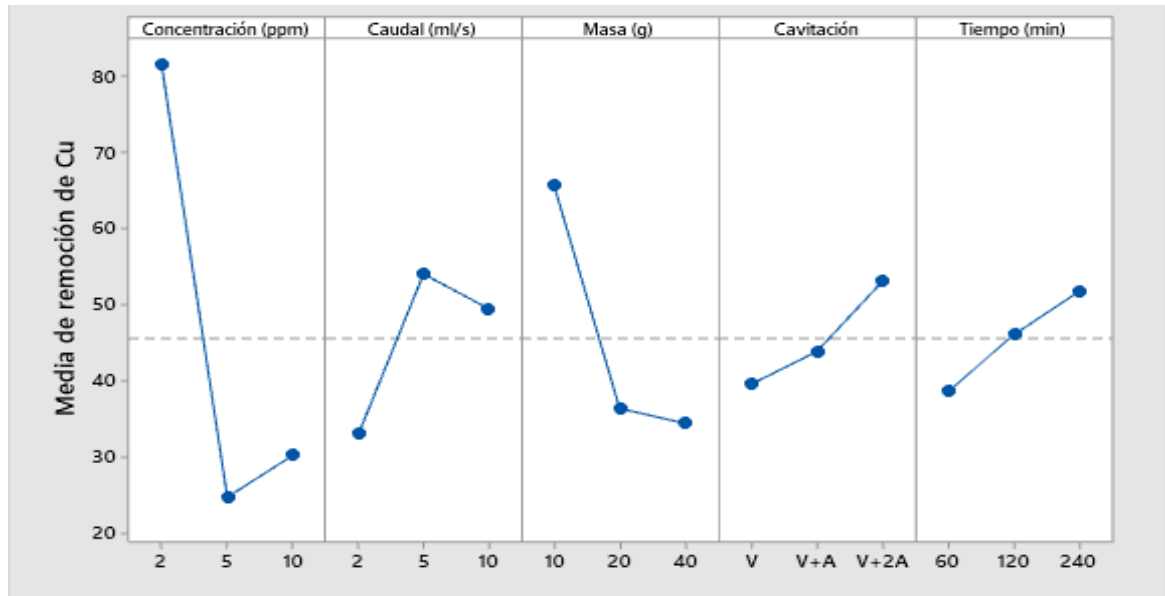


Tabla 16

Respuesta para medias de (%) de remoción de cobre.

Nivel	Concentración de solución (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	81.52	33.05	65.73	39.60	38.68
2	24.80	54.06	36.43	43.90	46.12
3	30.30	49.52	34.47	53.13	51.83
Delta	56.73	21.01	31.26	13.53	13.15
Clasificar	1	3	2	4	5

Los efectos del de los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente. Los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que influyen en mayor proporción en la remoción de Cu.

Para llegar a la máxima remoción de Cu en promedio se recomienda utilizar el factor concentración de solución en su nivel más bajo de 2 ppm y el

factor masa del bioadsorbente en su nivel más bajo de 10 g y los demás factores en su nivel más alto.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo a la tabla se puede apreciar que la concentración de solución es el factor más influyente a que se dé la remoción del Cu.

Tabla 17

Análisis de varianza (ANOVA) para cobre.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración de solución (ppm)	2	17615.1	17615.1	8807.57	291.35	0.000
Caudal (ml/s)	2	2199.2	2199.2	1099.59	36.37	0.000
Masa de bioadsorbente (g)	2	5517.5	5517.5	2758.75	91.26	0.000
Cavitación	2	859.8	859.8	429.88	14.22	0.000
Tiempo (min)	2	782.3	782.3	391.13	12.94	0.000
Error residual	16	483.7	483.7	30.23		
Total	26	27457.6				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s), masa de bioadsorbente (g), cavitación y el tiempo (min) son estadísticamente significativos.

5.2.3. Análisis estadístico de % de remoción de antimonio.

Figura 35

Efectos principales para medias del porcentaje de remoción de antimonio.

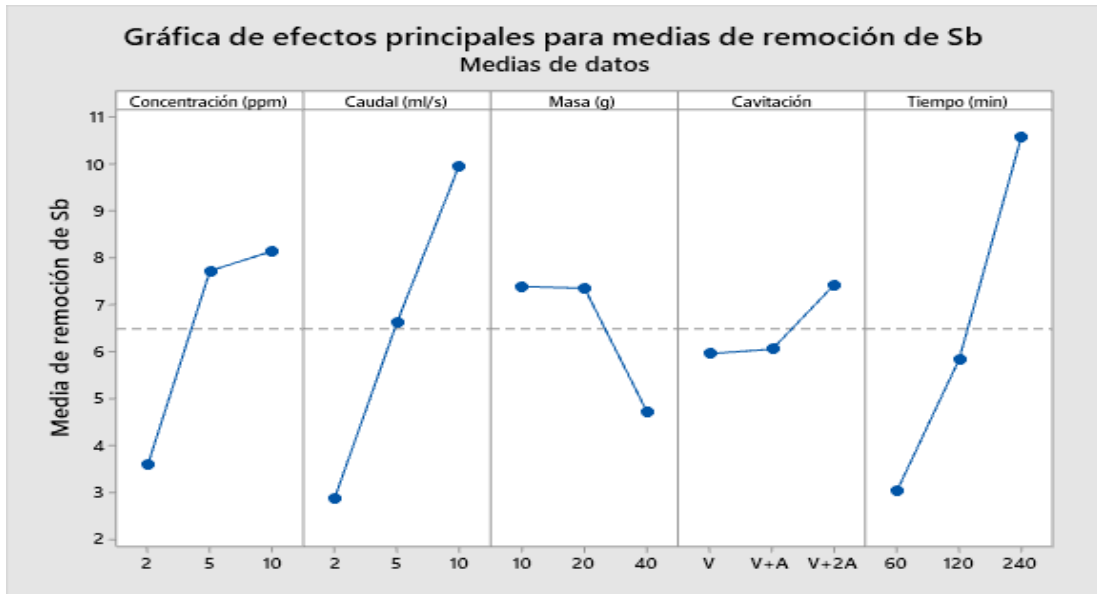


Tabla 18

Respuesta para medias de (%) de remoción de antimonio.

Nivel	Concentración de solución (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa de bioadsorbente (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	3.588	2.878	7.396	5.962	3.037
2	7.727	6.616	7.355	6.059	5.840
3	8.145	9.965	4.709	7.439	10.583
Delta	4.556	7.088	2.687	1.477	7.546
Clasificar	3	2	4	5	1

Los efectos de los factores caudal y tiempo son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente. Los factores caudal y tiempo son los que influyen en mayor proporción en la remoción de Sb. Para llegar a la máxima remoción de Sb en promedio se recomienda utilizar el factor caudal en su nivel más alto de 10 ml/s y el tiempo en su nivel más alto de 240 min.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo a la tabla se puede apreciar que el tiempo es el factor más influyente a que se dé la remoción del Sb.

Tabla 19

Análisis de varianza (ANOVA) para antimonio.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración de solución (ppm)	2	114.18	114.18	57.088	4.72	0.024
Caudal (ml/s)	2	226.28	226.28	113.140	9.36	0.002
Masa de bioadsorbente (g)	2	42.65	42.65	21.327	1.76	0.203
Cavitación	2	12.28	12.28	6.141	0.51	0.611
Tiempo (min)	2	261.92	261.92	130.959	10.83	0.001
Error residual	16	193.43	193.43	12.089		
Total	26	850.74				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s) y el tiempo (min) son estadísticamente significativos.

5.2.4. Análisis estadístico de capacidad de bioadsorción de plomo.

Figura 36

Efectos principales para medias de bioadsorción de plomo.

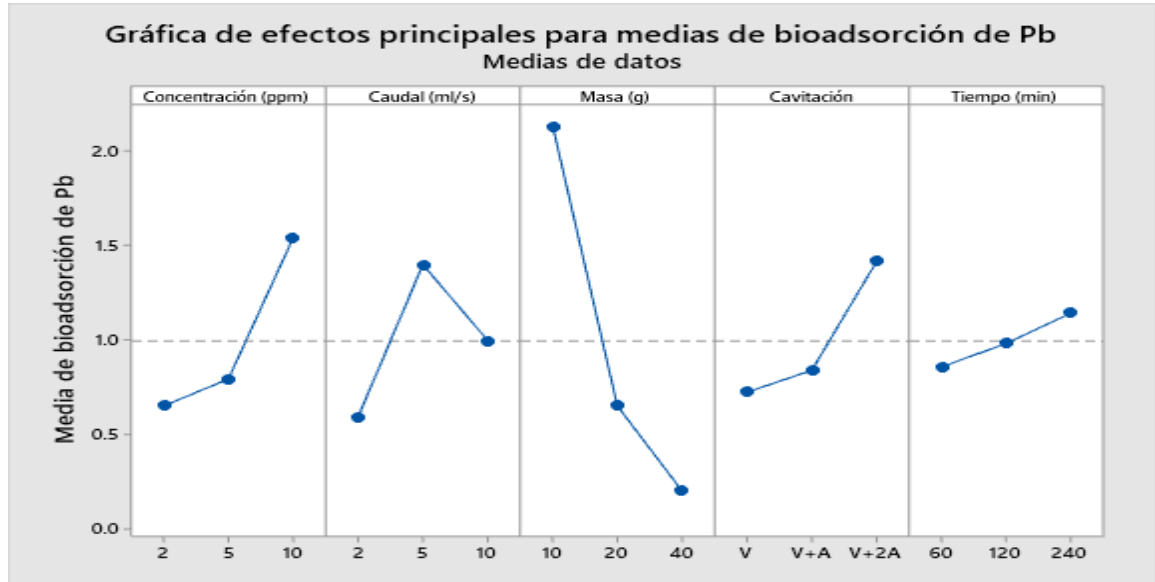


Tabla 20

Respuesta para medias de bioadsorción de plomo.

Nivel	Concentración (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	0.6533	0.5903	2.1288	0.7248	0.8596
2	0.7953	1.3996	0.6529	0.8414	0.9838
3	1.5381	0.9969	0.2051	1.4205	1.1434
Delta	0.8848	0.8093	1.9237	0.6957	0.2839
Clasificar	2	3	1	4	5

Los efectos de los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente.

Los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que influyen en mayor proporción en la remoción de Pb.

Para llegar a la máxima remoción de Pb en promedio se recomienda utilizar el factor concentración de solución en su nivel más alto de 10 ppm y el factor masa del bioadsorbente en su nivel más bajo de 10 g y los demás factores en su nivel más alto.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo con la tabla se puede apreciar que la masa del bioadsorbente es el factor más influyente a que se dé la remoción del Pb.

Tabla 21

Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de plomo.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración (ppm)	2	4.0642	4.0642	2.03211	74.42	0.000
Caudal (ml/s)	2	2.9476	2.9476	1.47382	53.98	0.000
Masa (g)	2	18.2381	18.2381	9.11904	333.97	0.000
Cavitación	2	2.4988	2.4988	1.24939	45.76	0.000
Tiempo (min)	2	0.3645	0.3645	0.18224	6.67	0.008
Error residual	16	0.4369	0.4369	0.02730		
Total	26	28.5501				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s), masa de bioadsorbente (g), cavitación y el tiempo (min) son estadísticamente significativos.

5.2.5. Análisis estadístico de capacidad de bioadsorción de cobre.

Figura 37

Efectos principales para medias de bioadsorción de cobre.

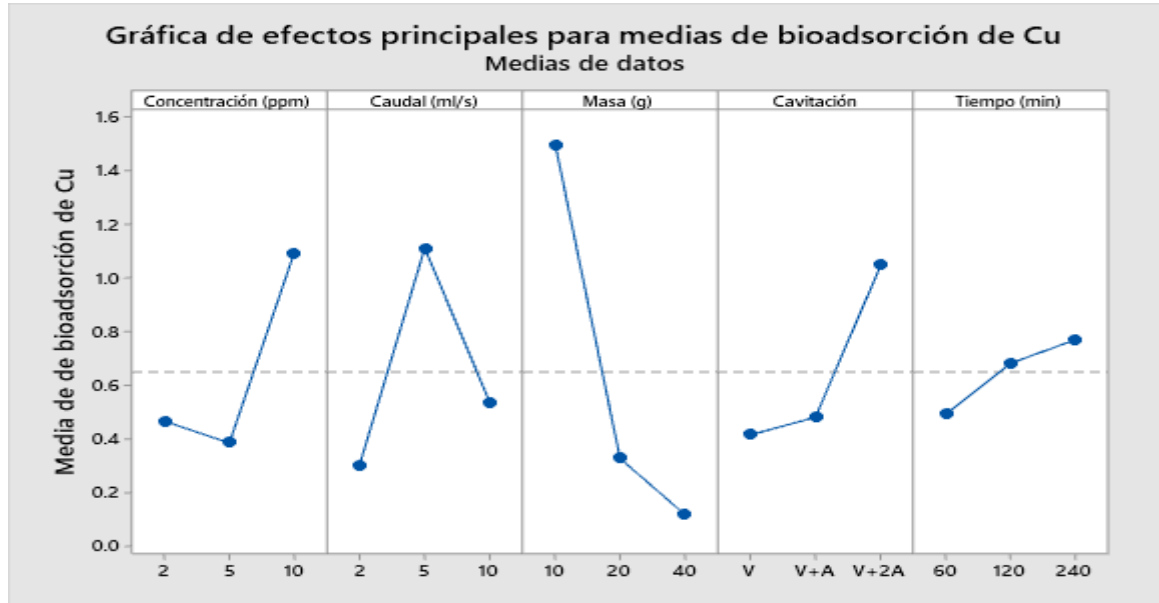


Tabla 22

Respuesta para medias de bioadsorción de cobre.

Nivel	Concentración (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	0.4674	0.3007	1.4984	0.4158	0.4931
2	0.3864	1.1115	0.3289	0.4824	0.6838
3	1.0938	0.5353	0.1202	1.0493	0.7706
Delta	0.7074	0.8108	1.3782	0.6335	0.2775
Clasificar	3	2	1	4	5

Los efectos de los factores caudal y masa del bioadsorbente son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente.

Los factores concentración de solución y masa del bioadsorbente son los que influyen en mayor proporción en la remoción de Cu.

Para llegar a la máxima remoción de Cu en promedio se recomienda utilizar el factor caudal en su nivel medio de 5 ml/s y el factor masa del bioadsorbente en su nivel más bajo de 10 g y los demás factores en su nivel más alto.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo con la tabla se puede apreciar que la masa de bioadsorbente es el factor más influyente a que se dé la remoción del Cu.

Tabla 23

Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de cobre.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración (ppm)	2	2.6980	2.6980	1.34901	21.83	0.000
Caudal (ml/s)	2	3.1335	3.1335	1.56674	25.36	0.000
Masa (g)	2	9.9319	9.9319	4.96597	80.37	0.000
Cavitación	2	2.1815	2.1815	1.09076	17.65	0.000
Tiempo (min)	2	0.3626	0.3626	0.18131	2.93	0.082
Error residual	16	0.9886	0.9886	0.06179		
Total	26	19.2962				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s), masa de bioadsorbente (g) y la cavitación son estadísticamente significativos.

5.2.6. Análisis estadístico capacidad de bioadsorción de antimonio.

Figura 38

Efectos principales para medias de bioadsorción de antimonio.

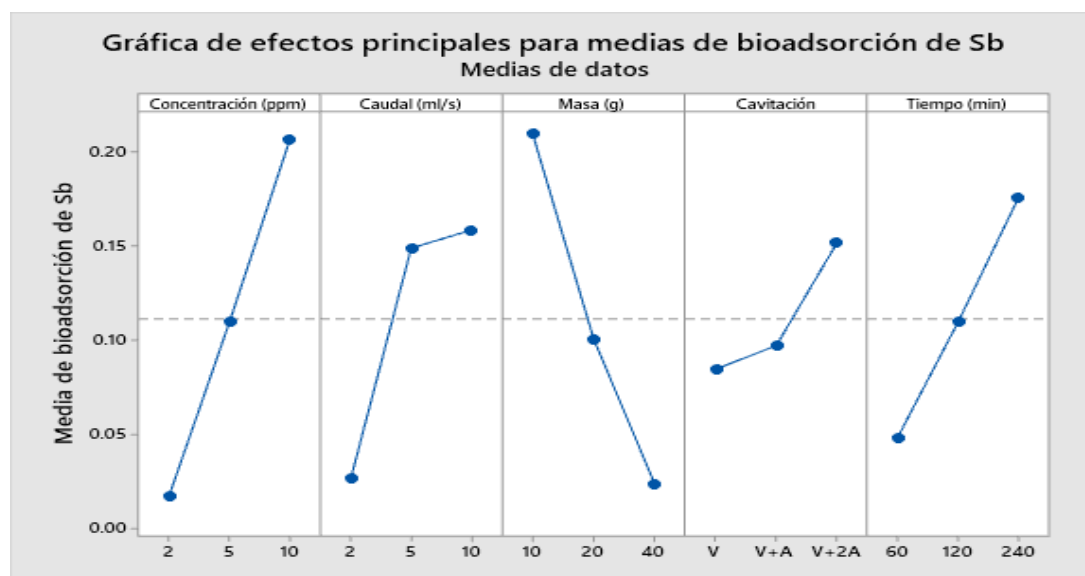


Tabla 24

Respuesta para medias de bioadsorción de antimonio.

Nivel	Concentración (ppm)	Caudal (ml/s)	Masa (g)	Cavitación	Tiempo (min)
1	0.01701	0.02614	0.20973	0.08469	0.04823
2	0.10968	0.14888	0.10059	0.09723	0.10959
3	0.20692	0.15859	0.02329	0.15169	0.17579
Delta	0.18990	0.13245	0.18643	0.06700	0.12756
Clasificar	1	3	2	5	4

Los efectos de los factores concentración de solución y tiempo son los que tienen más efecto sobre la media ya que tienen mayor pendiente.

Los factores concentración de solución y masa de bioadsorbente son los que influyen en mayor proporción en la remoción de Sb.

Para llegar a la máxima remoción de Sb en promedio se recomienda utilizar el factor concentración de solución en su nivel más alto de 10 ppm y la masa de bioadsorbente en su nivel más bajo de 10 g.

En la tabla de respuesta para medias, el Delta es el estadístico de Rango = Valor mayor – Valor menor de cada factor, donde nos clasifica el orden del más significativo al menos significativo, de acuerdo con la tabla se puede apreciar que la concentración de solución es el factor más influyente a que se dé la remoción del Sb.

Tabla 25

Análisis de varianza (ANOVA) de bioadsorción de antimonio.

Fuente	GL	SC Sec.	SC Ajust.	MC Ajust.	F	P
Concentración (ppm)	2	0.16232	0.16232	0.081159	10.63	0.001
Caudal (ml/s)	2	0.09810	0.09810	0.049050	6.43	0.009
Masa (g)	2	0.15793	0.15793	0.078965	10.34	0.001
Cavitación	2	0.02283	0.02283	0.011416	1.50	0.254
Tiempo (min)	2	0.07325	0.07325	0.036626	4.80	0.023
Error residual	16	0.12214	0.12214	0.007634		
Total	26	0.63657				

Valor $p \leq \alpha$: La asociación es estadísticamente significativa.

Valor $p > \alpha$: La asociación no es estadísticamente significativa

En la tabla de ANOVA se puede visualizar que el valor $p <$ nivel de significancia (0.05) resultado que los factores de concentración de solución (ppm), caudal (ml/s), la masa del bioadsorbente (g) y el tiempo (min) son estadísticamente significativos.

5.3. Otro tipo de resultados estadísticos.

Todos los resultados desarrollados en este estudio son mostrados en el ítem anterior.

VI. DISCUSION DE RESULTADOS

6.1. Contrastación y demostración de la hipótesis con los resultados.

De acuerdo con la hipótesis general planteada, y mediante los gráficos de las diferentes curvas para una columna con recirculación se pudo describir el comportamiento del proceso de bioadsorción, determinando su cinética de bioadsorción mediante la constante de velocidad que para el experimento DOE 8 es de $k_{Pb} = 2.27 \times 10^{-2} \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$, $k_{Cu} = 2.45 \times 10^{-2} \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$ y $k_{Sb} = 6.70 \times 10^{-3} \text{ mg.g}^{-1}\text{min}^{-1}$, y la cinética corresponden a un modelo cinético de segundo orden para plomo y cobre, y para el antimonio la cinética es de primer orden. De acuerdo a las isothermas de absorción, donde se determinó la capacidad máxima de bioadsorción desde la isoterma de Langmuir se obtuvo, $q_{\text{maxPb}} = 62.50 \text{ mg.g}^{-1}$ y $b_{Pb} = 0.039$, $q_{\text{maxCu}} = 10.46 \text{ mg.g}^{-1}$ y $b_{Cu} = 0.165$, $q_{\text{maxSb}} = 1.50 \text{ mg.g}^{-1}$ y $b_{Sb} = 0.0432$; lo que indica que la capacidad máxima de bioadsorción y el coeficiente de afinidad para el plomo y cobre son buenas; para la isoterma de Freundlich se determina que cumplen para plomo y cobre.

En el proceso de bioadsorción haciendo uso de la columna de lecho fijo por algas pardas con la incorporación de un sistema de cavitación hidrodinámica, se ha logrado reducir las concentraciones promedio de iones de Pb^{+2} en 69.81%, Cu^{+2} en 51% y Sb^{+3} en 10.58%; y según resultados del diseño experimental el DOE 8 presenta un % de remoción de 92.60 %, 78.07 % y 16.14 % los valores están cercanos para alcanzar el cumplimiento de la normatividad ambiental vigente para metales de plomo y cobre.

Se determinó que la concentración promedio presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP, mediante análisis instrumental de absorción atómica es para $Pb^{+2} = 10.98$ ppm, $Cu^{+2} = 9.81$ ppm y $Sb^{+3} = 1.63$ ppm, llegando a reducirlas hasta 0.76, ppm

2.03 ppm y 1.26 ppm respectivamente. Lo cual indica, que para la normatividad ambiental vigente de acuerdo a los valores máximos admisibles (VMAs), los resultados para el elemento cobre serian satisfactorios por encontrarse por debajo de los VMAs, y respecto a los resultados del elemento plomo aún se encuentran por encima de los VMAs; el antimonio no se encuentra en la lista de elementos de calidad de aguas para los VMAs.

Al seleccionar en forma adecuada los parámetros de operación de la columna de lecho fijo (tiempo, flujo volumétrico, concentración, masa del adsorbente y cavitación hidrodinámica) se logró evaluar que el parámetro de masas del adsorbente y concentración de solución son más influyentes en remoción y bioadsorción de plomo y cobre; y para la remoción y adsorción de antimonio no se debe considerar por ser muy bajo el % de remoción y la capacidad de bioadsorción. Así mismo se llegó a obtener valores óptimos para el tratamiento del agua residual problema donde el experimento N° 24 DOE8 es la más óptima para el tratamiento del agua residual problema aplicando una cavitación hidrodinámica con flujo de aire de nivel 2 acoplado a un tubo tipo venturi y de acuerdo al análisis estadístico es la variable N° 3 en importancia para la remoción de plomo y N° 4 en importancia para el cobre.

Así mismo se demuestra que de las cinco variables de entrada cuatro tienen incidencia en el proceso de bioadsorción. Donde la variable de masa del bioadsorbente es el de mayor importancia y la variable tiempo se comporta como menos influyente.

6.2. Contrastación de los resultados con otros estudios similares.

En el estudio realizado por (Zu, 2006) de los efectos de biosorción de iones de cobre en *Candida Utilis* bajo cavitación a presión negativa, bajo las condiciones óptimas de adsorción de iones de cobre en la levadura, encontraron algunos efectos diferentes entre la adsorción estática la adsorción por agitación y la adsorción por cavitación a presión negativa. Además, demostraron que los resultados con cavitación a presión negativa pueden mejorar la capacidad de

bioadsorción de iones de cobre en la levadura. En el estudio realizado el bioadsorbente que se utilizó no fue biomasa viva a diferencia del estudio de referencia, entonces, la mejora en la remoción y capacidad de bioadsorción se deben a los efectos térmicos y mecánicos donde se reduce la tensión interfacial entre fases inmiscibles, mejora del transporte de masa y calor a través de la frontera, gracias a la convección generada por la turbulencia local, y existe transferencia de los radicales producidos en el centro de la cavidad (interfaz gas – líquido), los resultados obtenidos en las 27 corridas experimentales demostraron que el experimento N° 24 DOE8 es la más óptima para el tratamiento del agua residual problema aplicando una cavitación hidrodinámica con flujo de aire de nivel 2 acoplado a un tubo tipo venturi y de acuerdo al análisis estadístico es la variable N° 3 en importancia para la remoción de plomo y N° 4 en importancia para el cobre.

Estudios similares como el de (Calero, 2012) en la biosorción de cobre con corteza de pino en columna de lecho de fijo donde la investigación se trabajó para un modelo dinámico para bioadsorción del elemento cobre donde señala que llegan a un 100% de cobre retirado para condiciones de 40 mg/L, un caudal de 2 ml/min y una masa de 7.6 g para 250 min; en la investigación desarrollada se obtuvo para el elemento cobre hasta un 78 % de remoción en 240 min para un proceso por lotes con recirculación, lo que nos indica que se puede mejorar optimizando el proceso de bioadsorción.

De los resultados obtenidos de (Lara, 2016) en la adsorción de plomo y cadmio en sistema continuo de lecho fijo sobre residuos de cacao, este presenta una remoción de plomo del 91.32% transcurridas 4.5 horas también para un modelo dinámico; los resultados obtenidos en la presente investigación nos dan un porcentaje de remoción del 92.60% con parámetros de 10 mg/L, 5 ml/s y 10 g de absorbente y cavitación hidrodinámica al máximo nivel. Para un proceso por lotes con recirculación, mejorando a la remoción obtenida con biosorbente de residuos de cacao.

En comparación con los resultados obtenidos por (Barquilla, 2019), del estudio de las algas pardas *Sargassum* sp. y sus productos de extracción de

alginato que utilizaron como biosorbentes para la eliminación de los iones de níquel y cobre de las soluciones acuosas en lotes donde indica que el punto de equilibrio se llegó entre 90 y 360 min con capacidad de bioadsorción de 1.51 mmol/g para cobre, y se ajustó al modelo de Langmuir; de la misma manera en la investigación desarrollada se logra llegar al equilibrio para varias de las corridas experimentales antes de los 120 min. Y también se ajustan a los modelos de Langmuir para los elementos de plomo y cobre. Además, se tiene una capacidad de bioadsorción de 1.65 mg/g de cobre.

De la misma forma según (Ale, 2015), ha estudiado la influencia del pH y la cinética de biosorción de plomo a 20°C en el alga *Ascophyllum nodosum*. Los datos experimentales de cinética de biosorción presentaron mayores coeficientes de correlación para el modelo matemático de pseudo segundo orden. Los parámetros fisicoquímicos: influencia del tamaño de partícula (75 μm - 180 μm y 0 μm - 75 μm). La constante de pseudo segundo orden, $k_2 = 1,0 \times 10^{-4} \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$, para el biosorbente con tamaño de partícula de 75-180 μm aumentó en 20% cuando la granulometría disminuyó a 0-75 μm , mientras que la capacidad de adsorción en el equilibrio, q_{2e} se incrementó de 67.7 a 94.5 mg/g a las mismas condiciones; en la investigación desarrollada se obtuvo la constante cinética de segundo orden es $K_{Pb} = 2.27 \times 10^{-2} \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$ para una granulometría promedio de 3 mm de diámetro de las perlas de alginato.

Los datos obtenidos por (Tapia, 2008), donde obtuvieron perlas de alginato de calcio con micropartículas del alga *Macrosystis Pyrifera*. El pH óptimo para la adsorción del ion Cu (II) se encontró en el intervalo de 4,5 a 5, y los datos sobre la cinética del proceso de adsorción, se ha determinado que el equilibrio se alcanza después de 400 minutos, los datos experimentales de la adsorción lo describió por el modelo de Langmuir y ha determinado que la máxima capacidad de adsorción es $q_{\text{max}} = 14.04 \text{ mg/g}$. El estudio desarrollado hace uso alginato de calcio a partir del alga *Macrosystis Pyrifera*, de igual forma se trabajó en un rango de pH de 5 – 5.5 donde se llega a un equilibrio a los 120 min encontrando el q_{maxCu} es de $10.46 \text{ mg} \cdot \text{g}^{-1}$. Los experimentos son desarrollados con el fin de hacer la construcción de un equipo con filtros empaquetados y que lleguen a saturarse

en un tiempo prolongado.

Los resultados obtenidos para poder contrastar con otros resultados de anteriores investigaciones tendrían que ser con similares cantidades y medidas, los cuales varían por las variables y tres niveles de estudio, lo que queda claro que el bioadsorbente escogido, algas pardas (*macrocystis pyrifera*) es un buen absorbente para plomo y cobre, así mismo la variable de cavitación hidrodinámica optimiza en la remoción de metales.

6.3. Responsabilidad ética de acuerdo con los reglamentos vigentes.

La presente investigación considera dentro de sus principales normas éticas, que se ha desarrollado íntegramente con lo observado en la realidad problemática y está sujeto a los principios éticos establecidos por la Universidad Nacional del Callao.

La información presentada cuenta con el consentimiento del jefe del Departamento de Ingeniería forense de la DIRCRI PNP donde se puede hacer uso de la información para efectos de la investigación. Se cumplieron los criterios éticos de la investigación en el desarrollo de las pruebas experimentales, asimismo el agua residual generada, se almacenó en recipientes de material plástico, de capacidad de 50 L los cuales serán trasladados por terceros para su disposición final.

También se tuvo en cuenta el código de ética de investigación de la Universidad Nacional del Callao, aprobada por resolución del Consejo Universitario N°210–2017-CU. tomando en cuenta los principios como como la objetividad, la transparencia el, compromiso, con el fin de elaborar un buen trabajo de investigación.

CONCLUSIONES

1. Los resultados muestran que la capacidad máxima de bioadsorción es de 62.50 mg/g ,10.46 mg/g y 1.51 mg/g de plomo, cobre y antimonio respectivamente sobre el alginato de calcio, teniendo constantes de velocidad de bioadsorción para el experimento más representativo DOE8, es de segundo orden para plomo $k_{Pb} = 2.27 \times 10^{-2} \text{ mg. g}^{-1} \text{ min}^{-1}$, cobre $k_{Cu} = 2.45 \times 10^{-2} \text{ mg. g}^{-1} \text{ min}^{-1}$ y de primer orden para el antimonio $k_{Sb} = 6,70 \times 10^{-3} \text{ min}^{-1}$.
2. Las concentraciones iniciales promedio de los iones metálicos en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP, fueron de 10.98 mg/L 9,81 mg/L y 1,63 mg/L de Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3} respectivamente.
3. Los parámetros de operación más influyentes en el proceso de bioadsorción de los iones metálicos en la columna de lecho fijo fueron, la masa del bioadsorbente, concentración de solución y cavitación hidrodinámica, alcanzando valores en el experimento N° 24 DOE8 del 92.60 % de Pb, 78.07 % de Cu y 16.14 % de Sb.
4. Se logró reducir la concentración de iones metálicos del agua residual hasta 0.76 mg/L de Pb, 2.03 mg/L de Cu y 1.26 mg/L de Sb^{+3} , cumplimiento la normatividad ambiental vigente de VMA (valores máximos admisibles) para el cobre, el elemento plomo se encuentra aún por encima de los valores y el antimonio no se encuentra en la relación de los VMA.

RECOMENDACIONES

1. Se recomienda incluir otros tipos de lecho fijo de diferentes algas (*Lessonia trabeculata*, *Lessonia nigrescens* entre otras) para llegar a la reducción de la concentración de iones metálicos (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}).
2. Para futuras investigaciones se recomienda realizar el análisis de otros iones metálicos (cadmio, cromo, bario y mercurio) presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística – PNP.
3. Se recomienda evaluar otros parámetros de operación como la temperatura, granulometría de bioadsorbente y el pH en la columna de lecho fijo medir el efecto en la remoción y capacidad de bioadsorción de los iones metálicos.
4. En la preparación de las perlas de alginato de calcio se podría hacer uso de otras sales como el sulfato de calcio, así mismo hacer perlas magnéticas con sulfato de hierro III.
5. Se recomienda hacer pruebas en estado dinámico en la columna de lecho fijo con diferentes parámetros fisicoquímicos como efecto de la altura del lecho, efecto del flujo volumétrico y efecto de la concentración inicial, aplicando los modelos de BDST, Clark, Wolborska.

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- Abdelrahman E. (2019). *Exploitation of Egyptian insecticide cans in the fabrication of Si/Fe nanostructures and their chitosan polymer composites for the removal of Ni (II), Cu (II), and Zn (II) ions from aqueous solutions*. Composites Part B: Engineering, 382-400.
- Aksu Z. (2005). *Removal of copper (II) ions from aqueous solution by biosorption onto agricultural waste sugar beet pulp*. Process Biochem Journal, 3031-3044.
- Ale N. (2015). *Estudio de la cinética de biosorción de plomo (II) en alga ascophyllum nodosum*. Soc Quím Perú. 81(3), 212-223.
- Aloma, I. (2012). *Removal of nickel (II) ions from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse*. Journal Of The Taiwan Institute Of Chemical Engineers, 275-291.
- Anaya-Rodriguez, K. (2017). *Determinacion de metales pesados (plomo y arsenico) y oligoelementos (hierro, cobre y zinc) en hojas de crotolarina longirostrata (chipilin) por el metodo de absorcion atomica*. Tesis, San Salvador, El salvador.
- Arias-Lizarraga, D. (2014). *Remosion de solidos en aguas residuales de la industria harinera de pescado empleando biopolimeros*. Tecnología y Ciencias del Agua, vol. V (3). 115-123
- Arrojo S. (2008). *A theoretical study of hydrodynamic cavitation*. Ultrasonics Sonochemistry, 203-211.
- Avendaño, G. (2013). *Propiedades de los alginatos y aplicaciones en alimentos*. Temas selectos de ingenieria de alimentos, 87-96.
- Ayarza-Leon, J. (2015). *Extracción y caracterización de alginato de sodio procedente*. Tesis, PUCP.
- Barquilha C. (2019). *biosorción de iones de níquel (II) y cobre (II) por Sargassum sp. En la naturaleza y productos de extracción de alginato*. Bioresource Technology Reports, 43-50.
- Barquilha, C. (2017). *Biosorption of nickel (II) and copper (II) ions in batch and fixed-bed columns by free and immobilized marine algae sargassum sp*. Journal of Cleaner Production 58-64.
- Bashir. T.(2011). *The CFD driven optimization of a modified venturi for cavitation activity*. The Canadian Journal of Chemical Engineering, 1366-1375.

- Brown, L. (2004). *Química la ciencia central*. Prentice Hall.
- Byungryl H. (2013). *Calcium and hydrogen effects during sorption of copper onto and alginate based ion exchanger, Batch and fixe bed columns studies*. Chemical Engineering Journal, 51-58.
- Calero M. (2012). *Biosorción de cobre con corteza de pino en columna de lecho fijo, optimizacion de las variables de proceso*. Engineering Theoretical and Applied Chemistry. 175-184.
- Calero M. (2009). *Study of Cr (III) biosorption in a fixed-bed column*. Journal of Hazardous Materials, 886-893.
- Cañizares R. (2000). *Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa*. Revista latinoamericana de microbiología, 131-143.
- Carbajal P. (2018). *Guía para recolección y reconocimiento de macroalgas*. Instituto del Mar del Peru INFORME, 14.
- Carpenter J. (2016). *Hydrodynamic cavitation: an emerging technology for the intensification of various chemical and physical processes in a chemical process industry*. Reviews in Chemical Engineering, 433-470.
- Carro de Diego L. (2012). *Eliminacion de mercurio de efluentes acuosos con materiales de bajo coste: proceso combinado de bioadsorcion - reduccion*.
- Chojnacka, K. (2010). *Biosortion and bioaccumulation - the prospects for practical applications*. Enviroment international, 299-307.
- Chuquillin R. (2016). *Estudio de la Biosorcion de Cd (II) y Pb (II) usando adsorbente Nostoc sphaericum vaucher*. Revista de la sociedad quimica del Perú, 49-60.
- Cuizano N. (2008). *Biosorcion de metales pesado por algas marinas: posible solución a contaminación a bajas concentraciones*, Química y medio ambiente.
- Davendra. (2018). *Heavi metal romoval by fixed columm - A review*. ChemBioEng No. 3, 1-8
- Dindar E. (2016). *An overview of the application of hydrodinamic cavitation for the intensification of wastewater treatment applications*. Innovative Energy & Research.
- Domínguez J. (2018). *Cavitacion hidrodinamica*. Universidad agraria de la Habana.
- Duffus J. (2002). *Heavy metals - A meaningless term. (IUPAC Technical report)*. Pure Appl. Chem, 793-807.
- Enniyaa I. (2018). *Adsorption of hexavalent chromium in aqueous solution on activated carbon prepared from apple peels*. Sustainable chemistry and pharmacy, 9-16.
- Flores K. (2016). *Synthesis of calcium silicates by pechini method and axchanging iones*

- of sodium alginate - calcium chloride*. Boletín de la Sociedad Española de Cerámica y Vidrio Vol 61, 6.
- Fu F. (2011). *Removal of heavy metal ions from wastewaters*. Journal of environment management, 407-418.
- Funami. (2009). *Rheological properties of sodium alginate in aqueous system during gelation in relation to supermolecular structures and Ca²⁺ binding*. Food Hydrocolloids 1746-1755.
- Gandolfo E. (2013). *Validación/calibración de modelos para flujos cavitantes, aplicación al diseño en ingeniería*, Mecánica computacional, 1135-1153.
- Ganesh L. (2014). *Intensified synthesis of biodiesel using hydrodynamic cavitation reactors based on the interesterification of waste cooking oil*. Revista Fuel, 285-292.
- Gao X. (2020). *Adsorption of heavy metal ions by sodium alginate based adsorbent-a review and new perspectives*. International journal of biological macromolecules, 4423-4434.
- Gogate P. (2008). *Cavitational reactors for process intensification of chemical processing applications: A critical review*. Chemical Engineering and Processing, 515-527.
- Gostiša J. (2021). *Ultrason*. Sonochem.
- Gupta V. (2015). *Bioadsorbents for remediation of heavy metals*. Environmental Engineering Research, 1-18.
- Gutierrez L. (2019). *Cavitación Hidrodinámica: un enfoque desde la Ingeniería y la Agroindustria*. Scientia Et Technica, 283-304.
- Ho Y. (1998). *Sorption of dye from aqueous solution by peat*. Chemical engineering journal, 115-124.
- Hossain M. (2014). *Competitive adsorption of metals on cabbage waste from multi-metal*. Bioresource Technology, 79-88.
- Huang Y. (2018). *Preparation of composite aerogels based on sodium alginate, and its application in removal of Pb²⁺ and Cu²⁺ from water*. International journal of biological macromolecules, 741-747.
- Hyunsoo C. (2022). *Remediation of toxic heavy metal contaminated soil by combining a washing ejector based on hydrodynamic cavitation and soil washing process*. Int. J. Environ. Res. Public Health.
- Idris A. (2012). *Synthesis of magnetic alginate beads based on maghemite nanoparticles for Pb (II) removal in aqueous solution*. Journal of Industrial and Engineering

- Chemistry, 1582-1589.
- Ismail I. (2012). *Combined coagulation flocculation pre treatment unit for municipal wastewater*. Journal of advanced research, 331-336.
- Izquierdo M. (2010). *Eliminación de metales pesados en aguas mediante bioadsorción, evaluación de materiales y modelación del proceso*. Universitat de Valencia.
- Jo H. (2012). *Acute toxicity of Ag and CuO nanoparticle suspensions against Daphnia magna: The importance of their dissolved fraction varying with preparation methods*. Journal of hazardous materials, 301-308.
- Karnib M. (2014). *Heavy metals removal using activated carbon, silica and silica activated carbon composite*. Energy procedia, 113-120.
- Knobeloch L. (1994). *Gastrointestinal upsets associated with ingestion of coppercontaminated water contaminated water*. Environmental Health Perspectives, 958-961.
- Kotrba P. (2011). *Microbial Biosorption of metals*. Springer Science+Business Media B.V.
- Kumar K. (2007). *Conceptual design of a novel hydrodynamic cavitation reactor*. Chemical Engineering Science, 2698-2711.
- Lara J. (2016). *Adsorción de plomo y cadmio en sistema continuo*. Ion, 111-122.
- Leon A. (2017). *Capacidad coagulante del alginato de sodio (algas pardas - feofíceas) por método de absorción atómica*. Tesis.
- León J. (2015). *Extracción y caracterización de alginato de sodio procedente del alga parda Macrosystis SP*. Lima.
- Lili Zhao J. (2004). *Absorption of Heavy metals ions by alginate*.
- Liu X. (2013). *Lead exposure results in hearing loss and disruption of the cochlear blood-labyrinth barrier and the protective role of iron supplement*. Neurotoxicology, 173-181.
- Liu Y. (2009). *Fundamentals and applications of biosorption isotherms, kinetics and thermodynamics*. Nova Science Publishers.
- Londoño L. (2016). *Riesgos de los metales pesados en la Salud Humana y animal*. Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial, 145-153.
- Lucaci A. (2020). *Equilibrium and kinetics studies of metal ions biosorption on alginate extracted from marine red algae biomass*. Polymers, 1888.
- Lupo C. (2012). *Microencapsulación con alginato en alimentos. Técnicas y aplicaciones*. Revista Venezolana de Ciencia y Tecnología de Alimentos, 130-151.
- Marín M. (2020). *Biosorbentes: una alternativa para remover contaminantes del agua*.

- Glosa, Revista de Divulgación, 42-43.
- Medellin N. (2017). *Bioadsorción de plomo (II) presente en solución acuosa sobre residuos de fibras naturales procedentes de la industria Ixtlera (agave lenchugill torr y yucca carnerosana (Trel. Mckelvey)*. Revista internacion de contaminacion ambiental.
- Medina J. (2003). *Estudio de la biosorción de cobre Cu (II) por perlas de alginato de calcio*. Tesis.
- Meléndez J. & Gutiérrez, B. (2004). *Guía para el Laboratorio de Fenómenos de Transporte I. Valle de Sartenejas*: Universidad Simón Bolívar.
- Moussout H. (2018). *Critical of linear and nonlinear equations of pseudo first order and pseudo second order kinetic models*. Karbala international Journal of Modern Science, 244-254.
- Nejad Z J. (2018). *Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology*. Environ. Geochem. Health, 927–953.
- Nordberg G. (1998). *Enciclopedia de Seguridad y salud en el trabajo*. En P. Jeanne Mager Stellman, *Enciclopedia de Seguridad y salud en el trabajo* (pág. 5000). Chantal Dufresne, BA.
- Oliveira J. (2003). *Estudio de la biosorción de cobre (II) por perlas de alginato de calcio* . Tesis.
- Pan L. (2019). *Efficient removal of lead and copper ions from water by enhanced strength-toughness alginat*. International journal of biological macromolecules,, 223-229.
- Papageorgiou S. (2006). *Heavy metal sorption by calcium alginate beads from Laminaria digitata*. Journal of Hazardous Materials, 1765-1772.
- Paz U. (2018). *Selección de residuos orgánicos como absorbentes de bajo coste para eliminación de contaminantes en aguas*. Tesis.
- Popoola L. (2019). *Nano-magnetic walnut shell-rice husk for Cd (II) sorption: design and optimization using artificial intelligence and design expert*. Heliyon .
- Rakib M. (2020). *Groundwater salinization and associated co-contamination risk increase severe drinking water Bangladesh*. Chemosphere.
- Repinc S. (2022). *Integral analysis of hydrodynamic cavitation effects on waste activated sludge characteristics, potentially toxic metals, and microorganisms*. Science of the Total Environment.
- Shahzad A. (2017). *Heavy metals removal by EDTA-functionalized chitosan graphene oxide nanocomposites*. RSC advances, 9764-9771.

- Tapia N. (2008.). *Adsorción de cu (II) por perlas de alginato de calcio con partículas de macrosystis pyrifera*. Rev. Per. Quím. Ing. Quím. Vol. 11 N.º 1, Págs. 60-64.
- Tapia N. (2014). *Preparacion de perlas de alginato de calcio con propiedades magneticas y su aplicacion en la absorcion de Cu (II)*. Revista peruana de quimica e ing. quimica, 29-33.
- Taylor J. & Wiesner M. (2002). *Calidad y Tratamiento del Agua. Manual de suministros de Agua Comunitaria*. En J. Taylor, & M. Wiesner, *Calidad y Tratamiento del Agua*. Manual de suministros de Agua Comunitaria (págs. 707-779). McGraw Hill.
- Tejada C. (2017). *Adsorción competitiva de plomo y níquel sobre cascara de Ñame y bagaso de palma en sistema continuo*.
- Tejada T. (2014). *Biosorción de cromo (VI) en aguas usando material lignocelulósico modificado*. Educación en Ingeniería, 86-97.
- Terán R. (2017). *Hydrodynamic cavitation as an efficient pretreatment method for lignocellulosic biomass: A parametric study*. Bioresource Technology, 301-308.
- Valduvina C. (2018). *Romeval of chromium from alkaline wastewater with natural zeolite, in fixed bed adsorption column*.
- Vera L. (2016). *Eliminación de los metales pesados de las aguas residuales de las mineras utilizando el bagazo de caña*. Afinidad LXXIII, 43-49.
- Verdugo J. (2017). *Bioadsorción de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cascara de la mandarina (citrus reticulata)*.
- Vicente J. (2010). *Biodisponibilidad de metales pesados en dos ecosistemas acuáticos de la costa sur atlántica Andaluza afectados por contaminación difusa*. Universidad de Cádiz XXI.
- Villanueva N. (2008). *Adsorción de cu (II) por perlas de alginato de calcio con partículas de macrosystis pyrifera*. Rev. Per. Quím. Ing. Quím. Vol. 11 N.º 1, Págs. 60-64.
- Vincevica-Gaile Z. (2013). *Transfer of metals in food chain: An example with copper and lettuce*. Rigas Tehniskas Universitates Zinatniskie Rakst.
- Vizcaino L. (2014). *Biosorción de Cd, Pb, Zn por biomasa pre tratada de algas rojas, cascara de naranja y tuna*. Ciencia e ingeniería Neogranadina, 43-60.
- Volesky. (2001). *Detoxification of metal-bearing effluents: biosorption for Hydrometallurgy* 59, 203–216.
- Vullo D. (2003). *Microorganismos y metales pesados una interacción en beneficio del medio ambiente*. Revista Química viva, 93-104.
- Worch E. (2012). *Adsorption Technology in Water Treatment*. Berlin/Boston. Hubert &

Co. GmbH & Co. KG, Gottingen.

- Yabur B. (2007). *Alginate from the macroalgae sargassum sinicola as a novel source for microbial immobilization material in wastewater treatment and plant growth promotion.*
- Yang R. (2014). *Thiol-modified cellulose nanofibrous composite membranes for chromium (VI) and lead (II) adsorption.* Polymer, 1167-1176.
- Zertuche P. (1995). *Macroalgas, Guía FAO para la identificación,* 9-82.
- Zhang X. (2021). *Ternary NiFeMnOx compounds for adsorption of antimony and subsequent application in energy storage to avoid secondary pollution. Separation and Purification Technology.*
- Zu Y. (2006). *Biosorption effects of copper ions on Candida Utilis under negative pressure cavitation.* Journal of Environmental Sciences, 1254-1259.

ANEXOS.

ANEXO 1. Matriz de consistencia

TÍTULO: Bioadsorción con cavitación hidrodinámica de iones (Pb^{+2} , Cu^{+2} y Sb^{+3}) en una columna de lecho fijo con algas pardas (*macrocystis pyrifera*)

PROBLEMA GENERAL	OBJETIVOS	HIPÓTESIS	VARIABLES E INDICADORES	OPERACIONALIZACION DE LAS VARIABLES INDEPENDIENTES
<p>Principal ¿Cuál será el grado de reducción de la concentración por bioadsorción con cavitación hidrodinámica de los cationes (Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3}) en una columna de lecho fijo por algas pardas?</p> <p>Problemas Secundarios ¿Cuál será la concentración de los iones de Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3} presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense de la Dirección de Criminalística - PNP?</p> <p>¿De qué manera influirá los diferentes parámetros (pH, flujo volumétrico, concentración, masa del lecho del adsorbente y efecto Venturi) en la remoción de los cationes metálicos por bioadsorción?</p> <p>¿Cuál será la capacidad máxima de bioadsorción según los modelos matemáticos para flujo dinámico</p>	<p>Objetivo General Efectuar la bioadsorción con cavitación hidrodinámica de los cationes (Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3}) en una columna de lecho fijo por algas pardas.</p> <p>Objetivos Específicos Determinar la concentración de los iones de Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3} presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística - PNP</p> <p>Evaluar los parámetros (pH, flujo volumétrico, concentración, masa del lecho del adsorbente y efecto Venturi) en la remoción de los iones por bioadsorción</p> <p>Determinar la capacidad máxima de bioadsorción según los modelos matemáticos para flujo dinámico</p>	<p>Hipótesis General Es viable reducir la concentración de los iones (Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3}) por bioadsorción con cavitación hidrodinámica en una columna de lecho fijo por algas pardas, para ser evacuadas cumpliendo la normatividad ambiental vigente.</p> <p>Hipótesis Específicas Es posible determinar la concentración de los iones de Pb^{+2}, Cu^{+2} y Sb^{+3} presentes en las aguas residuales del Laboratorio de Ingeniería Forense - Dirección de Criminalística - PNP, mediante análisis instrumental de absorción atómica</p> <p>Es factible evaluar los parámetros (pH, flujo volumétrico, concentración, masa del lecho del adsorbente y efecto Venturi) en la remoción de los cationes metálicos por bioadsorción.</p> <p>Mediante las isotermas se determinará la capacidad máxima de bioadsorción</p>	<p>X = Variable Independiente</p> <p>X1: Concentración de la solución X2: Tiempo de contacto X3: Flujo Volumétrico X4: Masa del adsorbente X5: Cavitación hidrodinámica</p> <p>Y=Variable dependiente Y1: Porcentaje de remoción de iones Y2: Capacidad de adsorción</p> <p>indicadores: Cantidad de iones removidos por litro de solución. Cantidad de iones adsorbidos por cantidad de adsorbente.</p>	<p>Concentración de la solución Tiempo de contacto Flujo Volumétrico Masa del adsorbente Cavitación hidrodinámica</p>

ANEXO 2. Recolección de algas pardas de la playa La punta - Callao.



ANEXO 3. Selección entre algas pardas y rojas.



ANEXO 4. Algas pardas recolectadas y trasladadas para su posterior secado y extracción del alginato. 10 kg aprox. de alga húmeda.



ANEXO 5. Alga parda (*Macrosystis pyrifera*) lavada con agua potable.



ANEXO 6. Pre tratamiento del alga se trata con hipoclorito de sodio NaClO 0,5 % (w/w).



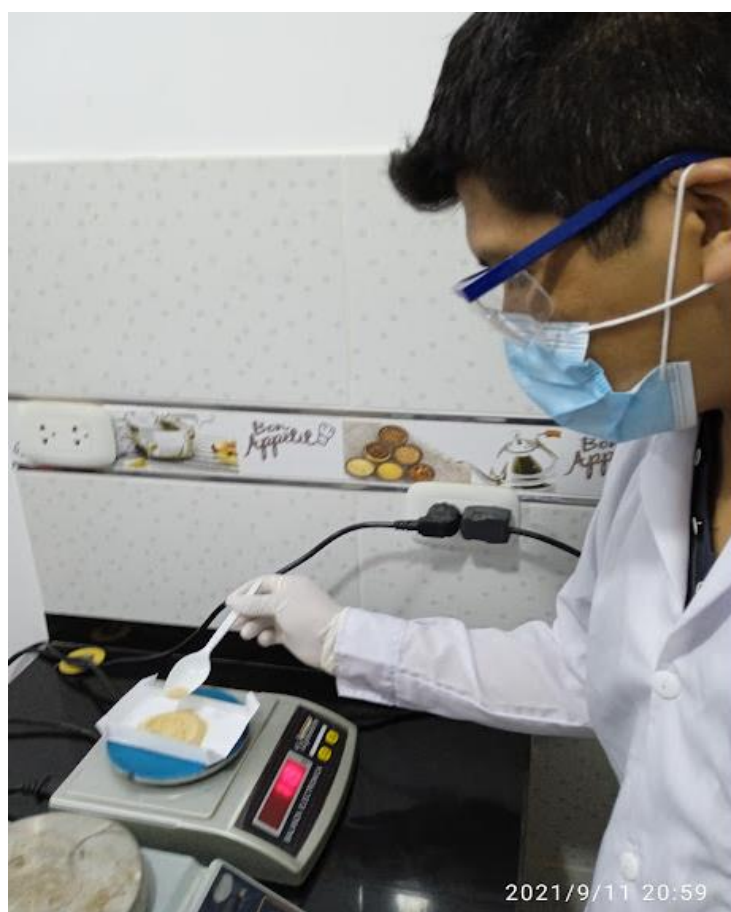
ANEXO 7. Extracción de alginato con Na_2CO_3 , a pH 10, con una concentración aproximada de 0,017 M, se uso de 0,5 g de Na_2CO_3 por cada 10 g de alga húmeda.



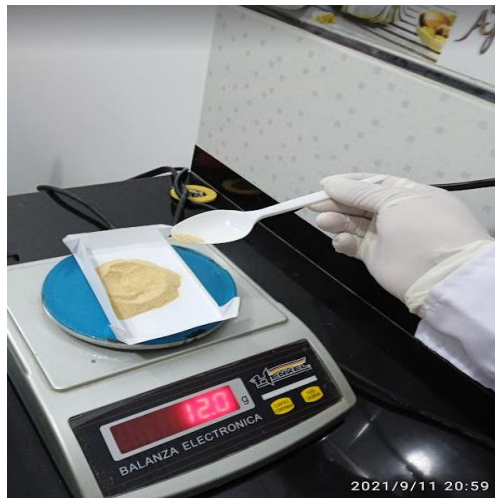
ANEXO 8. El extracto de alginato crudo se aisló por precipitación en 2- propanol, y se purificó por redisolución en medio acuoso con EDTA, seguido de una centrifugación, una filtración y finalmente se secó.



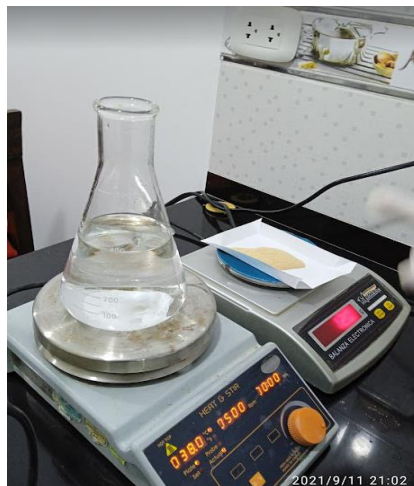
ANEXO 9. Teniendo el alginato de sodio seco en forma de polvo se procede a pesar.



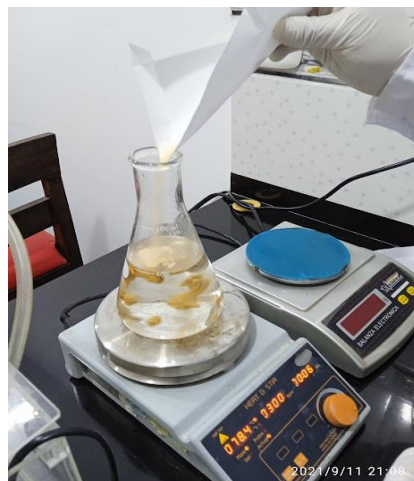
Anexo 10. Pesado de 12 g de alginato.



Anexo 11. Se prepara la solución A (alginato en agua desionizada) en 400 ml de agua se añade el alginato de sodio, el agua tiene que llegar a 80° C para hacer la disolución a una frecuencia de 300RPM hasta su completa disolución en 15 min.



Anexo 12. Proceso de disolución en una plancha de calentamiento con agitación magnética.



Anexo 13. Se realiza la preparación de la solución B (Cloruro de calcio en agua), donde se pesa 23.2 g.



ANEXO 14. Se realiza la disolución del Cloruro de calcio en agua desionizada en 1300 ml, esta se realiza a temperatura ambiente y la agitación manual.



ANEXO 15. La solución A ya completamente homogénea se lleva a refrigeración por 30 min.



ANEXO 16. Formación de perlas de alginato; En agitación de 300 – 1250 RPM y temperatura ambiente 20 °C se deja caer gotas de la solución A desde una altura de 1cm de la superficie de la solución B con ayuda de una pipeta descartable.



ANEXO 17. Formación de perlas en la solución B.



ANEXO 18. Las perlas después de una agitación de 2 h a 1250 RPM se dejaron reposar en 12 - 24 h para su posterior lavado con agua desionizada.



ANEXO 19. Las perlas se filtran y se dejan a temperatura ambiente y a corriente de aire suave.



ANEXO 20. Las perlas húmedas se llevan a una estufa a 60 °C hasta por 12 horas hasta un diámetro de 1.8 – 2.0 mm.



ANEXO 21. Equipo de bioadsorción con cavitación hidrodinámica



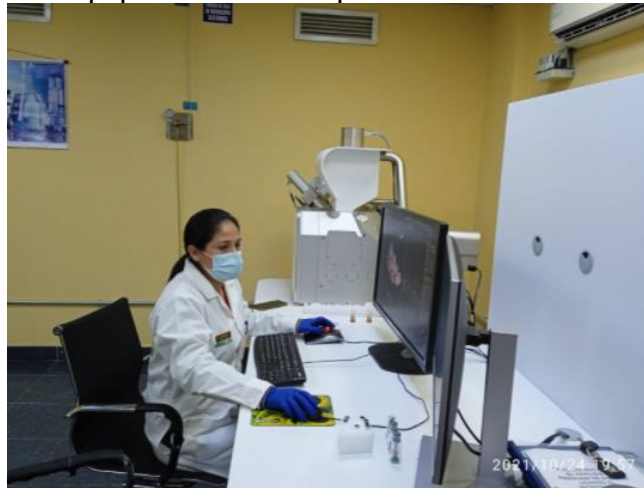
ANEXO 22. Equipo en funcionamiento.



ANEXO 23. Prueba de bioadsorbente en proceso de lotes.



ANEXO 24. Caracterización el alga parda a nivel microscópico y las perlas de alginato mediante el equipo de microscopia electrónica de barrido (MEB). SED



ANEXO 25. Se realiza el análisis semicuantitativo de remoción de iones metálicos absorbidos por las perlas de alginato haciendo uso de detector EDX.



ANEXO 26. Lectura de las muestras colectadas de los diferentes experimentos realizados en el equipo de bioadsorción se realizan en el equipo de Espectroscopia de absorción atómica Perkin Elmer Pinnacle 900T por el método de flama



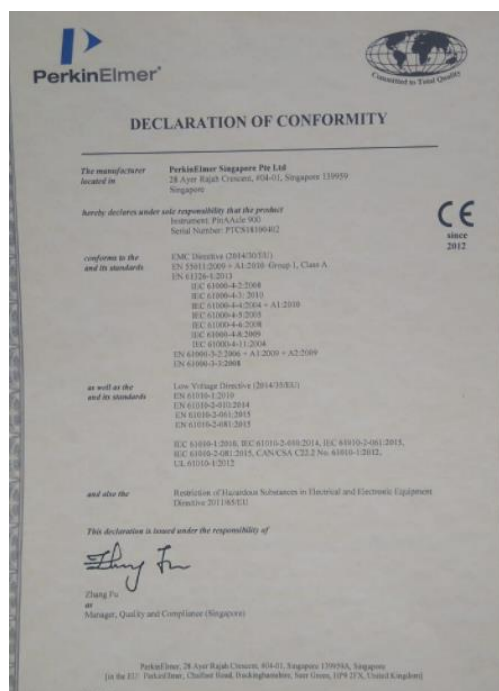
ANEXO 27. Para lecturas de iones metálicos también se utilizó el equipo de espectroscopia de absorción atómica GBC Avanta por el método de flama.



ANEXO 28. Preparación de estándares para cada ion metálico a leer en el equipo EAA.



ANEXO 29. Certificado de conformidad del equipo de EAA Perkin Elmer pinnacle 900T.



ANEXO 30. Certificado de calidad del equipo de EAA.

PerkinElmer		Singapore	
QA - CERTIFICATE			
Product line	AAS	Product	FIAS - 110
Serial No.	100518100911	Lot No.	1002083
WARRANTY	30 MONTHS	START DATE	01/01/2011
WARRANTY	0.00 USD	END DATE	01/01/2014
DETERMINATION	6.2.1.1 (Mn) (P) 1.1.1 (Mn) (M)	PRICE	100
PRODUCT CONFIGURATION			
System No.	1A	Version	1.10
PERFORMANCE VERIFICATION			
Blank (1 Point) (P)	Pass	Blank (1 Point) (M)	Pass
Blank (1 Point) (M)	Pass	Blank (1 Point) (P)	Pass
Recovery (Blank) (M)	Pass	Recovery (Blank) (P)	Pass
Recovery (Blank) (P)	Pass	Recovery (Blank) (M)	Pass
This instrument has been analyzed, signed and tested in the Service Production Unit.			
Printed by:	020200	Signature:	
		Date:	01/01/2011

Anexo 31. Decreto Supremo que aprueba el Reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de aguas residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario

ANEXO N° 2

PARÁMETRO	UNIDAD	SIMBOLOGÍA	VMA PARA DESCARGAS AL SISTEMA DE ALCANTARILLADO
Aluminio	mg/l	Al	10
Arsénico	mg/l	As	0.5
Boro	mg/l	B	4
Cadmio	mg/l	Cd	0.2
Cianuro	mg/l	CN ⁻	1
Cobre	mg/l	Cu	3
Cromo hexavalente	mg/l	Cr ⁺⁶	0.5
Cromo total	mg/l	Cr	10
Manganeso	mg/l	Mn	4
Mercurio	mg/l	Hg	0.02
Niquel	mg/l	Ni	4
Plomo	mg/l	Pb	0.5
Sulfatos	mg/l	SO ₄ ⁻²	1000
Sulfuros	mg/l	S ⁻²	5
Zinc	mg/l	Zn	10
Nitrógeno Amoniacal	mg/l	NH ⁺⁴	80
Potencial Hidrógeno	unidad	pH	6-9
Sólidos Sedimentables	ml/l/h	S.S.	8.5
Temperatura	°C	T	<35

ANEXO 32. Resultados por duplicado del elemento plomo.

Elemento	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb		
Fecha de corrida	02/12/2021	02/12/2021	04/12/2021	04/12/2021	06/12/2021	06/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021		
Concentracion de solucio	2 ppm	2 ppm	2 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm		
Caudal	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s		
Masa de bioadsorbente	10 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g	20 g	40 g		
Cavitacion hidrodinamica	V	V + A	V + A2	V + A2	V	V + A	V + A	V + A2	V	V + A	V + A	V + A	V + A2	V	V + A2	V	V		
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	
0	3,690	0,000	3,720	0,000	3,759	0,000	6,542	0,000	6,977	0,000	6,423	0,000	12,154	0,000	11,615	0,000	13,000	0,000	
30	0,648	1,065	0,640	0,539	0,524	0,283	5,405	0,199	6,784	0,017	2,412	1,404	11,923	0,020	10,349	0,443	10,878	0,371	
60	0,522	1,109	0,561	0,553	0,473	0,288	4,650	0,331	6,204	0,068	1,667	1,665	11,615	0,047	2,817	3,079	9,587	0,597	
120	0,516	1,111	0,506	0,562	0,466	0,288	3,795	0,481	5,423	0,136	1,409	1,755	11,077	0,094	1,167	3,657	8,602	0,770	
180	0,510	1,113	0,419	0,578	0,434	0,291	3,320	0,564	4,852	0,186	1,128	1,853	7,625	0,396	0,861	3,764	6,320	1,169	
240	0,514	1,112	0,485	0,566	0,427	0,292	3,085	0,605	4,570	0,211	0,973	1,908	7,322	0,423	0,859	3,765	4,936	1,411	
Capacidad de retencion (%)	85,854	84,919	87,417	86,016	86,398	87,603	41,990	22,273	78,063	8,861	89,953	33,831	26,254	86,070	86,962	88,641	52,843	34,499	84,851
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	1,109	0,553	0,288	1,111	0,562	0,288	0,481	0,136	1,755	0,094	3,657	0,770	1,112	0,566	0,292	0,605	0,211	1,908	0,423

Elemento	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb	Pb
Fecha de corrida	02/12/2021	02/12/2021	04/12/2021	04/12/2021	06/12/2021	06/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021
Concentracion de solucio	2 ppm	2 ppm	2 ppm	5 ppm	5 ppm	5 ppm	10 ppm	10 ppm	10 ppm
Caudal	2 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	5 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	10 ml/s	2 ml/s	5 ml/s
Masa de bioadsorbente	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g
Cavitacion hidrodinamica	V	V + A	V + A2	V + A2	V	V + A	V + A	V + A2	V
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)
0	3,234	3,287	3,580	6,531	7,050	6,599	11,538	11,615	12,538
30	0,280	0,232	0,151	5,234	7,010	2,574	11,000	5,840	10,873
60	0,099	0,137	0,081	4,506	6,163	1,715	10,166	2,512	9,841
120	0,103	0,171	0,118	3,938	5,413	1,498	9,932	1,480	8,239
180	0,089	0,114	0,066	3,272	4,980	1,153	7,014	0,932	6,308
240	0,071	0,082	0,041	3,018	4,458	1,106	7,578	0,930	5,017
Capacidad de retencion (%)	97,805	97,505	98,855	53,790	58,000	83,240	34,321	91,993	59,986
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	1,107	0,561	0,310	1,230	0,454	0,481	1,386	1,870	0,658

ANEXO 33. Resultados por duplicado del elemento cobre.

Elemento	Cu		Cu		Cu		Cu		Cu		Cu		Cu		Cu		Cu	
Fecha de corrida	02/12/2021		02/12/2021		04/12/2021		04/12/2021		06/12/2021		06/12/2021		08/12/2021		08/12/2021		08/12/2021	
Concentracion de solucio	2 ppm		2 ppm		2 ppm		5 ppm		5 ppm		5 ppm		10 ppm		10 ppm		10 ppm	
Caudal	2 ml/s		5 ml/s		10 ml/s		2 ml/s		5 ml/s		10 ml/s		2 ml/s		5 ml/s		10 ml/s	
Masa de bioadsorbente	10 g		20 g		40 g		20 g		40 g		10 g		40 g		10 g		20 g	
Cavitacion hidrodinamica	V		V + A		V + A2		V + A2		V		V + A		V + A		V + A2		V	
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe
0	2,521	0,000	3,19	0,000	3,131	0,000	6,242	0,000	6,061	0,000	5,766	0,000	11,116	0,000	12,038	0,000	12,669	0,000
30	0,682	0,644	0,823	0,414	0,639	0,218	6,189	0,019	5,689	0,065	4,028	0,152	11,036	0,028	7,761	0,748	11,74	0,081
60	0,54	0,693	0,761	0,425	0,645	0,218	5,809	0,152	5,528	0,093	3,402	0,207	10,852	0,092	6,537	0,963	11,504	0,102
120	0,414	0,737	0,672	0,441	0,602	0,221	5,459	0,274	5,038	0,179	3,211	0,224	10,612	0,176	2,891	1,601	10,45	0,194
180	0,314	0,772	0,601	0,453	0,501	0,230	5,393	0,297	4,819	0,217	2,747	0,264	10,331	0,275	2,779	1,620	9,772	0,253
240	0,311	0,774	0,549	0,462	0,443	0,235	5,439	0,281	4,654	0,246	2,500	0,286	10,185	0,326	2,639	1,645	8,746	0,343
Capacidad de retencion (%)	78,580		76,144		79,400		6,937		8,794		40,999		2,375		45,697		9,196	
	83,578		78,934		80,773		12,544		16,878		44,311		4,534		75,984		17,515	
	87,664		82,790		85,851		12,864		23,214		56,642		8,375		78,078		30,965	
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	0,693		0,425		0,218		0,152		0,093		0,207		0,092		0,963		0,102	
	0,737		0,441		0,221		0,274		0,179		0,224		0,176		1,601		0,194	
	0,774		0,462		0,235		0,281		0,246		0,286		0,326		1,645		0,343	

Elemento	Cu		Cu		Cu		Cu		Cu	
Fecha de corrida	02/12/2021	02/12/2021	04/12/2021	04/12/2021	06/12/2021	06/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	
Masa de bioadsorbente	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g	
Cavitacion hidrodinamica	V	V + A	V + A2	V + A2	V	V + A	V + A	V + A2	V	
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	
0	2,478	2,987	3,095	6,274	5,990	5,562	11,747	11,699	12,427	
30	0,619	0,652	0,558	6,289	5,582	3,721	11,652	6,046	11,601	
60	0,459	0,573	0,566	5,910	5,387	3,232	11,262	4,615	10,247	
120	0,372	0,507	0,515	5,469	5,030	3,105	11,553	2,636	10,037	
180	0,268	0,398	0,425	5,213	4,705	2,575	10,414	2,704	8,909	
240	0,232	0,369	0,336	4,979	4,651	2,305	10,100	2,698	8,312	
Capacidad de retencion (%)	90,638	87,646	89,144	20,641	22,354	58,558	14,021	76,938	33,113	
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	0,786	0,458	0,241	0,453	0,234	0,285	0,576	1,575	0,360	

ANEXO 34. Resultados por duplicado del elemento antimonio.

Elemento	Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		
Fecha de corrida	02/12/2021		02/12/2021		04/12/2021		04/12/2021		06/12/2021		06/12/2021		08/12/2021		08/12/2021		
Concentracion de solucio	2 ppm		2 ppm		2 ppm		5 ppm		5 ppm		5 ppm		10 ppm		10 ppm		
Caudal	2 ml/s		5 ml/s		10 ml/s		2 ml/s		5 ml/s		10 ml/s		2 ml/s		5 ml/s		
Masa de bioadsorbente	10 g		20 g		40 g		20 g		40 g		10 g		40 g		20 g		
Cavitacion hidrodinamica	V		V + A		V + A2		V + A2		V		V + A		V + A		V + A2		
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	Conc. (ppm)	qe	
0	3,110	0,000	4,136	0,000	3,108	0,000	5,243	0,000	6,775	0,000	5,907	0,000	9,797	0,000	10,813	0,000	10,370
30	3,010	0,035	4,134	0,000	3,061	0,004	4,871	0,130	6,370	0,071	5,778	0,011	9,697	0,035	10,445	0,064	10,276
60	3,108	0,001	4,098	0,007	3,032	0,007	5,126	0,041	6,494	0,049	5,459	0,039	9,575	0,078	10,486	0,057	9,888
120	3,079	0,011	3,814	0,056	3,058	0,004	4,909	0,117	6,622	0,027	5,374	0,047	9,696	0,035	9,598	0,213	9,100
180	3,110	0,000	4,039	0,017	2,786	0,028	4,777	0,163	6,387	0,068	4,955	0,083	9,769	0,010	9,696	0,195	8,766
240	3,109	0,000	3,980	0,027	2,652	0,040	4,760	0,169	6,080	0,122	4,817	0,095	9,435	0,127	9,067	0,306	8,399
Capacidad de retencion (%)	0,064	0,919	2,445	2,232	4,148	7,584	2,266	3,024	4,648	0,997	7,785	1,609	6,370	2,258	9,023	1,031	11,236
	0,032	3,772	14,672	9,212	10,258	18,453	3,695	16,147	19,007	0,001	0,007	0,007	0,041	0,049	0,039	0,078	0,057
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	0,011	0,056	0,004	0,117	0,027	0,047	0,035	0,213	0,111	0,000	0,027	0,040	0,169	0,122	0,095	0,127	0,306
Elemento	Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		Sb		
Fecha de corrida	02/12/2021	02/12/2021	04/12/2021	04/12/2021	06/12/2021	06/12/2021	08/12/2021	08/12/2021	08/12/2021								
Masa de bioadsorbente	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g	10 g	20 g	40 g								
Cavitacion hidrodinamica	V	V + A	V + A2	V + A2	V	V + A	V + A	V + A2	V								
Tiempo (min)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)	Conc. (ppm)							
0	3,130	4,098	3,108	5,343	6,675	5,877	9,897	10,819	10,370								
30	3,010	4,065	3,061	4,871	6,370	5,778	9,697	10,445	10,276								
60	3,108	4,032	3,032	5,126	6,494	5,459	9,575	10,486	9,888								
120	3,079	3,814	3,058	4,909	6,622	5,374	9,996	9,598	9,100								
180	3,110	4,039	2,786	4,777	6,387	4,955	9,769	9,696	8,766								
240	3,095	3,960	2,652	4,769	6,061	4,820	9,425	9,061	8,299								
Capacidad de retencion (%)	1,118	3,367	14,672	10,743	9,199	17,985	4,769	16,249	19,971								
Capacidad de bioadsorcion (mg/g)	0,012	0,024	0,040	0,201	0,107	0,092	0,165	0,308	0,181								