

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA

SEDE CUENCA

CARRERA DE INGENIERÍA EN

BIOTECNOLOGÍA DE LOS RECURSOS NATURALES

TRABAJO DE TITULACIÓN PREVIO A LA
OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERA EN
BIOTECNOLOGÍA DE LOS RECURSOS
NATURALES

TRABAJO EXPERIMENTAL:

**COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE METALES
PESADOS MEDIANTE EL USO DE MARLO DE MAÍZ (*Zea mays*) EN AGUAS
CONTAMINADAS**

AUTORA:

PINTADO PALTÁN KATHERINE ESTEFANÍA

TUTOR:

ING. PABLO ARÉVALO MOSCOSO, Ph.D

CUENCA – ECUADOR

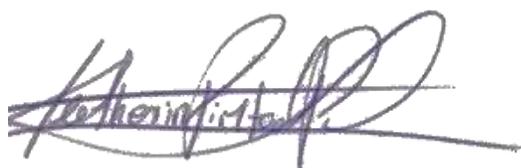
2018

CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

Yo, Katherine Estefanía Pintado Paltán, con el documento de identificación N° 0104881370 manifiesto mi voluntad y cedo a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que soy autora del trabajo de titulación: **COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE METALES PESADOS MEDIANTE EL USO DE MARLO DE MAÍZ (*Zea mays*) EN AGUAS CONTAMINADAS**, mismo que ha sido desarrollado para optar por el título de: *Ingeniera en Biotecnología de los Recursos Naturales*, en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente.

En la aplicación a lo determinado en la Ley de Propiedad Intelectual, en mi condición de autora me reservo de los derechos morales de la obra antes citada. En concordancia, suscribo este documento en el momento que hago entrega del trabajo final formato impreso y digital a la Biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, Octubre del 2018



Katherine Estefanía Pintado Paltán

C.I 0104881370.

CERTIFICACIÓN

Yo, Pablo Wilson Arévalo Moscoso, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación: **COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE METALES PESADOS MEDIANTE EL USO DE MARLO DE MAÍZ (*Zea mays*) EN AGUAS CONTAMINADAS**, realizado por Katherine Estefanía Pintado Paltán, obteniendo un *Trabajo Experimental* que cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, Octubre del 2018



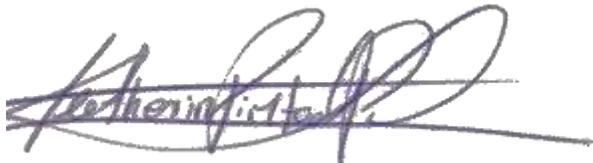
Pablo Wilson Arevalo Moscoso PhD.

C.I 010215697

DECLARATORIA DE RESPONSABILIDAD

Yo, Katherine Estefanía Pintado Paltán, con el número de cédula 0104881370 autora del trabajo de titulación: **COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE METALES PESADOS MEDIANTE EL USO DE MARLO DE MAÍZ (*Zea mays*) EN AGUAS CONTAMINADAS**, certifico que el total contenido del *Trabajo Experimental* es de mi exclusiva responsabilidad y autoría.

Cuenca, Octubre del 2018

A handwritten signature in dark ink, appearing to read 'Katherine Estefanía Pintado Paltán', written over a horizontal line.

Katherine Estefanía Pintado Paltán

C.I 0104881370

DEDICATORIA

A Dios por darme valentía y constancia en cada uno de mis pasos, superando así los obstáculos que la vida me ha presentado. A mis padres por darme el apoyo constante y su sacrificio durante todos estos años de estudio, confiando en la capacidad que tengo para lograr mis metas, aún más a mis hermanas por impulsarme y brindarme el apoyo en los momentos más difíciles. Y de manera especial a Pablo Urgiles, que estuvo de forma incondicional, brindándome su conocimiento hasta la culminación de este trabajo de titulación.

AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios por darme fuerza, valentía y paciencia para cumplir mis metas, a mis padres por sus consejos sabios, su sacrificio, apoyo moral y por enseñarme el valor que tiene cada esfuerzo, haciendo de mí una mejor persona, creciendo tanto en la vida profesional como personal; a mis hermanas por ser mi pilar y apoyo constante en todas las decisiones que he tomado. A mis compañeros y amigos que me brindaron sus conocimientos y compartieron muchos momentos, que marcaron mi vida, no solo en la parte académica. A cada uno de mis docentes por brindarme sus experiencias, conocimientos y confianza durante todo el periodo académico. Además agradezco a todas las personas que estuvieron a mi lado en el transcurso de esta aventura ya que con sus palabras de aliento, me impulsaron a lograr este objetivo con éxito. Y por último, pero no menos importante a mi tutor de tesis Ph.D. Pablo Arévalo, quien fue mi guía durante todo el proceso de éste trabajo de investigación.

RESUMEN

En la actualidad se ha visto la necesidad de buscar nuevas alternativas naturales para la remoción de contaminantes presentes en el agua, mediante residuos orgánicos, con el fin de reducir los efectos que generan estas sustancias sobre el medio ambiente al no tener un tratamiento adecuado.

El objetivo de la presente investigación es determinar la capacidad que tiene el marlo de maíz para la biosorción y desorción de metales pesados como son el cromo (Cr) y plomo (Pb) presentes en el agua. Primero se realizó la caracterización del biosorbente natural, donde se obtuvo un intercambio catiónico de 84,095 meq/g, un potencial zeta de -14 y -43,3 mV y una estructura lignocelulítica con una superficie laminar masosa. Posterior a ello se determinaron las condiciones adecuadas para el proceso de remoción, siendo el pH óptimo 4,31 para Pb y 4,19 para Cr en un sistema tipo batch durante dos horas.

En cuanto a la cinética se pudo evidenciar mediante un modelo matemático que el tiempo de contacto óptimo varia ya que mientras menos concentrado se encuentre el metal en la solución va a necesitar menos tiempo de remoción. Además el modelo cinético Pseudo de segundo orden fue el que mejor se ajustó para los dos metales. Con relación a la isoterma de Langmuir y Freundlich tanto para el Cr como para el Pb dieron a conocer que éstos tienen una alta afinidad con el biosorbente. Finalmente se realizó el proceso de desorción con HCl y NaOH para la reutilización del marlo de maíz en condiciones óptimas, teniendo un porcentaje de remoción de metales mayor al 80%, con los dos tratamientos.

Palabras claves: Biosorción, desorción, residuo orgánico, marlo de maíz, cinética, isoterma, metales pesados.

ABSTRACT

Currently, it has been necessary to seek new natural alternatives that allow the extraction of pollutants dissolved in the water using organic waste. In order to reduce the effects generated by these substances on the environment due to the lack of an adequate treatment.

The objective of the present research is to determine the capacity of corncob for the biosorption and desorption of heavy metals such as chromium (Cr) and lead (Pb) dissolved in water. First, the characterization of the natural biosorbent was done obtaining a cation exchange of 84.095 meq / g, a zeta potential of -14 and -43.3 mV and a lignocellulite structure with a doughy laminar surface. After that, it had determined the appropriate conditions for removal process stablishing an optimum pH of 4.31 for Pb and 4.19 for Cr in a batch system during two hours.

Regarding to kinetics, it was possible to prove through a mathematical model that the optimal contact time varies depending of metal's concentration, inasmuch as the less concentrated is the metal in the solution, less time it takes to remove it. In addition, pseudo-second-order (PSO) kinetic model was the best that fitted for the two metals. In relation to the isotherm of Langmuir and Freundlich for both Cr and Pb, they indicated that the two metals have a high affinity with the biosorbent. Finally, for the reuse of corncob, was carried out the desorption process with HCl and NaOH under optimum conditions, achieved a percentage of metal removal greater than 80% with the two treatments.

keywords: Biosorption, desorption, organic waste, corncob, kinetics, isotherm, heavy metals.

ÍNDICE DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1.....	1
ANTECEDENTES	1
1.1 INTRODUCCIÓN	1
1.2 PLANTEAMIENTO DE LA PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN.	2
1.3 FORMULACIÓN DE PREGUNTA(S) DE INVESTIGACIÓN	4
1.4. JUSTIFICACIÓN	4
1.5 LIMITACIONES	6
1.6 OBJETIVOS	6
1.6.1 Objetivo general.....	6
1.6.2 Objetivos específicos	7
1.7. HIPÓTESIS.....	7
CAPÍTULO 2.....	8
2.1 MARCO REFERENCIAL.....	8
2.2 MARCO CONCEPTUAL	12
2.3 MARCO TEÓRICO.....	16
2.3.1 Residuos sólidos.....	16
2.3.1.1 Tipos de residuos según su origen	17
2.3.1.2 La jerarquía para la gestión de residuos.....	19
2.3.1.3 Residuos en el Ecuador	20
2.3.2 Cultivo de maíz	20
2.3.2.1 Clasificación taxonómica del cultivo de maíz	21
2.3.2.2 La planta de maíz tiene las siguientes características botánicas	21
2.3.2.3 Grupos funcionales del marlo de maíz.....	22
2.3.2.4 Requerimientos externos para el desarrollo del cultivo de maíz	23
2.3.2.5 Tipos de cultivos de maíz	24
2.3.3 Contaminación por metales pesados y problemática ambiental	25
2.3.3.1 Metales pesados	25
2.3.3.1.1 Cromo (Cr).....	26
2.3.3.1.2 Plomo (Pb)	28
2.3.4 Tipos de tratamientos para el agua contaminada	29
2.3.4.1 Tratamientos físicos- químicos	29
2.3.4.2 Biosorción	32
2.3.4.2.1 El mecanismo del proceso de biosorción.....	32
2.3.4.2.2 Tipos de biosorbentes naturales	33

2.3.4.2.3 Parámetros que influyen en el proceso de biosorción.....	34
2.3.4.2.4 Caracterización del biosorbente.....	36
2.3.4.2.5 Capacidad de sorción.....	39
2.3.4.2.5.1 Cinética del proceso de biosorción.....	39
2.3.4.2.5.2 Isotermas del proceso de biosorción.....	42
2.3.4.2.6. Herramientas para el proceso de biosorción.....	44
2.3.4.2.7 Desorción.....	45
CAPÍTULO 3.....	46
3.1 NIVEL DE INVESTIGACIÓN.....	46
3.1.1 Tipo y diseño de investigación.....	46
3.2 POBLACIÓN Y MUESTRA.....	46
3.3 VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN.....	47
3.4. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA LA RECOLECCIÓN DE DATOS.....	50
3.5 TÉCNICAS DE PROCESAMIENTO DE DATOS.....	50
3.6. PROCEDIMIENTO.....	50
3.6.1 Fase 1 Caracterización.....	50
3.6.1.1 Determinación de las características físico-químicas del biosorbente.....	52
3.6.2 Fase 2 Laboratorio.....	59
3.6.2.1 Determinar el pH óptimo a través de pruebas de laboratorio para el proceso de biosorción de Pb y Cr.....	59
3.6.2.3 Determinar la cinética de biosorción del marlo de maíz mediante pruebas de laboratorio estableciendo el tiempo de contacto.....	60
3.6.2.4 Evaluar las isotermas con los factores óptimos a través de pruebas de laboratorio determinando la capacidad de biosorción.....	60
3.6.2.5 Evidenciar la capacidad de desorción del biosorbente mediante pruebas de laboratorio para su reutilización.....	61
CAPÍTULO 4.....	62
4.1 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	62
4.1.1 Fase 1 Caracterización del biosorbente.....	62
4.1.1.1 Pruebas granulométricas.....	62
4.1.1.2 Determinación de las propiedades físico-químicas del marlo de maíz.....	63
4.1.2 Fase 2: Pruebas de laboratorio.....	70
4.1.2.1 Determinación del pH óptimo a través de pruebas de laboratorio para el proceso de biosorción de Pb y Cr.....	70
4.1.2.2 Determinación de la cinética de biosorción del marlo de maíz mediante pruebas de laboratorio estableciendo el tiempo de contacto.....	79

4.1.2.3 Evaluación de las isothermas con los factores óptimos a través de pruebas de laboratorio determinando la capacidad de biosorción.	91
4.1.2.4 Capacidad de desorción del biosorbente mediante pruebas de laboratorio para su reutilización.....	97
4.2 COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE PLOMO Y CROMO	98
4.2.1 Comparación de la biosorción de plomo (Pb) y cromo (Cr).....	98
4.2.1 Comparación de la desorción de plomo (Pb) y cromo (Cr).....	101
CAPÍTULO 5.....	105
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	105
5.1 CONCLUSIONES	105
5.2 RECOMENDACIONES.....	107
BIBLIOGRAFÍA	108

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Residuos sólidos según su origen	17
Tabla 2. Clasificación de los residuos industriales	18
Tabla 3. Grupos funcionales del marlo de maíz	23
Tabla 4. El mecanismo del proceso de biosorción.....	33
Tabla 5. Residuos utilizados para el proceso de biosorción	34
Tabla 6. Variable dependiente	47
Tabla 7. Variables independientes.....	48
Tabla 8. Variable interviniente	49
Tabla 9. Pruebas granulométricas	62
Tabla 10. Resultados de caracterización del biosorbente.....	63
Tabla 11. Potencial Zeta de diferentes residuos	69
Tabla 12. Determinación del pH óptimo para la remoción de Pb	70
Tabla 13. Análisis de Varianza (con relación al pH óptimo del Pb).....	72
Tabla 14. Método de Tukey con relación al pH óptimo para el Pb	72
Tabla 15. Pruebas de normalidad Pb.....	74
Tabla 16. Determinación del pH óptimo para la remoción de Cr.....	75
Tabla 17. Análisis de Varianza (con relación al pH óptimo del Cr).....	76
Tabla 18. Método de Tukey con relación al pH óptimo para el Cr	77
Tabla 19. Pruebas de normalidad Cr.....	78
Tabla 20. Determinación del porcentaje de remoción de Pb en relación al tiempo de contacto .	80
Tabla 21. Cinética de biosorción de Pb.....	83
Tabla 22. Determinación del porcentaje de remoción de Cr con relación al tiempo.....	85
Tabla 23. Cinética de biosorción de Cr	89
Tabla 24. Isothermas del proceso de remoción de Pb	91
Tabla 25. Isothermas del proceso de remoción de Cr.....	93
Tabla 26. Correlación de isothermas	95

Tabla 27. Parámetros considerados en las Isotermas para biosorbentes orgánicos.....	96
Tabla 28. Porcentaje de remoción después de la desorción de plomo (Pb)	97
Tabla 29. Porcentaje de remoción después de la desorción de Cr.....	98
Tabla 30. Comparación de la biosorción de plomo (Pb) y cromo (Cr)	99
Tabla 31. Análisis de Varianza para el porcentaje de remoción de Pb y Cr	100
Tabla 32. Comparación del porcentaje de remoción de Pb antes y después del proceso de desorción	102
Tabla 33. Análisis de Varianza (desorción de Pb)	102
Tabla 34. Comparación del porcentaje de remoción de Cr antes y después del proceso de desorción	103
Tabla 35. Análisis de Varianza (desorción de Cr)	104

ÍNDICE DE GRÁFICOS

Gráfico 1. Espectros del marlo de Maíz.	66
Gráfico 2. IR de Marlo de maíz	67
Gráfico 3. Potencial zeta	69
Gráfico 4. Modelo matemático del % de biosorción de Pb con relación al pH.....	71
Gráfico 5. ICs simultáneos de 95% de Tukey (Pb)	73
Gráfico 6. De cajas con relación al pH y % de biosorción de Pb	73
Gráfico 7. Modelo matemático del % de biosorción de Cr con relación pH.....	75
Gráfico 8. ICs simultáneos de 95% de Tukey (Cr)	77
Gráfico 9. De cajas con relación al pH y % de biosorción de Cr	78
Gráfico 10. Modelo matemático para el tiempo óptimo en la remoción de Pb	81
Gráfico 11. Pseudo de primer orden (A) y segundo orden (B) del proceso de biosorción del plomo (Pb).....	84
Gráfico 12. Modelo matemático para el tiempo óptimo en la remoción de Cr	86
Gráfico 13. Pseudo de primer orden (A) y segundo orden (B) del proceso de biosorción del cromo (Cr)	90
Gráfico 14. Isoterma de Langmuir (Pb)	92
Gráfico 15. Isoterma de Freundlich (Pb)	93
Gráfico 16. Isoterma de Langmuir (Cr).....	94
Gráfico 17. Isoterma de Freundlich (Cr)	95
Gráfico 18. Interacción entre la media del % de biosorción de Pb y Cr y la concentración inicial	101

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1. Cantidad de metal removido en un tiempo específico	39
Ecuación 2. Pseudo primer orden	40
Ecuación 3. Pseudo segundo orden	41
Ecuación 4. Isotherma de Langmuir	42
Ecuación 5. Isotherma de Freundlich	43
Ecuación 6. Linealización de la ecuación de Freundlich	43
Ecuación 7. Porcentaje de acidez	53
Ecuación 8. Porcentaje de cenizas totales.....	54
Ecuación 9. Capacidad de intercambio catiónico	55
Ecuación 10. Densidad aparente	56
Ecuación 11. Densidad real	57
Ecuación 12. Porosidad	57

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

Ilustración 1 Coagulación.....	30
Ilustración 2. Sistema de columna fija	45
Ilustración 3. Marlo de maíz.....	51
Ilustración 4. Tamices vibratorios	52
Ilustración 5. Lámpara de halógeno	52
Ilustración 6. SEM - 50 μm	66
Ilustración 7. SEM- 200 μm	66
Ilustración 8. SEM-500 μm	67

CAPÍTULO 1.

ANTECEDENTES

1.1 INTRODUCCIÓN

Como consecuencia del sucesivo crecimiento de la industria y adelantos científicos-tecnológicos a nivel mundial, se ha generado una gran cantidad de residuos sólidos y líquidos, los mismos que dan origen a la contaminación ambiental, provocando el deterioro de la salud del planeta, siendo el agua su principal receptor, afectando así a toda forma de vida (Lagos, 2016).

Por otro lado, el agua es uno de los elementos vitales de los seres vivos, ésta se encuentra en constante movimiento, llevando consigo residuos como son los metales pesados (Reyes, Vergara, Torres, Díaz, & González, 2016).

Romero & E, (2015), menciona que los metales pesados potencialmente más tóxicos que están presentes en las cuencas hidrográficas son los siguientes: antimonio (Sb), arsénico (As), cobre (Cu), cromo (Cr), y plomo (Pb), éstos provienen de diversas fuentes producidos por el ser humano dentro de los distintos procesos o actividades, así por ejemplo: en la producción de pinturas y baterías, en la extracción de minerales, en el proceso de galvanoplastia, la minería de metales ferrosos etc., (Rubio, Calderón, Gualtero, Acosta, & Sandoval, 2015).

Según Bermejo (2016a), y la normativa nacional establece que las descargas de residuos líquidos en los afluentes de agua provenientes de las industrias tienen que pasar por un tratamiento previo, reduciendo el grado de contaminación, manteniendo así los estrictos requerimientos

regulatorios, en donde existe un límite de concentración en el agua para cada metal; los métodos tradicionales usados para la remoción de dichos metales son: precipitación, intercambio iónico, filtración, etc., estos procesos convencionales pueden tener algunas desventajas como son los altos costos y la generación de residuos.

Por lo tanto, en la actualidad se ha visto la necesidad de buscar nuevas tecnologías para los tratamientos de las descargas industriales, como es el proceso de biosorción, la misma que aprovecha los residuos orgánicos obtenidos en la industria agrícola (Vinueza, Luis, Farfán, & Andrés, 2013).

Distintos materiales degradables han sido utilizados para remover metales, tales como hojas de olivo, cáscara de almendras y naranja, residuos de zanahoria y cortezas de yuca, entre otros (Verdugo, 2017).

En la presente investigación se hará uso del marlo de maíz (tusa), el mismo que es un residuo generado en grandes cantidades en la agricultura a nivel mundial, para el proceso de biosorción de metales pesados presentes en el agua, dándole así un valor agregado a este residuo sólido, que antes no poseía.

1.2 PLANTEAMIENTO DE LA PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN.

Los procesos convencionales para la remoción de metales pesados en el agua, tienen varias desventajas para la aplicación en grandes y pequeñas industrias.

Así por ejemplo el proceso de coagulación genera una gran cantidad de lodos residuales y posee un bajo rendimiento de remoción de metales pesados, en el caso del intercambio iónico, separación por membrana y precipitación química tienen altos costos de inversión y una baja tasa de recuperación del agua (Alvarado et al., 2010), mientras que en el tratamiento por ósmosis inversa del agua contaminada tiene un alto consumo de energía (Rubio et al., 2015). Los inconvenientes antes mencionados inducen a que las industrias no implementen los procesos de tratamiento de aguas residuales antes de su descarga a los diferentes afluentes.

Por otro lado Pb y el Cr son unos de los metales que mayor efectos nocivos tiene a la salud, acumulándose con facilidad en los organismos vivos, alterando su desarrollo normal, así menciona Fergusson (1990) que el Pb tiende a concentrarse en los tejidos óseos y puede llegar a causar anemias crónicas, de forma similar ocurre con el Cr, las altas exposiciones a éste metal provoca alergias cutáneas, problemas respiratorios, modificaciones del material genético, cáncer al pulmón, etc., (Pájaro & Díaz, 2012).

Además existen grandes cantidades de residuos sólidos que se produce tanto a nivel nacional como internacional que no son aprovechados en un 100%. Así Hoornweg y Bhada (2012), indica que el 46% de los residuos sólidos a nivel mundial son orgánicos, el 17 % son de la industria papelera, un 4% de metales, 10% de plástico y el 23% otros; por lo tanto según estas estadísticas existe una gran cantidad de residuos orgánicos que por sus características podrían ser utilizados en los tratamientos de biosorción de forma responsable evitando así un desequilibrio ambiental.

En el Ecuador el 21,84% de los residuos orgánicos se los coloca en el resto de la basura, mientras que el 57,79% son usados para el compostaje y como alimento para los animales (Arias & Seilles, 2014). Según Noguera & Olivero (2010), los residuos vegetales de nuestro país, se encuentran en los rellenos sanitarios y en los campos de cultivo, causando problemas en el contexto

económico, ambiental y social, debido a que existe un tratamiento inadecuado, alterando la composición del suelo y del agua, afectando directamente a los seres vivos que hacen uso de estos dos elementos de la naturaleza. Este tipo de residuos según *U. S Environmental Protection Agency* "US EPA" (2016), pueden llegar a liberar 168 millones de toneladas de dióxido de carbono hacia la atmósfera, esto se puede evitar planteando opciones de manejo. Por lo tanto este tipo de proceso valoriza los residuos y reduce la contaminación ambiental generada por el ser humano.

Uno de los residuos generados en la agro-industria que puede ser una alternativa para el proceso de biosorción, es el marlo de maíz, éste es un residuo que se genera en la industria de alimentos considerando que en este último año se ha producido 601 millones de toneladas de maíz en el 2017/2018 a nivel mundial (FAO, 2018).

1.3 FORMULACIÓN DE PREGUNTA(S) DE INVESTIGACIÓN

Con todo lo expuesto se ha generado una interrogante si el marlo de maíz tiene capacidad de biosorción y desorción para los metales pesados presentes en el agua contaminada.

1.4. JUSTIFICACIÓN

Las cuencas hidrográficas se han convertido en el principal vehículo utilizado por el hombre para la descarga de residuos líquidos generados en las diferentes industrias, los principales contaminantes presentes en el agua son metales pesados (Pb y Cr) (Castro Pastor, 2015).

Aunque en las normas ambientales establecen un tratamiento previo antes de su descarga a las fuentes hídricas o al alcantarillado, las industrias generalmente no ponen en práctica lo establecido debido a que los procesos convencionales de remediación son costosos en su mantenimiento e implementación.

Por esta razón se ha generado la necesidad de proponer métodos a bajo precio y eficaces para la disminución de contaminantes (Pb, Cr) presentes en las descargas como es la biosorción a partir de residuos orgánicos (Garces et al., 2012). Además de la reducción de los contaminantes, se valoriza a los residuos generados en el hogar y en la industria, los mismos que no son aprovechados.

Indagaciones recientes han establecido que los biosorbentes derivados de residuos orgánicos han llegado a tener una gran viabilidad para el tratamiento de aguas residuales, de bajo costo y con buenos resultados (Vinueza et al., 2013). Por lo tanto la biosorción se desarrolla como una alternativa innovadora para una nueva forma de tratamiento del agua contaminada (Gutiérrez, Vargas, & Pedreguera, 2013).

Para esta alternativa se puede utilizar el marlo de maíz o también conocido comúnmente como “tusa”, según la FAO (2015) el maíz es uno de los cultivos que se produce en casi todos los continentes menos en Antártida ya que es un producto de consumo humano con una gran cantidad de residuos que no poseen un uso específico. A nivel nacional en las provincias de Azuay, Cañar y Loja es uno de los cultivos de mayor importancia para el desarrollo de su economía, tiene una gran capacidad de adaptabilidad y no necesita cuidados extremos (Egúes & Pintado., 2011).

A través de ésta investigación se dará un valor agregado, a la biomasa residual del cultivo de maíz, siendo este de bajo costo, con una alta disponibilidad a nivel nacional; además se puede

degradar con facilidad en el medio ambiente sin alterar el equilibrio de la naturaleza, reduciendo una gran cantidad de Pb y Cr los mismos que son considerados nocivos para la salud del planeta, estos son unos de los contaminantes presentes en diferentes industrias en el Austro, como es principalmente en la fabricación de electrodomésticos (línea blanca) y en el proceso de curtiembre.

1.5 LIMITACIONES

La limitante de la presente investigación es el tiempo que se cuenta para realizar la misma, y la capacidad que poseen los laboratorios del Área de Ciencias de la vida de la Universidad Politécnica Salesiana sede Cuenca, en la cual no se puede determinar ciertas características del biosorbente (marlo de maíz), por lo cual se enviaron las muestras a instituciones externas, ubicadas en la Ciudad de Quito.

1.6 OBJETIVOS

1.6.1 Objetivo general

Comparar el porcentaje de biosorción y desorción de metales pesados mediante el uso del marlo de maíz (*Zea mays*) en condiciones óptimas.

1.6.2 Objetivos específicos

- Caracterizar el marlo de maíz para su posible uso como biosorbente de Pb y Cr, mediante métodos físicos-químicos, para conocer sus propiedades.
- Determinar el pH óptimo a través de pruebas de laboratorio para el proceso de biosorción de Pb y Cr.
- Determinar la cinética de biosorción del marlo de maíz mediante pruebas de laboratorio estableciendo el tiempo de contacto.
- Evaluar las isotermas con los factores óptimos a través de pruebas de laboratorio determinando la capacidad de biosorción.
- Evidenciar la capacidad de desorción del biosorbente mediante pruebas de laboratorio para su posible reutilización.

1.7. HIPÓTESIS

Si el marlo de maíz tiene la capacidad de biosorción y desorción de metales pesados entonces puede ser usado como un biosorbente natural para el tratamiento de aguas contaminadas.

CAPÍTULO 2

2.1 MARCO REFERENCIAL

En el transcurso de los últimos años han existido numerosas investigaciones sobre la remoción de diferentes contaminantes como metales, compuestos organolépticos, farmacéuticos, fluoruros, colorantes, etc., sin embargo la mayoría de estudios están relacionados a la remoción de metales pesados (cromo y plomo) que son considerados uno de los contaminantes más problemáticos para el medio ambiente y la salud humana, mediante residuos orgánicos, además a diferencia de los metales, los compuestos orgánicos liberados al medio ambiente pueden ser degradados por poblaciones microbianas presentes en la propia naturaleza.

Se ha estudiado para el proceso de biosorción una gran cantidad de biomateriales que han sido utilizados como: biomasa microbiana (hongos, bacterias), algas marinas, residuos agrícolas (desechos de frutas, hortalizas, paja de trigo, etc.) y otros materiales, los mismos que se puede utilizar de forma natural o modificada mediante procesos químicos. A continuación se describe algunas investigaciones que se han realizado con los biomateriales antes mencionados obteniendo resultados significativos de remoción:

- Algas modificadas y sin modificar en el proceso de biosorción.

Menciona Vizcaíno Mendoza & Fuentes Molina, (2015) en el trabajo experimental de biosorción de cadmio (Cd) y plomo (Pb) por algas rojas modificadas con NaOH, cáscara de naranja y tuna con un pretratamiento con CaCl_2 se obtuvo un promedio de remoción de un 95% para el Cd y Pb en un sistema tipo batch con un pH de 4,5, este resultado es similar en el estudio de cinética

de biosorción de Pb mediante la utilización del alga *Ascophyllum nodosum* modificada con CaCl_2 , en una solución acuosa con pH 5 durante 500 minutos, se obtuvo una remoción del 90% del ion plomo (Pb) con un tamaño de partícula del biosorbente de $75\mu\text{m}$ (Borja, García, Yipmantin, Guzmán, & Maldonado, 2015).

Estos resultados se asemejan en el estudio experimental de biosorción a través de microalgas ("*Eucheuma spinosum*, *Padina minor* y *Sargassum crassifolium*") sin modificar para la remoción de Pb en una solución acuosa a un pH 5, se obtuvo como resultado del 90% de remoción durante 60 minutos (Putri, 2016) y el proceso de remoción con algas rojas sin tratamiento tienen una gran capacidad de adsorción de metales pesados como Cr, Ni, Cu, con un 62,93%, 81,63%, 90,22% de remoción respectivamente, en una solución con pH 7, con un tiempo de contacto de 80 minutos (Pandya, et al., 2017).

- Biomasa microbiana (Bacterias y hongos) en el proceso de remoción de metales pesados.

En el trabajo experimental de biosorción simultánea de Pb y Cd en una solución acuosa con un pH ácido (4-5) a $60\text{ }^\circ\text{C}$ mediante la utilización de biomasa de hongos *Penicillium spp* lograron una remoción del 92% de Pb y un 80% de Cd, concluyendo que es una alternativa viable para este proceso (J. Sánchez, Negrete, & Urango, 2016).

En lo que concierne para la remoción del metal Cr presente en el agua, también se ha realizado estudios mediante cepas bacterianas, como menciona Guatibonza & Torrijos (2018) en su estudio de "Aislamiento, Evaluación y Selección de Microorganismos con Capacidad de Detoxificación de Cromo a partir de Muestras de Agua Contaminada con Metales Pesados", donde se demostró que la sepas bacterianas gran negativas aisladas del humedal Jaboque (JB1-1 y 2), del

agua del embalse de Muña (EM2-2) y del agua de manantial termal (MT1 y 2) de la ciudad de Bogotá, tuvieron un 76%, 60% y 40% de remoción respectivamente, este tratamiento se realizó bajo distintos procesos físicos-químicos.

- Residuos agrícolas modificados y sin modificar en el proceso de remoción de contaminantes.

Así por ejemplo, se han utilizado residuos orgánicos modificados dentro del proceso de biosorción generando muy buenos resultados, como se mencionan en el experimento realizado por Tejada, Montiel, & Acevedo (2016), usaron las cáscaras de Yuca y Ñame modificadas químicamente con ácido cítrico con un tamaño de partícula menor a un 1 mm obteniendo como resultado un 52,34 y 98,36 % de remoción de plomo (Pb) respectivamente en una solución acuosa, mediante un sistema tipo batch con un pH 6, este resultado es similar al obtenido con cáscaras de naranja seca pretratada con CaCl cuya capacidad de remoción fue de un 99,5% en una solución acuosa con un pH 5, siendo el tiempo de contacto óptimo de 2 horas y un tamaño de partícula de 0,4 nm (Cardona, Cabañas, Zepeda, 2013).

En la biosorción mediante el marlo de maíz modificado con NaOH obtuvo un resultado positivo, se removió un 97% de Pb presente en el agua contaminada con pH 5, durante 90 minutos en un sistema tipo batch, por lo que concluyeron que es un método eficiente y económico (Oré, Lavado, & Bendezú, 2015).

Para la biosorción de cromo (Cr) se ha utilizado la cáscara de cacao modificado con NaOH y ácido clorhídrico, el cual es una de las mejores alternativas para este proceso, ya que con la cáscara de cacao modificada con ácido clorhídrico tiene una capacidad máxima de adsorción de 463 mg/g (Tejada, Villabona, & Jiménez, 2017).

Sin embargo los resultados obtenidos con residuos modificados son similares a los resultados con biosorbentes sin ninguna modificación previa al proceso. Así ocurre mediante el uso de bagazo de caña y cáscara de cacao sin modificar cuyo porcentaje de remoción para el Pb y Cd fueron valores mayores al 90% en un sistema de columnas de lecho fijo cuyo pH óptimo fue 5, con un tamaño de partícula menor a 1 nm (Bermejo, 2016). Así mismo con el residuo de banano sin ninguna modificación se obtuvo un 80% para la remoción de Pb en un tratamiento tipo batch con un pH 5,4 (Castro Pastor, 2015) y el porcentaje de absorción de Hierro y Plomo mediante la cáscara de naranja agria sin modificar fue de un 96,61% para Pb y para el Fe fue de un 89,65% en un periodo de tiempo de 4 horas con un tamaño de partícula de 0,5 mm en los dos casos, con un pH de 4,5 para la remoción de Fe y 5 para Pb (León, 2018).

Mientras tanto en el estudio comparativo de biosorción mediante el uso de hierba de limón sin modificar fue realizado bajo distintos procesos físicos-químicos, cuya conclusión fue que ésta materia orgánica es una alternativa para la eliminación de Pb (III) en efluentes industriales a un pH 6 para una remoción mayor al 70% (Adesola et al., 2016).

Para el tratamiento de Cr se ha utilizado la biomasa de amaranto sin ninguna modificación previa al proceso cuyo resultado fue el 100% de remoción en 75 minutos (Rodríguez, et al., 2017). Así también en el trabajo de adsorción de cromo hexavalente (Cr (VI)) publicado por Acosta et al., (2011) utilizaron la cáscara de mamey (*Mammea americana L*) sin modificar y concluyeron que este residuo orgánico es muy eficiente en la remoción del 100% del metal estudiado debido a que el proceso de adsorción fue por un tiempo de 12 minutos a una temperatura de 60 °C en una solución acuosa con pH 1. En cambio con el uso de la cáscara de moringa sin modificar alcanzó el 90% de remoción del metal a un pH de 3, con un tiempo de contacto de 20 minutos a una temperatura de 26 °C (Galindo, Sotto, & Artunduaga, 2015).

De forma similar sucedió con la investigación realizada por Daraei, Mittal, Noorisepehr, & Mittal, (2015) que utilizaron cáscara de huevo teniendo una reducción del cromo hexavalente (Cr (VI)) de un 93% a una temperatura de 25°C, con un pH 5 durante 90 minutos.

2.2 MARCO CONCEPTUAL

Luego de la bibliografía revisada se ha identificado un grupo de variables que están presentes en el proceso de biosorción de metales pesados a partir de residuos orgánicos, las cuales influyen en el porcentaje de remoción de los contaminantes en el agua. Así entonces biosorción es definido como un proceso natural físico-químico, metabólicamente independiente, el mismo que encierra el proceso de adsorción, absorción, intercambio iónico; éste proceso es una alternativa para el tratamiento de remoción de contaminantes del medio ambiente (Fomina & Gadd, 2014), en donde se utiliza una gran cantidad de biomateriales como biosorbentes que tiene afinidad con contaminantes orgánicos e inorgánicos .

Los biosorbentes son definidos como un material de origen biológico (Basso, 2004), que son utilizados para la remoción de contaminantes del medio ambiente, éstos pueden ser materia viva como microorganismos (bacterias- hongos) y algas o pueden ser materia muerta como los residuos agrícolas (hojas, cáscaras de frutas, etc).

Pues bien los residuos agrícolas son definidos como “la fracción no incluida en la cosecha, considerando partes habitualmente no aprovechables en un sentido estrictamente comercial, como aquellas que no alcanzan los límites de calidad exigidos, ya sea por motivos intrínsecos o extrínsecos (enfermedades, carencias nutricionales, etc.)” (COMPOSTAJE, 2014) .

Además del tipo de biomaterial dentro del proceso de biosorción también son importantes las características que presentan éstas, debido a que influyen en la remoción de los contaminantes presentes en los afluentes, por ello se ha visto la necesidad de realizar algunas pruebas de caracterización antes de su aplicación en el proceso.

Entre las pruebas se encuentra la microscopía electrónica de barrido que proporciona imágenes y diferentes datos físicos o químicos de estructuras sólidas por medio de un delgado haz de electrones que pasan por la superficie del sólido (Nin, 2000); la espectroscopía de infrarrojo es definido como un proceso en donde se usa radiación infrarroja en diferentes longitudes de onda, para determinar enlaces y grupos funcionales de sustancias orgánicas (Ramos & Madero, 1979) y el potencial Zeta, que “es un parámetro físico que caracteriza la carga electrostática de las partículas, que a su vez, es el origen del movimiento de éstas hacia el polo de carga opuesta cuando se encuentra bajo la acción de un campo eléctrico”, además en esta característica es donde se determina la capacidad de adsorción de iones o moléculas dipolares de las partículas analizadas (Aguilar, 2002).

Otra de las variables estudiadas dentro de la caracterización del biosorbente es el tamaño de partícula, la misma que es considerada por Borja, García, Yipmantin, Guzmán, & Maldonado, (2015) como un factor importante para el proceso de biosorción, ya que mientras más grande es la partícula, menor será su área superficial reduciendo en la mayoría de los casos la capacidad de remoción. Así también es indispensable determinar el intercambio iónico, por lo que se calcula la cantidad de cationes intercambiables que están presentes en el biosorbente favoreciendo al proceso de remoción.

En cuanto a las cenizas totales y humedad, Ordóñez (2017) menciona que son indispensables para que el proceso sea óptimo debido a que las cenizas totales es el contenido de

minerales que tiene la muestra, si el porcentaje es alto, esto quiere decir que hay presencia de impurezas que pueden alterar este proceso, de forma similar sucede con la alta cantidad de humedad del biosorbente (cantidad de agua presente), esta puede provocar aglomeraciones y crecimiento microbiano.

También hay que tomar en cuenta la acidez del biomaterial ya que se determina la selectividad que presenta y la eficacia del proceso (Verdugo, 2017), por último Bermejo (2016) menciona que la porosidad, es una característica física de la estructura del biosorbente obtenido, que esta hace referencia al volumen que no está ocupado por las partículas frente al volumen total, esta particularidad puede determinar la cantidad de iones que se puedan adherir en la superficie de la partícula.

Por otro lado las variables en el proceso de biosorción de contaminantes presentes en el agua son las siguientes:

Las variables independientes que se encontró con mayor frecuencia es el pH, tiempo de contacto y la concentración del contaminante en el agua, las mismas se definen de la siguiente forma: el pH, “ es una medida de la actividad del ion hidrógeno, se usa para indicar tanto la acidez y la alcalinidad del agua”, además es importante para los tratamientos de remoción de contaminantes presentes en los afluentes (*Ingeniería Sanitaria i*, n.d.). El tiempo de contacto, es el lapso de tiempo que se encuentra el soluto con el solvente antes de ser eliminado mediante filtración, finalmente la concentración del metal, es la cantidad disuelta en el solvente, éste se puede medir en diferentes unidades como partes por millón (ppm), partes por billón (ppb), etc., (Rojas, Vásquez, & Carolina, 2015).

Así también la variable dependiente que se pudo encontrar en este proceso es el porcentaje de remoción del metal pesado y la reutilización del biosorbente, los mismos que van a depender de las variables independientes antes mencionadas.

Es importante recalcar que existen diferentes sistemas que se aplican dentro del proceso de remoción, los más utilizados son: continuo y discontinuo. El sistema continuo consiste en la entrada y salida constante de materia durante el periodo de tiempo que dura el proceso a diferencia del sistema discontinuo también conocido como batch, en donde la materia se coloca una sola vez al inicio del proceso en el recipiente y después de la finalización del proceso ésta materia es retirada (Weber, 1979).

Finalmente, es indispensable determinar la cinética, isoterma y la desorción del proceso, los mismos son definidos de la siguiente manera: la cinética se encarga de estudiar la velocidad con la que el soluto es adsorbido por el biosorbente en base a un tiempo, masa o longitud determinada (Sánchez Sánchez et al., 2014). En este proceso se encuentran diferentes mecanismos, pero los más utilizados en la biosorción son:

- Pseudo de primer orden: cada ion metálico se le asigna un sitio de adsorción del material adsorbente
- Pseudo de segundo orden: cada ion metálico es asignado a dos sitios activos del biosorbente (Bedoya & Villamizar, 2009).

Isoterma “es una relación analítica entre la cantidad de un determinado componente absorbido en una interface con la concentración de éste en el seno de la fase”, las isoterma más utilizadas en el proceso de biosorción son: Isoterma de Langmuir: describe la cantidad de contaminante que se encuentra sobre la superficie del biosorbente con relación a la concentración

de las moléculas del material removido en el sistema acuoso y la isoterma de Freundlich describe una relación potencial entre el contaminante absorbido y la concentración de equilibrio, con el supuesto que la superficie del biosorbente es heterogéneo, teniendo distintas afinidades en los sitios de sorción (Garces et al., 2012).

Desorción es el proceso inverso de la adsorción, consiste en la separación de las moléculas contaminantes que se encontraban unidas al biosorbente, a través de un proceso químico (Paula, 2007).

2.3 MARCO TEÓRICO

2.3.1 Residuos sólidos

Se define como residuo sólido a “cualquier material o sustancia que no posee valor alguno para quien lo genere, pero se puede aprovechar he incorporar en un proceso productivo” (Marlybell, 2016). Dentro de los residuos sólidos se encuentran los residuos orgánicos e inorgánicos que se definen a continuación: La norma INEN (2014) de gestión ambiental 2841, define como residuo orgánico a los “residuos biodegradables que se caracterizan porque pueden descomponerse naturalmente (tienen la característica de poder transformarse o degradarse rápidamente, en otro tipo de materia orgánica) por ejemplo: los restos de comida, frutas, verduras, cáscaras, huevos, etc”. Este se genera a partir de diferentes materiales que tiene origen orgánico, generalmente son producidos en la industria agrícola, los cuales se degradan con facilidad en la naturaleza en cortos periodos de tiempo, a diferencia de un residuo inorgánico que se obtienen de materiales o sustancias artificiales, por lo tanto no se degradan con facilidad en el medio ambiente y lo hacen en largos periodos de tiempo (Jiménez, 2017).

2.3.1.1 Tipos de residuos según su origen

Los residuos se pueden clasificar según el lugar donde se producen, algunos de estos ejemplos se encuentran en la tabla 1:

Tabla 1. Residuos sólidos según su origen

RESIDUOS SEGÚN SU ORIGEN	
RESIDUOS URBANOS	RESIDUOS RURALES
Mineros	Agrícolas
Sanitarios	Ganaderos
Radiactivos	Forestales
Construcción	
Industriales	

Fuente: (M. F. Sánchez & Castro, 2007)

Los residuos urbanos son generados por distintas industrias como la minería, construcción, sanitarios, etc., los cuales llegan a causar efectos perjudiciales a los seres bióticos y abióticos, produciendo un gran desequilibrio ambiental, afectando principalmente a la salud humana (M. F. Sánchez & Castro, 2007). Dentro de este grupo se encuentran los residuos industriales, los mismos que se sub-clasifican en tres grandes grupos como se puede observar en la tabla 2.

Tabla 2. Clasificación de los residuos industriales

CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS INDUSTRIALES			
Residuos inertes	Residuos peligrosos	Residuos no peligrosos	
No contienen sustancias peligrosas	Contienen sustancias peligrosas	<u>Asimilables</u>	<u>Otros residuos no peligrosos</u>
No sufren transformación		Pequeñas cantidades	Grades cantidades en procesos productivos.

Fuente: (Jiménez, 2017)

Por otra parte los residuos orgánicos se generan principalmente en el área rural como son en la zona agrícola, forestal o ganadera, los cuales nos son contaminantes peligrosos a corto plazo para el ecosistema (M. F. Sánchez & Castro, 2007), ya que se pueden degradar con facilidad en la naturaleza, tienen la capacidad de transformarse en otro tipo de materia orgánica (INEN, 2014).

La mayor parte son utilizados para la fertilización del suelo, pero no se les brinda un buen tratamiento para evitar alteraciones en la composición del terreno. Por lo tanto es importante tener una adecuada y eficiente gestión de residuos orgánicos para conservar la estructura del suelo ya que a este no se debe considerar como un vertedero, porque es la base para la producción de alimentos para la población (Castells, 2012b). A nivel mundial se ha generado una gran cantidad de residuos siendo de la zona agrícola la que produce un 46% de residuos orgánicos, a diferencia del plástico que es de un 10% (Hoorweg y Bhada, 2012).

El manejo no adecuado de los residuos generados de la agricultura, causan efectos nocivos, como los siguientes: genera un 40% de dióxido de carbono la quema de hojas y árboles, un 32% de CO, un 20% de materia particulada y finalmente 50% de hidrocarburos (CCA, 2014).

2.3.1.2 La jerarquía para la gestión de residuos

En todo el mundo se ha planteado métodos para el manejo de estos residuos siendo estas las 3 R (reducir, reusar y reciclar), mejorando los procesos productivos, aprovechando la materia prima de cada actividad de la agro-industria y al mismo tiempo mejorando el rendimiento económico. Según Sánchez & Castro (2007), las jerarquías son las siguientes:

Reducir: se refiere a la aplicación de actividades o medidas que puedan reducir o eliminar la generación de residuos sólidos en las distintas industrias a nivel mundial evitando así la contaminación. Además de la disminución de los residuos, se minimiza las emisiones de gases de efecto invernadero.

Reutilizar: se debería tener la posibilidad de darle un nuevo uso a los residuos generados en la industria, con un tratamiento previo, alargando así la vida útil de los mismos.

Reciclar: los residuos sólidos que se generan se pueden someter a diferentes tratamientos para su utilización dentro de los procesos productivos. Se le da un nuevo potencial como materia prima para la elaboración de nuevos productos. El reciclaje de los residuos se puede generar mediante procesos de tecnologías más limpias, recolección selectiva, reutilización, transformación, etc., (Hoornweg y Bhada, 2012).

2.3.1.3 Residuos en el Ecuador

En el Ecuador solo el 28% de los residuos orgánicos son colocados en rellenos sanitarios, aunque en su inicio eran sitios controlados pero con el tiempo se dio una gran inestabilidad administrativa por lo que se ha convertido en botaderos a cielo abierto (“Programa ‘PNGIDS’ Ecuador,” 2012).

Según el Diario el Telégrafo, los residuos en la capital del Ecuador, son muy altos ya que se produce un 54,69% de residuos orgánicos que se generan en la cocina diariamente, mientras que un 3,09% son residuos de jardinería, en total se genera 1.155,6 toneladas de residuos no peligrosos (orgánicos) los mismos que se pueden degradar con mayor facilidad (Telégrafo, 2017).

2.3.2 Cultivo de maíz

La mayoría de alimentos en el mundo se derivan de siete especies de gramíneas como es el maíz, arroz, sorgo, centeno, avena, cebada y el trigo. El maíz es el segundo producto más cultivado en el mundo y se desarrolla en todos los continentes, menos en la Antártida (Hipp, 2004).

Una de las complicaciones para su desarrollo es la fertilidad que tiene la zona de cultivo, las plagas y enfermedades, condiciones climáticas como son las heladas, granizadas, etc. Este cereal se utiliza para el consumo humano, a través de productos procesados como plástico, fármacos, productos enlatados etc., y para los animales como forraje y balanceado, debido a que tiene una gran cantidad de nutrientes en su composición (Basantes, 2015).

2.3.2.1 Clasificación taxonómica del cultivo de maíz

La clasificación del maíz según Tovar (2008), se encuentra a continuación:

- ✓ Reino: Plantae
- ✓ Orden: Poales
- ✓ Familia: Poaceae
- ✓ Género: *Zea*
- ✓ Especie: *Z.mays*
- ✓ Nombre científico: *Zea mays L.*

2.3.2.2 La planta de maíz tiene las siguientes características botánicas

El cultivo de maíz consta de varias estructuras y tienen una función específica que serán descritas a continuación:

Sistema radicular: cuando se da la germinación del grano de maíz, se desarrollan las raíces temporales y al continuar el desarrollo de la planta son remplazadas por unas raíces permanentes y de ellas brotan raíces laterales y capilares que dan soporte a la planta (Basantes, 2015) . Según García (1999), el sistema radicular es fasciculado que tiene la capacidad de un rápido desarrollo.

Sobresale un sistema radicular aéreo las cuales se crecen por encima del suelo, su función es sostener a la planta cuando alcanza una altura de 70 cm (BOX (COORD.), 2005).

Tallo: existen algunas variedades de maíz por lo tanto el color del tallo varia, alcanza una altura entre 1 a 3 m, se diferencia de las otras gramíneas ya que es herbáceo macizo con médula

(Basantes, 2015), además está formado por una gran cantidad de nudos y entrenudos, el diámetro del tallo va entre 3 a 4 cm (BOX (COORD.), 2005).

Hojas: pueden llegar a crecer un metro de longitud, son alternas envainadoras, se desarrollan de 16 a 20 hojas durante todo el ciclo de crecimiento, el limbo tiene un tamaño de 35 a 80 cm de largo y según la variedad de maíz poseen vaina (BOX (COORD.), 2005).

Mazorca: es de forma alargada, cuyo tamaño es variado dependiendo de las diferentes especies. Está conformada por las siguientes estructuras:

- **Los pelos de la mazorca:** son los que receptan el polen, la parte exterior está formado por mucílagos.
- **Grano:** contiene una gran cantidad de aceite, proteínas, minerales, fibra cruda, lignina, celulosa (Basantes, 2015). Su color puede ser amarillo, blanco, violáceo, según la fecundación del polen (BOX (COORD.), 2005).
- **Marlo:** se denomina así al residuo que se genera después del desgrane, representa del 15% al 30% del peso total de la espiga (García, 1999) .

2.3.2.3 Grupos funcionales del marlo de maíz

Los grupos funcionales presentes en el marlo de maíz descritos en el trabajo experimental de Vera, Uguña, García, Flores, & Vázquez, (2016) se encuentra en la tabla 3:

Tabla 3. Grupos funcionales del marlo de maíz

Grupos funcionales	Longitud de onda cm-1
Alquilo	3030-2855 1485-1415
-OH o -NH-	3540-3200 1205-885
Alcohol	3500-3100 2985-2900
Éter	1470-1430 1120-1085
Celulosa	1170-1150 1052 1033
Lignina	1588 1514

Fuente: (Vera, Uguña, García, Flores, & Vázquez, 2016)

2.3.2.4 Requerimientos externos para el desarrollo del cultivo de maíz

Para el desarrollo del cultivo de maíz es necesario algunas características climáticas para su rendimiento, así por ejemplo para su germinación es necesario una temperatura aproximada entre los 24 y 30 °C, si se sobrepasa esta temperatura puede existir problemas en la actividad celular provocando una disminución en la capacidad de las raíces para la absorción de agua (García, 1999). Una de las características del maíz es su adaptabilidad a los diferentes tipos de suelo, solo es necesario que este contenga materia orgánica, nutrientes, minerales y una buena circulación del agua ya que es fundamental la humedad del terreno (Yáñez, et al., 2013).

2.3.2.5 Tipos de cultivos de maíz

El maíz puede dividirse en subespecies según las características y estructura del grano determinando el uso comercial de este (Cuenca & Ángel, 2013). Pero a nivel del Ecuador las especies más usadas en el consumo humano son las siguientes:

- **Maíz dulce**

Zea mays L. var. Saccharata tiene un elevado contenido de azúcar. Su composición nutricional consiste principalmente de agua (75,96%) y carbohidratos (19,02%), proteínas (3,22%), grasa (1,18%), fibra (2,7%), y en menor cantidad de vitaminas como A y C, y minerales como hierro magnesio y potasio (Luchsinger L & Camilo F, 2008).

- **Maíz duro**

Según Castro, M (2016), menciona que el maíz duro es uno de los cultivos con mayor importancia en el Ecuador, debido a que es una de las gramíneas que más se utiliza para la alimentación de la población.

- **Maíz reventón**

El maíz reventón es más conocido como canguil, cuando se le somete al calor es capaz de explotar, dando lugar a las palomitas de maíz. Una de las características principales es que posee granos con endospermo cristalino y de almidón córneo (Acosta, R., 2009).

2.3.3 Contaminación por metales pesados y problemática ambiental

Bermejo (2016), menciona que los metales pesados que están presentes en el medio ambiente, circulan entre los diferentes ciclos tanto bióticos como abióticos. La contaminación del agua por metales es generada por las actividades realizadas por el hombre, estos producen alteraciones en su estructura, composición química, física y biológica, afectando así gravemente a la calidad y cantidad de agua necesaria para el consumo del ser humano (Vera et al., 2016). US EPA (*U.S Environmental Protection Agency*) tiene una lista de los metales más tóxicos como es el cromo (Cr), cobalto (Co), plomo (Pb), cadmio (Cd), selenio (Se), mercurio (Hg), titanio (Ti), arsénico (As) y níquel (Ni). A diferencia, de la agencia para sustancias tóxicas y registro de enfermedades tiene como los más peligrosos el arsénico, cadmio, mercurio y plomo (Carro de Diego, 2012) .

2.3.3.1 Metales pesados

Los metales pesados son aquellos compuestos químicos que poseen una alta densidad, así también tienen propiedades tóxicas, entre los principales metales pesados encontramos: arsénico (As), mercurio, cromo (Cr), cadmio (Cd), plomo (Pb) y talio (Tl) (Franco, Muñoz, & Garcia, 2016). Estos se encuentran en la corteza terrestre, una de sus características principales es que en la naturaleza no se pueden degradar fácilmente, por lo que se pueden acumular en el ecosistema tanto biótico como abiótico (Castro Pastor, 2015).

“Altas concentraciones de metales pesados en el ambiente o en diferentes procesos pueden causar una serie de problemas que van desde la degradación y pérdida de fertilidad del suelo, hasta afectar procesos de tratamientos de agua residuales” (Plaza Cazón, 2012).

La adsorción de los diferentes metales pesados por las plantas, es la entrada de estos contaminantes en la cadena alimenticia afectando así a la salud de los cultivos, animales y el ser humano, debido a que estos metales se acumulan en las hojas, semillas y en algunos casos la alta cantidad de acumulación del Pb en los órganos de la planta principalmente en las raíces provoca su deterioro y la muerte (Prieto Méndez, González Ramírez, Román Gutiérrez, & Prieto García, 2009) .

2.3.3.1.1 Cromo (Cr)

Es de color blanquecino opaco, con un número atómico de 24, en la naturaleza se encuentra en mayor proporción en forma de cromita teniendo un gran interés geoquímico (“Cromo (Cr) Propiedades químicas y efectos sobre la salud y el medio ambiente,” n.d.).

Es uno de los metales más utilizados debido a sus propiedades oxidantes y ácidas, entre los compuestos importantes que se pueden formar a partir del cromo hexavalente (Cr (VI)) es el dicromato de potasio y de sodio (Pájaro & Díaz, 2012). Según Nordberg (2017), este metal se usa también para la producción de pigmentos inorgánicos, como conservantes de madera, en la elaboración de colorantes, cintas magnéticas, producción de vidrios y anticorrosivos.

Ma, Zhang, Jiang, & Hu (2015) & Franco et al. (2016), mencionan que el cromo (Cr) es uno de los elementos más contaminantes del medio ambiente, ya que químicamente y biológicamente no se puede degradar con facilidad de forma natural por lo que permanece por largos periodos de tiempo afectando al ecosistema.

Este metal posee dos estados de oxidación Cr (III) y Cr (VI). Siendo el Cr (VI) el más tóxico debido a que es capaz de absorberse mediante la piel, provocando efectos nocivos a la salud humana y animal (Cárdenas, Martínez, & Acosta, 2011).

Y el Cr (III) es el estado de oxidación más estable, además es uno de los diez metales más abundantes que se encuentra en la corteza terrestre. Por otra parte está presente en el metabolismo de los mamíferos porque es necesario en mínimas cantidades ya que funciona como un oligoelemento esencial, generalmente es usado para bajar los niveles de glucosa que están presentes en el torrente sanguíneo y para controlar casos específicos de diabetes (Guertin et al., 2016). Cr (III) no producen ulceraciones, ni dermatitis alérgica, por lo que no son metales tóxicos, a diferencia del cromo hexavalente (Cr (VI)) que puede ser absorbido con mucha facilidad por los seres vivos especialmente por el ser humano, produce irritaciones cutáneas o dermatitis en las personas que lo manipulan (Franco et al., 2016). Así también provoca ulceraciones debido a su capacidad de corrosión como por ejemplo en el tabique nasal y en la mucosa intestinal; además de estos efectos también ha generado necrosis renal , hepática, cáncer al pulmón (Nordberg, 2017).

En aguas potables el Cr (VI) es considerado tóxico cuando se encuentra a concentraciones mayores a 0.05 mg/L y se ha demostrado que posee propiedades mutagénicas y cancerígenas (Pájaro & Díaz, 2012).

Las descargas de Cr en aguas residuales generalmente son de curtiembres, de industrias metalúrgicas además de fertilizantes artificiales de la industria agrícola (Mädler et al., 2016; Tejada Tovar et al., 2017).

2.3.3.1.2 Plomo (Pb)

Es uno de los minerales que se encuentran en la corteza terrestre, cuyo peso atómico es 207 y número atómico es de 82 (Franco et al., 2016). Según Fergusson (1990), el punto de fusión de este metal es de 327 °C y 1740 °C es el punto de ebullición.

Del plomo (Pb) se puede formar una gran cantidad de aleaciones que se utilizan en diferentes industrias como por ejemplo: para soldar; para el empaste en el área automovilística; como protector para las radiaciones ionizantes; en la elaboración de pinturas, barnice, vidrios, lubricantes y como anticorrosivos del acero (Nordberg, 2017).

En la mayoría de los procesos mencionados el Pb es liberado en el medio ambiente principalmente hacia la atmósfera, como consecuencia de ello el metal se precipita en el agua y tiende a acumularse en los organismos que habitan en el lugar, siendo el sistema digestivo y respiratorio las principales vías de acceso del metal en el organismo, el 90% del metal ingerido se deposita en el sistema óseo y en la sangre (Sánchez, R., 2017).

Esto se produce como consecuencia del uso inadecuado de los equipos de protección personal en el área de trabajo, generando intoxicaciones ya que no se metaboliza en el organismo, si no es absorbido, cuando este metal llega al torrente sanguíneo se puede dirigir tanto a los tejidos blandos como el riñón, dientes y huesos causando distintas enfermedades (Nordberg, 2017).

2.3.4 Tipos de tratamientos para el agua contaminada

Para la reducción de metales pesados en el agua se puede utilizar una gran cantidad de tratamientos, así por ejemplo para minimizar la cantidad de cromo (Cr) y plomo (Pb) se puede realizar mediante fangos activados, nitrificación, filtro percolador, coagulación, floculación, sedimentación, adsorción con carbón activado (Castells, 2012a). Existe una gran cantidad de tratamientos que se aplican para la reducción y eliminación de metales pesados presentes en el agua, como son los siguientes:

2.3.4.1 Tratamientos físicos- químicos

- **Tratamiento primario**

Este tipo de tratamiento de agua contaminada o residual se realiza para reducir una gran cantidad de materia sólida que se encuentra suspendida como son coloides, aceites, grasas y metales pesados (Lapeña & Rigola, 1989).

- **Decantación**

Se somete a una sedimentación de los residuos sólidos o materiales que se encuentren en suspensión presentes en el agua contaminada, como consecuencia de esta actividad se generan lodos primarios o llamados también fangos (Miranda, Arilla, & Yanci, 2008).

- **Neutralización**

Mediante la neutralización se realiza la precipitación de los metales pesados, se tiene que ajustar a un pH óptimo para lograr este proceso (Lapeña & Rigola, 1989).

- **Coagulación**

Según Aguilar (2002), define a la coagulación como el método mediante el cual se da la desestabilización de los componentes de una determinada sustancia que inicialmente se encontraba estable, véase en la ilustración 1. Después de haber reducido una gran parte de sólidos que se encontraban suspendidos, se somete a un proceso de coagulación para la eliminación de material coloidal, el cual consiste en colocar sustancias que puedan neutralizar las cargas eléctricas de las micelas como son las sales de aluminio o hierro; existe otro método de coagulación mediante un proceso de precipitación (Miranda et al., 2008).

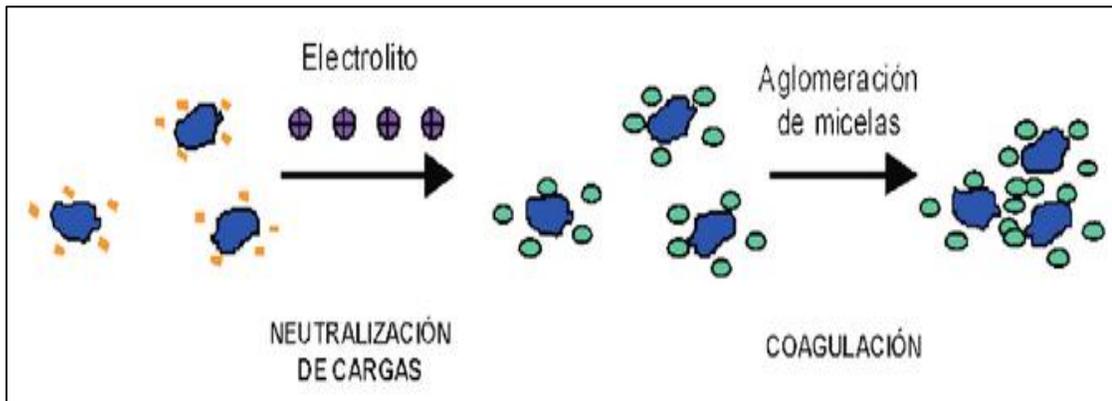


Ilustración 1 Coagulación

Fuente: (Miranda et al., 2008)

- **Floculación**

Se trata de la formación de agregados de mayor tamaño que lo que se generan en la coagulación, los mismos que se van a sedimentar cuando se agrupan. Como agentes de floculación generalmente se utilizan polielectrolitos orgánicos sintéticos (Lapeña & Rigola, 1989).

- **Electrodiálisis**

Manahan (2006), señala que se trata de un reservorio que está separado por capas de membranas permeables tanto de aniones y cationes, las mismas están dispuestas de forma vertical, sobre las cuales se aplica corrientes directas teniendo un 50% de remoción de compuestos inorgánicos que están presentes en el agua contaminada.

- **Adsorción a través de carbón activado**

Se usa para tratamientos de agua contaminada, la función del carbón activado granular es la retención de los contaminantes principalmente orgánicos volátiles. Entre los parámetros importantes para la obtención de buenos resultados es el tiempo de contacto y el área del lecho (Nemerow & Dasgupta, 1998).

- **Ósmosis inversa**

Se realiza a través de una membrana semipermeable, solo permite el paso del agua y no de otros materiales presentes mediante presión (Manahan, 2006).

- **Microfiltración**

Se trata de la utilización de microfiltros, con mallas de acero de 30, 20, 10, 6, etc., micras sobre los cuales quedan retenidas las partículas sólidas (Lapeña & Rigola, 1989).

2.3.4.2 Biosorción

Cañizares (2003) citado en Pájaro & Díaz (2012), menciona que la biosorción se utiliza para la captación de metales pesados mediante la utilización de material de origen vegetal o biológico por procesos físicos- químicos, como la adsorción o el intercambio iónico.

Inga (2012) señala que dentro de este proceso existen dos fases: la primera es el biosorbente que es la parte sólida como son los residuos orgánicos, los cuales han sido utilizados estos últimos años y la segunda fase es la líquida (solvente) que generalmente es el agua; el proceso consiste en colocar la fase sólida sobre el solvente que contiene metales pesados disueltos, estos metales serán absorbidos en un tiempo determinado mediante procesos físicos-químicos. Además es un proceso de bajo costo debido a que se puede utilizar residuos sólidos generados por las diferentes industrias; los que tienen mayor disponibilidad son los producidos por la agricultura (Bermejo, 2016).

2.3.4.2.1 El mecanismo del proceso de biosorción

El proceso de biosorción tiene diferentes mecanismos para que se de con éxito la remoción de los contaminantes presentes en el agua, entre los mecanismos más importantes se encuentran: complejación, adsorción física, intercambio catiónico, quimiosorción, precipitación.

Cada uno de estos mecanismos están descritos en la tabla 4.

Tabla 4. El mecanismo del proceso de biosorción

MECANISMOS DEL PROCESO	DESCRIPCIÓN
COMPLEJACIÓN	Consiste en la unión de los centros activos de la pared celular del residuo orgánico a través de enlaces químicos, formando así complejos determinados.
ADSORCIÓN FÍSICA	Se trata de la unión por fuerzas de Van der Waals entre el metal pesado y la superficie del sorbente natural, siendo así un proceso rápido y reversible.
INTERCAMBIO CATIONICO	El intercambio es común entre los iones metálicos divalentes con iones propios de los polisacáridos, debido que gran parte de los sorbentes contienen sales de Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} en sus estructuras.
QUIMIOSORCIÓN	El proceso de unión entre el metal y el biosorbente se produce por el intercambio de electrones para la formación de enlaces químicos.
PRECIPITACIÓN	Se relaciona a un mecanismo de defensa de los microorganismos, los mismos pueden generar sustancias que precipitan los elementos tóxicos acumulados en su interior o en el medio que los rodea.

Fuente: (Bermejo, 2016); (Ordóñez, A, 2017).

2.3.4.2.2 Tipos de biosorbentes naturales

Actualmente existen numerosas investigaciones que buscan biosorbentes de bajo costo que provengan principalmente de la agricultura, permitiendo así remplazar el carbón activado y las resinas como materiales a utilizar en la remoción de metales pesados.

Hay una gran cantidad de materiales como por ejemplo: arcilla, residuos biomásicos modificados, etc., los cuales son de bajo costo y son de fácil acceso que tienen la capacidad de adsorber diferentes metales (Tejada Tovar, Villabona Ortiz, & Núñez Zarur, 2015).

En la tabla 5 se muestran diferentes residuos utilizados en el proceso de biosorción.

Tabla 5. *Residuos utilizados para el proceso de biosorción*

BIOSORBENTE	SORCIÓN PB	SORCIÓN DE CR
Cáscara de la mandarina	(Verdugo, 2017)	(Verdugo, 2017)
Cáscaras de yuca y ñame	(Tejada, Montiel, & Acevedo, 2016)
Residuos de cacao pretratados	(Tejada Tovar et al., 2017)	(Tejada Tovar et al., 2017)
Cáscara de naranja	(Romero & E, 2015)	(Romero & E, 2015)
Biomasa de amaranto	(Rodríguez, et al., 2017).
Cáscara de palma	(Kushwaha, Sreedhar, & Sudhakar, 2012)

Fuente: Recopilado por la autora.

2.3.4.2.3 Parámetros que influyen en el proceso de biosorción

- **Influencia del tiempo de contacto**

El tiempo dentro del proceso de biosorción es crucial, ya que el biosorbente llega a saturarse en un tiempo determinado y como consecuencia de ello no aumenta la remoción del metal a estudiar. Por esta razón es imprescindible la investigación del efecto que tiene el tiempo de contacto del biosorbente con el metal pesado (Blázquez, Hernáinz, Calero, & Ruiz-Núñez, 2005). Ordóñez, A (2017), menciona que el tiempo de contacto está sujeto a variaciones ya que dependen de la concentración del metal pesado, es decir, mientras menor sea la concentración del metal que se encuentre en una solución, el tiempo de remoción será menor.

- **Influencia del pH**

La determinación del pH óptimo de la solución es un factor importante debido a que afecta directamente a la actividad de los distintos grupos funcionales del biosorbente y la competencia que tiene estos con los iones metálicos (Fomina & Gadd, 2014), así por ejemplo en la utilización de cáscara de moringa modificada para la remoción de cromo hexavalente (Cr (VI)) determinaron que el pH óptimo para el proceso de biosorción fue de tres, teniendo un porcentaje de 90% de remoción (Galindo et al., 2015).

A diferencia del estudio realizado por León (2018), cuyo pH óptimo fue de 4,5 removiendo un 96% de Pb. Como se puede observar en las diferentes investigaciones, el pH va a depender del tipo de residuo y del metal pesado a estudiar, ya que algunos van a tener mayor afinidad que otros biosorbentes.

- **Influencia de la presencia de otras sustancias**

Sánchez, A (2016), menciona que si existen diferentes sustancias en una solución, esto puede provocar el cambio del equilibrio del proceso de biosorción.

- **Concentración inicial del contaminante**

Es importante la concentración inicial del contaminante en el medio acuoso, ya que a mayor concentración del metal, mayor cantidad será absorbida por unidad de peso del biosorbente, y a su vez existe una disminución de la eficiencia de eliminación del contaminante (Fomina & Gadd, 2014).

- **Naturaleza del biosorbente**

Li and Tao (2013) citado por Fomina & Gadd (2014), menciona que el origen, naturaleza y las características físico-químicas del biosorbente antes del proceso como los sitios activos, modificaciones químicas, y el tamaño de partícula van a influir directamente en el porcentaje de remoción del contaminante .

- **Velocidad de agitación**

Park et al., (2010) citado por Fomina & Gadd, (2014) Indica que al aumentar la velocidad de agitación (rpm), se incrementa el proceso de desorción (eliminación de los contaminantes del biosorbente) y reduce la resistencia a la transferencia de masa.

2.3.4.2.4 Caracterización del biosorbente

Las características que presenta los biosorbentes son importantes para el proceso de remoción de contaminantes, a continuación se dará a conocer algunas de ellas.

- **Densidad aparente y real**

La densidad real de un sólido es definida como su masa por unidad de volumen (g/mL o kg/m^3), se considera los poros presentes en el material, a diferencia de la densidad aparente se toma en cuenta los poros presentes y los huecos que existen entre las partículas, ésta puede variar por la humedad que puede presentar el material analizado y por el grado de compactación del mismo (Nogués, & García, 2010).

- **Porosidad**

Se define como el volumen que ocupa los poros del sólido en relación al volumen total. La porosidad se puede calcular mediante la densidad aparente y real del sólido. Si se tiene como resultado que la muestra cuenta con una alta cantidad de poros, esto puede favorecer en el proceso de biosorción ya que existirán espacios entre las partículas en donde se podrá adherir el contaminante (Cabrera, 2017).

- **Humedad**

Martines, E., & Lira, L. (2010), indica que la humedad que está presente en una muestra, expresa el porcentaje de agua en un sólido o materia seca. A demás es importante para el biosorbente debido a que si tiene una alta humedad puede provocar el crecimiento microbiano durante el proceso (Ordóñez, 2017).

- **Intercambio iónico**

El intercambio iónico, es la capacidad que tiene una muestra para transferir iones, en otras palabras es un proceso en donde se puede cambiar de forma reversible iones que se encuentran en una sustancia sólida como el ion hidrógeno y el ion hidroxilo por cationes o aniones presentes en una solución acuosa (Manahan, 2006).

- **Cenizas totales**

Según el *Manual Abecedario Ecológico* es considerado un residuo mineral que queda después de la incineración de la materia orgánica (Campesinos, F. H. J., 2006). Dentro del proceso de biosorción si el porcentaje de cenizas totales es alto puede existir partículas extrañas que pueden interferir en el proceso (Ordóñez, 2017).

- **Espectroscopia infrarroja**

Espectroscopia infrarroja se basa en la vibración y rotación de las diferentes moléculas en distintas frecuencias, produciendo bandas de diferentes longitudes de onda en donde se puede determinar los grupos funcionales presentes en el biosorbente, a través del movimiento vibratorio específico de los enlaces presentes en cada uno de estos grupos, cada sólido estudiado por este método tendrá un comportamiento diferente (Piqué & Vázquez, 2012).

- **Potencial Zeta**

El potencial zeta es considerado para algunos autores como una medida de estabilidad de dispersión de una partícula, este tipo de análisis indica la repulsión que tiene las partículas adyacentes; una de las técnicas más usadas para medir el potencial zeta es el micro-electroforesis, midiendo la movilidad electroforética de la partícula analizada. Si se tiene como resultado un potencial alto, quiere decir que la partícula cuenta con una buena estabilidad y cuando el potencial es bajo, da como conclusión que existe atracción entre las partículas del sólido analizado (Betancur C., G, M, & Linares, 2012; Mantilla, Pedraza, & Laverde, 2008).

- **Microscopia electrónica de barrido**

Según Vaamonde, Damborenea, & González (2001), la microscopia electrónica de barrido (SEM) es una herramienta para la caracterización de la superficie de la estructura de materiales sólidos. Consiste en focalizar un haz de electrones a través de lentes electromagnéticas sobre una muestra sólida seca, produciendo algunas señales que son amplificadas, obteniendo información de su estructura superficial en general.

2.3.4.2.5 Capacidad de sorción

La utilidad y calidad del biosorbente orgánico depende de la cantidad de metal pesado que puede atraer o retener en forma inmovilizada. La capacidad de remoción del residuo va a depender de la carga, punto isoeléctrico del biosorbente y un parámetro muy importante es el pH de la solución (Borja, García, Yipmantin, Guzmán, & Maldonado, 2015).

2.3.4.2.5.1 Cinética del proceso de biosorción

La cinética de biosorción consta de tres fases principales, la primera se trata de la transferencia de los metales pesados desde el agua contaminada hacia el biosorbente, la segunda consiste en la sorción de los iones y por último su difusión interna (Borja et al., 2015). Dentro de este proceso es importante el tiempo de sorción del metal para el diseño y evaluación del biosorbente (Figuroa, Moreno, & Hormaza, 2015). En este proceso se determina la cantidad de metal con relación con la concentración inicial y final del metal en un tiempo determinado, para ello se utiliza la siguiente ecuación.

Ecuación 1. Cantidad de metal removido en un tiempo específico

$$q_t = \frac{V * (C_o - C_t)}{m}$$

- V= volumen de la solución
- m= masa del biosorbente
- C_0 = concentración inicial del metal pesado
- C_t = concentración final de metal pesado en un tiempo específico (Coronel, 2017).

Los métodos más usados son el Pseudo de primer y segundo orden, los mismos se describen a continuación.

- **Método de Pseudo primer orden**

Para este método se utiliza la siguiente ecuación tomando en cuenta los límites de integración cuando $t= 0$ hasta $t=t$ (Borja et al., 2015). Se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 2. Pseudo primer orden

$$q_t = q_e(1 - e^{-k_1 t})$$

Donde:

- q_t = es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de biosorbente al tiempo t ($mg.g^{-1}$).
- q_e = es la cantidad de soluto adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de biosorbente, ($mg.g^{-1}$).
- k_1 = es la constante de velocidad del modelo Pseudo primer orden (min^{-1}), se puede determinar mediante el análisis de regresión no lineal de la gráfica q_t con relación a la gráfica de t.

- **Método de Pseudo segundo orden**

El método o modelo de Pseudo segundo orden es el método más usado para la determinación de la cinética de biosorción mediante residuos orgánicos (Figueroa et al., 2015). Este proceso está relacionado a la cantidad de metal pesado removido en un tiempo determinado por lo que se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 3. Pseudo segundo orden

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}$$

En donde:

- K_2 : constante cinética de sorción de segundo orden.
- q_t es la cantidad de metal adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de biosorbente al tiempo t ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$).
- q_e es la cantidad de metal adsorbido en el equilibrio por unidad de masa de biosorbente, ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$).
- t = tiempo del proceso (Coronel, 2017).

2.3.4.2.5.2 Isotermas del proceso de biosorción

- **Isoterma de Langmuir**

Fue propuesto en 1918 por Langmuir, para representar la adsorción gas-sólido con carbón activado y ha sido generalmente utilizado para la sorción de un soluto desde una fase líquida. La afinidad entre los metales pesados y la superficie del material adsorbente se basa en fuerzas físicas (Davis, Volesky, y Mucci, 2003 citado en Plaza Cazón, 2012). Se utiliza la siguiente ecuación:

Ecuación 4. Isoterma de Langmuir

$$q = \frac{bq_m C_{eq}}{1 + bC_{eq}}$$

Quiere decir:

- q y q_m: Representan respectivamente la capacidad de adsorción en el equilibrio y la capacidad máxima de adsorción cuando se alcanza la saturación.
- C_{eq}: Concentración final en el equilibrio.
- b: Coeficiente de afinidad, es función de la afinidad entre el soluto y el adsorbente

- **Isoterma de Freundlich**

Freundlich en 1906, encuentra una relación de tipo potencial entre la cantidad de soluto absorbido y la concentración de equilibrio, dada por la siguiente expresión (Plaza Cazón, 2012):

Ecuación 5. Isoterma de Freundlich

$$q = K C_{eq}^{1/n}$$

Donde:

- q: Metal adsorbido en el equilibrio (mmol.g-1).
- C_{eq}: Concentración final en el equilibrio (mmol.L-1).
- K: Constante de Freundlich. (K > 1, afinidad del metal con el biosorbente)
- n: intensidad de sorción del biosorbente en función de su grado de heterogeneidad (n > 1, afinidad del metal con el biosorbente).

La Linealización para esta ecuación es la siguiente:

Ecuación 6. Linealización de la ecuación de Freundlich

$$\log q = \log k_f + \frac{1}{n} \log C_{eq}$$

Donde:

- n > 1: Afinidad significativa del biosorbente por el metal.
- K > 1: Capacidad significativa de sorción del biosorbente.

Representando el log de q vs log C_{eq} de los valores de la pendiente se puede obtener los parámetros de la isoterma de Freundlich K y n.

2.3.4.6 Herramientas para el proceso de biosorción

Dentro del proceso de biosorción generalmente se utilizan sistemas de lecho fijo, continuo y discontinuo (batch). El sistema discontinuo o batch consiste en colocar una cantidad específica del material sólido en un volumen determinado de agua contaminada durante un periodo de tiempo establecido, una vez culminado el tiempo del proceso se procede a sacar el material sólido, generalmente se realiza por filtración, a diferencia del sistema continuo que se usa mayor cantidad de materia sólida el mismo que se agrega cada cierto tiempo hasta la culminación del proceso (Weber, 1979).

Entre estos dos métodos descritos, el más utilizado en el proceso de biosorción es el de tipo Batch, como en el trabajo experimental de Verdugo, J. (2017) en el proceso bioadsorción de iones de plomo (Pb) y cromo (Cr) procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara de la mandarina, en donde se colocó una cantidad del biosorbente al inicio del proceso y después de un periodo de tiempo fue filtrada. Además también en el estudio de biosorción de Cd (II) y Pb (II) mediante una columna de lecho fijo con cáscara de cacao en donde se utilizó dos columnas de vidrio, al interior de cada uno se colocó una gravilla, para que el biosorbente no sea arrastrado durante el proceso a una temperatura ambiente (Vera et al., 2018). Otro estudio que utiliza un sistema de columna fija es la Biosorción por biomasa pre tratada por algas rojas, cáscara de naranja y tuna obteniendo muy buenos resultados de remoción mediante el siguiente esquema (Vizcaíno Mendoza & Fuentes Molina, 2015).

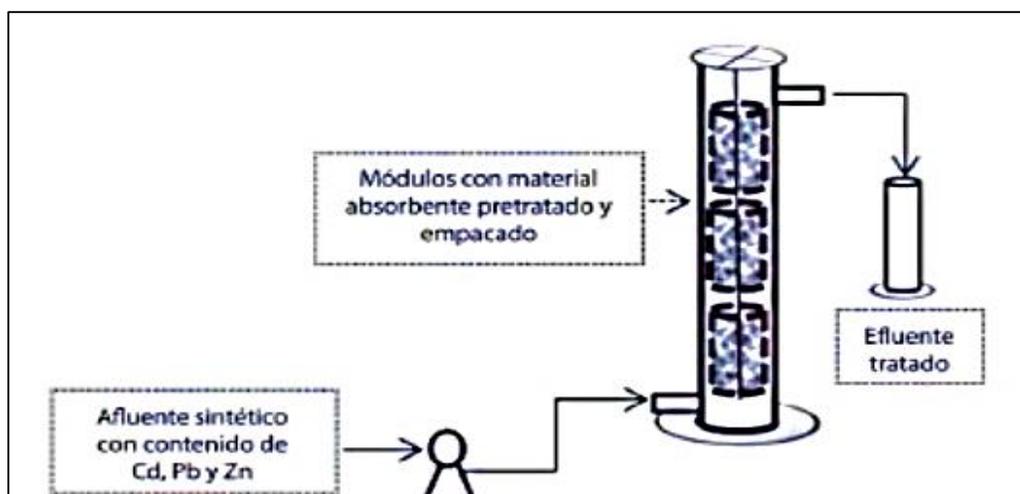


Ilustración 2. Sistema de columna fija

Fuente: (Vizcaíno Mendoza & Fuentes Molina, 2015).

2.3.4.7 Desorción

El proceso de desorción es uno de los procesos más importantes en la remoción de metales pesados, debido a que se puede reutilizar la biomasa utilizada como biosorbente y la recuperación del contaminante. Existen algunos disolventes que pueden ayudar en este proceso tales como, metanol, etanol, NaOH, ácido nítrico, ácido clorhídrico, etc., (Fomina & Gadd, 2014).

CAPÍTULO 3

3.1 NIVEL DE INVESTIGACIÓN

3.1.1 Tipo y diseño de investigación

El tipo de investigación es de carácter cuantitativo experimental, debido a que se analizó e interpretó los datos numéricos obtenidos dentro de la manipulación de distintas variables para ver la capacidad de biosorción de Pb y Cr como son el pH, tiempo de contacto y la concentración de los metales pesados. También es explicativo ya que se encarga de buscar el porqué de los hechos mediante el establecimiento de relaciones causa-efecto de la afinidad que tiene el marlo de maíz con los dos metales anteriormente mencionados. En cuanto al diseño de investigación es combinado, de carácter documental mediante la revisión bibliográfica en tesis, libros, artículos científicos sobre el tema en estudio y experimental obteniendo información para la construcción de conocimientos que puedan ser replicados. De acuerdo con el alcance de la investigación es aplicada o también conocida como práctica, por lo antes mencionado.

3.2 POBLACIÓN Y MUESTRA

La población de la presente investigación se consideró los 3500 metros de cultivo de maíz de la parroquia Santa Teresa de Jesús Monay, todos los integrantes de dicha población cumplen con características similares, teniendo la misma época de siembra y cosecha en las mismas condiciones climáticas. La muestra para ésta investigación se obtuvo de forma aleatoria, siendo ésta representativa con las características de la población.

3.3 VARIABLES DE LA INVESTIGACIÓN

Las variables que se plantearon fueron: dependientes, independientes, extrañas e intervinientes, las cuales son descritas a continuación:

§ Dependiente

En la tabla 6 se muestra a la variable dependiente del proceso de biosorción.

Tabla 6. Variable dependiente

VARIABLE	UNIDADES
% Biosorción de Cr y Pb	ppm
% Desorción de Cr y Pb	ppm

Fuente: La autora

El porcentaje de biosorción y desorción de Pb y Cr, son variables cuantitativas-continuas, cuyo grado de complejidad es simple porque se determinó la cantidad de metal que se encuentra en el marlo de maíz en forma porcentual-decimal después del proceso de biosorción y desorción. Estas dos variables van a depender del pH, tiempo de contacto y de la concentración de los metales pesados. Tiene un nivel de medición de razón ya que se indicó la ausencia o presencia de la variable, mediante la aplicación de operaciones estadísticas o matemáticas.

- **Independientes**

En la tabla 7 se muestra la variable independiente del proceso de biosorción.

Tabla 7. Variables independientes

VARIABLE	UNIDADES
Concentración de metales pesados	ppm
pH	pH
Tiempo	minutos

Fuente: La autora

- **Concentración de metales pesados**

La presente variable es cualitativa (dicotómica) con un nivel de complejidad simple, debido a que se determinó la afinidad de los dos metales en estudio con el marlo de maíz obteniendo así el porcentaje de biosorción, y cuyo nivel de medición es nominal porque solo se cuenta con dos categorías que son en este caso el Cr y Pb.

- **pH**

Esta variable es independiente, se utilizó diferentes pH para determinar cuál de ellos tiene un mejor resultado en el proceso de remoción, es decir si el pH alcalino o ácido es el más adecuado, el mismo que influyó en el porcentaje de biosorción, por lo antes mencionado es considerada una variable cualitativa (dicotómica) con un nivel de medición nominal y un nivel de complejidad simple.

- **Tiempo**

El tiempo es independiente en el proceso de biosorción, se consideró una variable cuantitativa continua (simple) con un nivel de medición nominal, debido a que se midió la cantidad de tiempo que se necesita en el proceso y su unidad de medida fue en minutos, para la remoción de Pb y Cr.

- **Intervinientes**

En la tabla 8 se muestra las variables intervinientes en el proceso de biosorción.

Tabla 8. Variable interviniente

VARIABLE	UNIDADES
Tamaño de partícula	mm
Concentración del biosorbente	g/mL
Marlo de maíz	duro-seco

Fuente: La autora

Tanto el tamaño, concentración de la partícula del biosorbente como la concentración de Pb y Cr en el agua para cada una de las actividades del proceso de biosorción son consideradas como variables intervinientes, porque fueron controladas para que no interfieran en los resultados que generaron las variables independientes, por lo tanto se bloquearon estableciendo un tamaño específico de partícula en mm y una concentración definida del biosorbente y de los dos metales antes del proceso. Para la presente investigación se utilizó una sola especie de maíz de la cual se determinó sus características físicas y químicas.

- **Extrañas**

Las variables extrañas dentro del proceso experimental, no pueden ser controladas totalmente por el investigador, son factores externos que pueden influir en los resultados de la investigación así por ejemplo: clima en donde se realizó el proceso, teniendo una variación de temperatura, humedad, etc.

3.4. TÉCNICAS E INSTRUMENTOS PARA LA RECOLECCIÓN DE DATOS

Las técnicas e instrumentos en la recolección de datos para la presente investigación fueron las siguientes: Como técnica se utilizó el análisis documental de: tesis, libros, revistas científicas, etc., para la recolección de información que es necesaria antes de realizar el trabajo experimental, los instrumentos serán dispositivos electrónicos y sus unidades de almacenaje. Otra técnica que se usó es la observación no estructurada cuyo instrumento será una cámara fotográfica y la bitácora para registrar todo lo acontecido en el proceso experimental.

3.5 TÉCNICAS DE PROCESAMIENTO DE DATOS.

Para descifrar los datos recolectados se utilizó un análisis estadístico descriptivo, en donde se analizó mediante tablas o gráficos, así también se usó regresiones para el análisis de resultados, además se aplicó una estadística inferencial con un diseño completamente al azar.

3.6. PROCEDIMIENTO

3.6.1 Fase 1 Caracterización

La caracterización del marlo de maíz para su posible uso como biosorbente de metales pesados, va desde la recolección del residuo orgánico hasta la determinación de sus características físicas-químicas.

- **Recolección del marlo de maíz**

Para la presente investigación se obtuvo dos kilos de marlo de maíz de la ciudad de Cuenca en la parroquia Santa Teresa de Jesús Monay.

- **Lavado y selección del marlo de maíz**

Después de la recolección del material vegetal se lavó con agua destilada para eliminar los agentes extraños que se pueden encontrar en el marlo de maíz para su posterior selección (ilustración 3).



Ilustración 3. Marlo de maíz

Fuente: La autora

- **Secado y reducción de la partícula**

El marlo de maíz seleccionado se dejó secar al aire libre por cinco semanas sobre un espacio higiénico, una vez seco el material se procedió a la reducción de su tamaño mediante la utilización de un molino y una licuadora industrial del laboratorio de Ciencias de la Vida de la Universidad Politécnica Salesiana- Sede Cuenca.

Una vez obtenidas partículas finas se procedió a tamizar la materia orgánica a través de un juego de tamices vibratorios Advantech Dura Tap™ (ilustración 4), para ello se utilizó seis tamices de diferentes dimensiones.



Ilustración 4. Tamices vibratorios

Fuente: La autora

3.6.1.1 Determinación de las características físico-químicas del biosorbente

- **Prueba de humedad**

Para la prueba de humedad se realizó por medio de un analizador de humedad Mettler Toledo HB con lámpara de halógeno (ilustración 5), se pesó 3,66 gramos de biosorbente de marlo de maíz con un tamaño de 0,224 mm, el proceso se realizó tres veces, con los resultados determinados por el equipo se obtuvo un promedio.



Ilustración 5. Lámpara de halógeno

Fuente: La autora

- **Prueba de pH**

Para esta prueba se siguió el procedimiento realizado por Ordóñez (2017). Se pesó 10 gramos de marlo de maíz pulverizado con un tamaño de partícula de 0,224 mm la misma que se colocó sobre 90 mL de agua destilada, para homogenizar la muestra se utilizó una base y un agitador magnético por un tiempo de 15 minutos, una vez finalizado este tiempo se midió en el pH-metro Mettler Toledo Cool Pro- ISM previamente calibrado. El procedimiento se realizó por triplicado obteniendo un promedio de los resultados.

- **Prueba de acidez**

La prueba de acidez se siguió el protocolo descrito en la Norma Técnica Peruana (2002.001-2003). Se pesó 18 gramos de marlo de maíz con un tamaño de partícula de 0,224mm y se colocó en 200mL de agua destilada en un vaso de precipitación, se homogenizó la muestra con ayuda de una base y una agitador magnético por 30 minutos a cuatro rpm, posteriormente se filtró la solución y se tomó 50 mL de la solución filtrada, se colocó tres gotas de fenolftaleína, finalmente se tituló con NaOH al 0,1M, se realizó esta actividad por triplicado.

Para la determinación del % de acidez se aplicó la siguiente Ecuación:

Ecuación 7. Porcentaje de acidez

$$\% \text{ de acidez} = \frac{\text{Gasto de Na OH} * N * F * \text{mili} - \text{equi. acido}}{\text{Peso de la muestra}} * 100$$

Donde :

- N= normalidad del NaOH
- F= factor de la solución de NaOH

- **Prueba de cenizas totales**

Para la determinación de cenizas totales se aplicó el procedimiento establecido en la guía del Instituto de Salud Pública de Chile (PRT-701.02-011), con algunas modificaciones.

La prueba de cenizas totales se realizó por triplicado, en donde se pesó tres crisoles vacíos con tapa en una balanza analítica, se colocó dos gramos de marlo de maíz pulverizado con un tamaño de partícula de 0,224mm en cada crisol y se pesó nuevamente.

Se utilizó una hornilla para realizar la combustión de las muestras haciendo una precalcificación, posteriormente se puso en una mufla a 200°C por dos horas, después del transcurso de éste tiempo se aumentó gradualmente la temperatura a 550 °C, se debe vigilar las muestras y observar el cambio de coloración.

Finalmente se deja enfriar la muestra y se pesa en una balanza analítica, con los datos obtenidos se aplica la siguiente ecuación:

Ecuación 8. Porcentaje de cenizas totales

$$\% \text{ Cenizas totales} = \frac{(M2 - M0)}{(M1 - M0)} * 100$$

Donde:

- M2= Masa en gramos de la cápsula con la ceniza.
- M1= Masa en gramos de la cápsula con la muestra
- M0= Masa en gramos de la cápsula vacía.

- **Capacidad de intercambio catiónico**

Se siguió el método propuesto por McConnell, Eastwood, & Mitchell, (1974). Se preparó 100 mL de ácido clorhídrico al 2N para determinar la capacidad de intercambio catiónico, esta prueba se realizó por duplicado, en donde se tomó 50 mL de ácido clorhídrico 2 N y se colocó dos gramos de marlo de maíz pulverizado con un tamaño de partícula 0,224 mm durante 24 horas, después de ese tiempo se centrifugó la muestra a 250 rpm por cuatro minutos, se filtró la muestra y se lavó con NaCl a 0,1N cinco veces,

Se agregó cinco gotas de fenolftaleína, finalmente se tituló con NaOH al 0,1N observando el cambio de color de la muestra y se realizó un promedio de los resultados obtenidos. Para la obtención del intercambio catiónico del biosorbente se utilizó la siguiente ecuación:

Ecuación 9. Capacidad de intercambio catiónico

$$C.I.C \left(\frac{Meq}{100gr} \right) = \frac{(mlm - mlb)N(100 + Pw)}{Pm}$$

Donde:

- mlm= NaOH gastados en la titulación en mL
- mlb= NaOH gastados en la titulación blanco en mL
- N= normalidad del NaOH
- Pw= humedad de la muestra
- Pm= peso de la muestra

- **Densidad aparente**

Para la determinación de la densidad aparente se siguió el proceso descrito en el Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN), (1984), con ciertas modificaciones. Se pesó una probeta vacía de 10 mL, se agregó biosorbente (marlo de maíz) de 0,224 mm hasta llegar a los 10 mL de la probeta, posteriormente se dio pequeños golpes para que se compacte la muestra y finalmente se pesó. Este proceso se realizó por triplicado para tener un resultado más específico. Se aplicó la siguiente ecuación:

Ecuación 10. Densidad aparente

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

- **Densidad real**

En la determinación de la densidad real del biosorbente (marlo de maíz) se aplicó el método realizado por Cabrera, (2017). Para la densidad real se pesaron tres picnómetros vacíos en una balanza analítica, se colocó 2 gramos de marlo de maíz pulverizado de 0,224 mm en cada picnómetro y se pesó nuevamente, se agregó agua destilada en los picnómetros con muestra y se pesó. Finalmente se observó el peso del picnómetro con agua destilada para la aplicación de la siguiente ecuación:

Ecuación 11. Densidad real

$$\mathbf{Densidad\ real} = \frac{PM - P}{PL + PM - P - PML}$$

Donde:

- PM: peso del picnómetro más la muestra
- P: peso del picnómetro vacío
- PL: peso del picnómetro más el agua destilada
- PML: peso del picnómetro más la muestra aforada.

- **Porosidad**

Para calcular la porosidad de la muestra se aplicó el método realizado por (Cabrera, 2017). Se tiene que calcular previamente la densidad real y aparente, con los resultados obtenidos se aplica la siguiente ecuación:

Ecuación 12. Porosidad

$$\mathbf{Porosidad} = 1 - \frac{\mathbf{Densidad\ aparente}}{\mathbf{Densidad\ real}}$$

- **Espectroscopia de infrarrojo**

El proceso de espectroscopia de infrarrojo se realizó en la U.P.S sede Quito, consistió en pesar un mg de biosorbente y 100 mg de bromuro de potasio, estas dos sustancias se mezclaron y se trituraron en un mortero Ágata, una vez obtenida una masa fina se encapsuló en un disco y se

colocó en el equipo para medir el espectro que posee el marlo de maíz, este procedimiento se realizó por triplicado para asegurar que los datos obtenidos sean reales. Una vez obtenido el resultado se procedió a analizar los grupos funcionales presentes según la longitud de onda.

- **Microscopia electrónica de Barrido**

Para determinar las características morfológicas de la superficie del biosorbente obtenido se utilizó la microscopia electrónica de barrido el mismo que fue realizado en la Universidad de las Fuerzas Armadas (ESPE) de la Ciudad de Quito.

Para este método de análisis se siguió un procedimiento ya establecido: la muestra de 0,224nm fue sometida a una liofilización por cinco horas, posteriormente se colocó un material conductor a través de un vaporizador de oro por un periodo de un minuto, finalmente la muestra preparada se observó en el microscopio.

- **Potencial zeta**

Este proceso fue realizado por la Universidad Central del Ecuador, con un método ya establecido, en donde se determinó como puede penetrar los iones metálicos en la capa iónica presentes en las partículas del marlo de maíz.

El potencial zeta se realizó mediante dos suspensiones del biosorbente, la primera se preparó 1mg de muestra/100 mL de solución, ésta es la mínima concentración establecida, y la segunda muestra se preparó 15 mg de muestra/ 100 mL solución, la cual pertenece a la máxima concentración posible antes que la solución presente turbidez y/o decantación de sólidos suspendidos. Estas muestras fueron colocadas en el equipo de dispersión de luz dinámica (DLS).

3.6.2 Fase 2 Laboratorio

3.6.2.1 Determinar el pH óptimo a través de pruebas de laboratorio para el proceso de biosorción de Pb y Cr.

En la determinación del pH óptimo para el proceso de biosorción de marlo de maíz para la remoción de cromo (Cr) y plomo (Pb) se siguió el proceso aplicado por Ordóñez (2017), con distintos pH.

Se preparó una solución madre de plomo de 1000 ppm a partir de nitrato de plomo y otra de cromo de 1000 ppm mediante nitrato de cromo nonahidratado, los mismo se colocaron en frascos ámbar para su posterior utilización.

A partir de la solución madre de cromo y plomo de 1000 ppm se procedió a realizar seis soluciones de 50 mL con 10 ppm de cada metal pesado, posteriormente se ajustó el pH a cada una de estas soluciones, las mismas fueron de 2, 3, 4, 7, 9, 10 con ayuda de hidróxido de sodio al 0,1N y ácido clorhídrico al 0,1M. Después de tener el pH ajustado se pesó 0,1 g de biosorbente obtenido a partir del marlo de maíz y se colocó en cada una de las soluciones.

Finalmente las muestras fueron sometidas a agitación durante 2 horas a 3rpm, este proceso fue realizado por triplicado en un sistema tipo batch. Para la determinación del pH en donde se obtuvo mayor porcentaje de remoción se usó el equipo de absorción atómica para Pb y un photometer para el Cr.

3.6.2.3 Determinar la cinética de biosorción del marlo de maíz mediante pruebas de laboratorio estableciendo el tiempo de contacto.

En la determinación de la cinética de biosorción se aplicó el método realizado por Fonseca, Giraldo, & Moreno-Piraján, (2014) con algunas modificaciones adaptadas al proceso de la presente investigación. Para la determinación de la cinética del proceso de biosorción se realizó cuatro soluciones con un volumen de 50 mL con distintas concentraciones de Cr y Pb (10, 30, 50 y 100 ppm), los mismos que se realizaron a partir de una solución madre de 1000 ppm de cada metal pesado; a cada solución se ajustó el pH cuatro que fue el óptimo en el proceso para los dos metales, posteriormente se colocó 0,1 g de biosorbente (marlo de maíz), una vez lista las muestras se agitó a cada solución a 30, 60, 90, 120 minutos.

Finalmente se filtró el biosorbente y se analizaron las soluciones en el equipo de absorción atómica para el caso del Pb y en el photometer para el Cr. El proceso se realizó por duplicado en un sistema tipo Batch para poder observar su comportamiento.

3.6.2.4 Evaluar las isotermas con los factores óptimos a través de pruebas de laboratorio determinando la capacidad de biosorción.

Para la determinación de las isotermas se aplicó el procedimiento realizado por Ordóñez (2017), con algunos cambios, el mismo que se describe a continuación.

Una vez establecido el pH y el tiempo óptimo de biosorción del marlo de maíz, se procedió a establecer la Q (máxima). Se realizó soluciones de Pb y Cr (10, 30, 50, 100ppm) a partir de cada

solución madre, posteriormente se ajustó el pH óptimo, el mismo que fue de cuatro para los dos casos, se colocó 0,1 g de biosorbente y se mantuvo en movimiento durante 30 minutos para la solución de 10 ppm, de 60 minutos para 30 y 50 ppm y 120 minutos para la solución de 100 ppm, una vez culminado el tiempo de agitación se filtró las muestras y se procedió analizar los resultados en el equipo de absorción atómica para el Pb y en un photometer para Cr. El proceso se realizó por duplicado en un sistema tipo batch.

3.6.2.5 Evidenciar la capacidad de desorción del biosorbente mediante pruebas de laboratorio para su reutilización

Una vez obtenido las condiciones óptimas se procedió a realizar el proceso de reutilización del biosorbente obtenido del apartado anterior para cada uno de los metales en estudio, para la desorción se siguió el método aplicado por Carro de Diego, L. (2012).

Se colocó en un vaso de precipitación 30 mL de NaOH 0,1 N y en otro vaso 30 mL de HCl al 4%, a cada solución se agregó el biosorbente obtenido en la etapa anterior, estas soluciones se mantuvieron en agitación constante durante 30 minutos a 250 rpm, una vez culminado este tiempo se filtró.

Ya filtrado el biosorbente, se procedió a realizar nuevamente el proceso de biosorción en las condiciones óptimas.

Después del proceso de reutilización del biosorbente se analizó mediante absorción atómica la remoción Pb y en un photometer para el Cr.

CAPÍTULO 4

4.1 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1.1 Fase 1: Caracterización del biosorbente

4.1.1.1 Pruebas granulométricas

Se realizó ésta prueba para obtener un tamaño de partícula menor a 0,3 mm. Según el experimento de Pinzón-Bedoya & Cardona Tamayo, (2010) un tamaño menor a 0,3 mm han tenido resultados positivos para la remoción de metales pesados. En la presente investigación como se puede observar en la tabla 9, de los 287,86 gramos de biosorbente obtenido a partir de marlo de maíz pulverizado, existió un 72,05 % de biosorbente acumulado en la malla 45 la misma que tiene una abertura de 0,224 mm.

Tabla 9. *Pruebas granulométricas*

<i>Malla</i>	<i>Abertura en mm</i>	<i>Peso retenido en g</i>	<i>Porcentaje retenido acumulado %</i>
40	0,280mm	11,87 g	4,12%
45	0,224mm	207,39 g	72,05%
100	0,100mm	12,32 g	4,28%
120	0,090mm	10,27 g	3,58%
140	0,071mm	40,86 g	14,18%
325	0,032mm	5,15 g	1,79%
Total		287,86 g	100%

Fuente: La autora

4.1.1.2 Determinación de las propiedades físico-químicas del marlo de maíz.

Tabla 10. Resultados de caracterización del biosorbente

CARACTERÍSTICAS	PROMEDIO	VARIANZA	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
Humedad	10,13%	0,0464	0,2154
pH	4	0	0
Acidez	0,1207 %	1,04633e- 05	0,0032
Cenizas totales	1,5%	0,25	0,5
Intercambio catiónico	84,095 meq/g	0,708	0,84145
Densidad real	0,587 g/mL	1,43333 e-05	0,00378
Densidad aparente	0,211 g/mL	0,000571	0,02389
Porosidad	0,641 g/mL	-	-

Fuente: La autora

- **Determinación de la humedad**

En la determinación de la humedad se obtuvo un promedio de 10,13% con una varianza y desviación estándar menor a uno, por lo tanto las réplicas realizadas del proceso fueron similares. El trabajo experimental de biosorción de Pb (II) mediante marlo de maíz modificado realizado por Oré et al., (2015) obtuvo una humedad de 13,8%. A diferencia del estudio de Coronel (2017), la humedad de la mazorca de maíz fue de 5,98%. Por lo tanto el resultado obtenido en el presente trabajo se encuentra dentro de los rangos estudiados.

- **Determinación del pH**

Tras la determinación por triplicado del pH del biosorbente (marlo de maíz) realizado por el pH-metro Mettler Toledo, se obtuvo como resultado que tiene un pH de cuatro, como se puede ver en la tabla 10, quiere decir que es ácido, por lo que Tejada Tovar et al., (2015b) menciona que el pH cuatro del biosorbente ayuda en la remoción de aniones o cationes.

- **Determinación de la acidez**

El proceso se realizó por triplicado en donde se obtuvo una varianza de $1,04633e-05$, siendo los resultados muy similares cuyo promedio fue de 0,1207%, siendo inferior al porcentaje obtenido en el trabajo de Cabrera (2017) que obtuvo 0,558% de acidez de la cáscara del tomate de árbol y menciona que mientras más bajo es este dato mayor afinidad tiene el biosorbente en el intercambio de iones. Esta característica está relacionada con el pH.

- **Determinación de cenizas totales**

En la determinación de las cenizas totales para el marlo de maíz se obtuvo una variación de los resultados menor a uno, esto quiere decir que los datos no son diferentes, dando un promedio de 1,5%. Este promedio se encuentra entre el porcentaje obtenido por Verdugo (2017) en la cáscara de mandarina siendo este de 5,24% y del estudio de Ordóñez (2017), cuyo resultado fue de 0,145% de cenizas totales de la cáscara de papa. Y en el estudio realizado por Oré et al., (2015) en la remoción de Pb, mediante marlo de maíz modificado, obtuvo 2,19% de cenizas. Leyva-Ramos, Bernal-Jacome, & Acosta-Rodriguez (2005) mencionan que generalmente los residuos agrícolas (orgánicos) tienen un porcentaje de cenizas menor al 10%.

- **Determinación de intercambio catiónico**

El resultado del intercambio catiónico de 84,095 meq/g, es mayor al realizado por Ordóñez (2017) sobre la cáscara de papa, cuyo intercambio catiónico fue de 53,66 meq/g. Este resultado es importante ya que mientras más alto es el intercambio catiónico mayor será la remoción del metal pesado presente en el medio acuoso (Borja, García, Yipmantin, Guzmán, & Maldonado, 2015).

- **Densidad real y aparente**

La densidad real del biosorbente (marlo de maíz) fue de 0,587 g/mL como se puede observar en la tabla 10. En el estudio realizado por Coronel (2017), obtuvo la densidad promedio de la mazorca de maíz de 1,13 g/mL para el estudio de remoción de ciprofloxacina existiendo una diferencia de 0,5 g/mL, entre los estudios.

En relación a la densidad aparente el resultado promedio obtenido fue de 0,211 g/mL a diferencia del trabajo experimental de la mazorca de maíz cuya densidad aparente fue de 0,324 g/mL (Coronel, 2017). Pero en el estudio realizado por Zhang et al., (2012) fue de 0,282 g/mL de la mazorca. En conclusión la densidad aparente es similar a otros estudios.

- **Porosidad**

La porosidad del marlo de maíz de la presente investigación fue de 0,641 g/mL obtenida a través de la ecuación 12, este resultado es similar al determinado por la mazorca de maíz que fue de 0,712 g/mL (Coronel, 2017). El resultado obtenido de la porosidad es muy cercano al descrito por Zhang et al., (2012), en donde menciona que la porosidad del residuo del maíz fue de 0,68 g/mL.

- **Espectroscopia de infrarrojo**

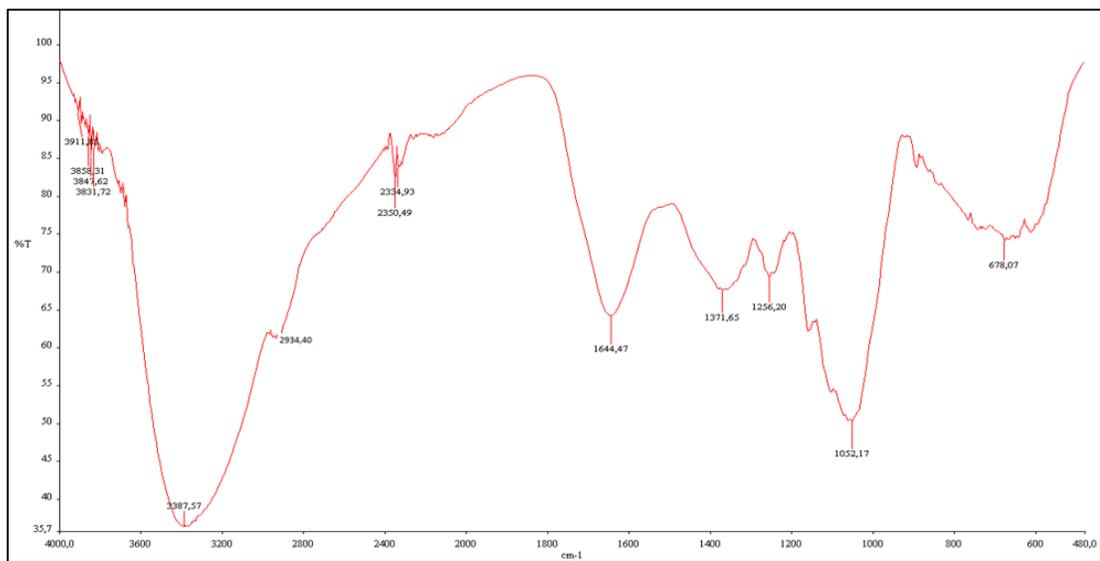


Gráfico 1. Espectros del marlo de Maíz.

Fuente: La autora

Se pudo determinar en el gráfico 1 los siguientes grupos funcionales: los picos 3911.85, 3858.31, 3847.62 y 3831.72 cm^{-1} , pertenecen a los enlaces C-H, O-H, N-H; la banda 3387.57 cm^{-1} corresponde a los grupos Alcoholes (-C-OH); los picos 2350.49 y 2334.93 cm^{-1} corresponde a los grupos Alquinos (-C≡C-); la longitud de 2934.40 cm^{-1} evidencia la presencia de grupos Alcanos (-CH₂-); los picos 1644.47 y 678.07 cm^{-1} son alquenos (-C=C-); 1371.65 cm^{-1} se refiere grupos metilos (CH₃-); la banda 1256.20 cm^{-1} son Ester (=C-O) y ácido carboxílico (CO-OH) y 1052,17 corresponde los grupos anhídridos, los grupos funcionales antes mencionados según Oré Jiménez et al., (2015), son corresponden a sustancias lignocelulíticos.

Estos resultados son similares al estudio realizado por Oré Jiménez et al., (2015), en Perú en el proceso de biosorción de Pb mediante el marlo de maíz, véase en el gráfico 2.

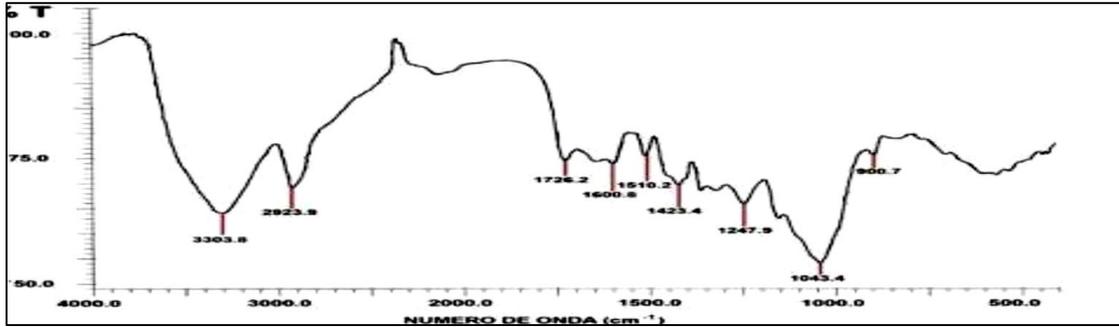


Gráfico 2. IR de Marlo de maíz

Fuente: (Oré Jiménez et al., 2015)

- **Microscopia electrónica de barrido**

La caracterización morfológica del marlo de maíz obtuvo mediante el microscopio electrónico de barrido, como se pueden ver en las ilustraciones 1, 2 y 3, se realizó esta prueba a nivel micrométrico. La superficie del marlo de maíz es heterogénea, ésta presenta distintas estructuras laminares alargadas, con grietas, y además se combina con una estructura masosa.

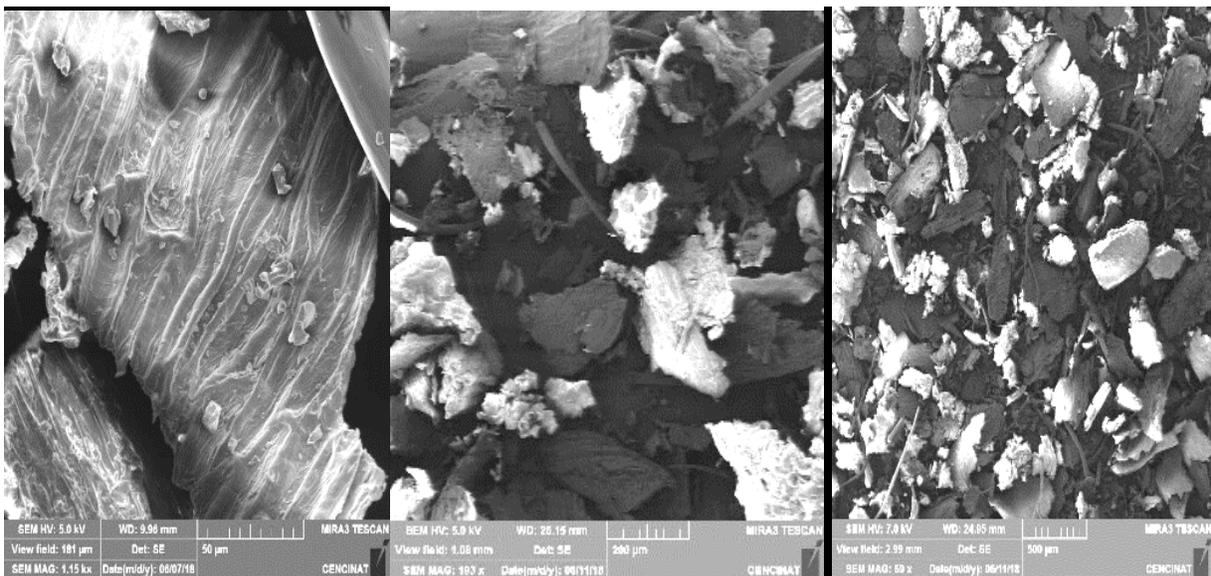


Ilustración 6. SEM - 50 µm

Ilustración 7. SEM- 200 µm

Ilustración 8. . SEM-500 µm

Fuente: La autora

Fuente: La autora

Fuente: La autora

En la ilustración 2 se puede observar surcos laminares y al igual que la ilustración 3 existe grietas en donde se puede adherir el metal pesado, además de estas estructuras también presenta una apariencia masosa como en la ilustración 1, el contaminante posiblemente se puede unir en las fisuras que ésta presenta en la parte central y en sus bordes, o también se puede adherir por la diferencia de cargas del biosorbente con el ión.

Existe algunos estudios que presentan características similares como es el caso de la superficie de la cáscara de mandarina realizado en el estudio de Verdugo (2017), en donde existen estructuras laminares sólidas con grietas en sus bordes, esta estructura ha tenido éxito en la remoción de cromo (Cr) y plomo (Pb). Sucede de forma similar en la estructura de la cáscara de tomate de árbol, se ha podido identificar estructuras laminares sólidas con grietas longitudinales, en donde se han podido adherir los metales durante el proceso de biosorción (Cabrera, 2017).

A diferencia de la estructura que presenta la cáscara de papa, en ella se encuentran partículas esféricas, pequeñas láminas sólidas con bordes irregulares, teniendo una gran cantidad de espacios para la retención de iones (Ordóñez, 2017).

- **Potencial Zeta**

El potencial zeta está relacionada con las fuerzas de atracción (Van der Waals) y las fuerzas de repulsión según Yoval, L. S., Palacios, L. M., Soberanis, M. P., & Guzmán, L. O. S. (2000), además mencionan que los valores positivos se refiere a que existe una energía de repulsión y si son negativos existe energía de atracción como se puede ver en el gráfico 3.

Los resultados obtenidos del marlo de maíz fue de -14 mV en la suspensión de 1mg/100mL y de -43.3 mv en la suspensión de 15 mg/100mL. Esto quiere decir que es eficiente para la atracción

de iones, además mientras mayor cantidad de biosorbente se utilice mayor será la atracción y remoción del contaminante.

Como se puede observar en la tabla 11, los residuos utilizados para la remoción de metales pesados también tienen fuerzas de atracción favoreciendo al proceso de biosorción.

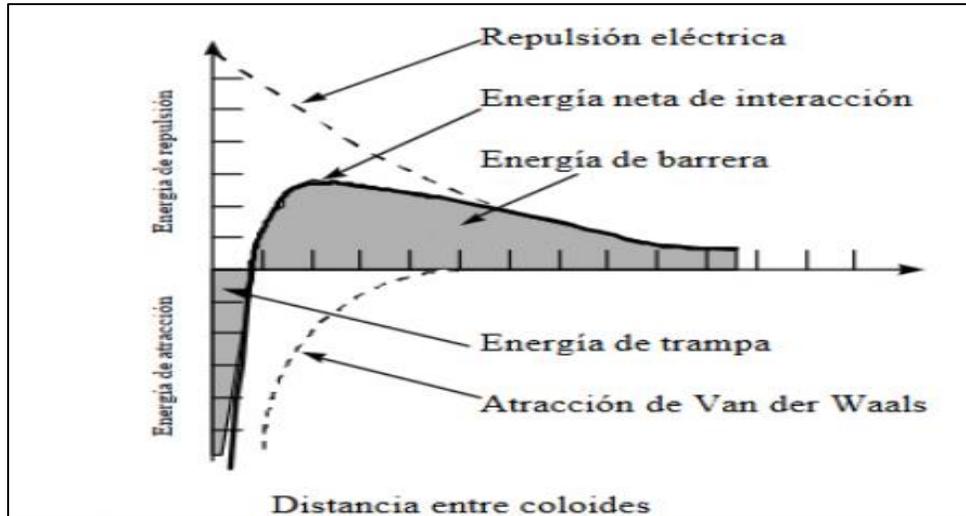


Gráfico 3. Potencial zeta

Fuente: (Yoval, L. S., Palacios, L. M., Soberanis, M. P., & Guzmán, L. O. S., 2000).

Tabla 11. Potencial Zeta de diferentes residuos

Muestra	Potencial Zeta (1 mg/100 mL)	Potencial Zeta (15 mg/100 mL)	Unidades
Marlo de maíz	-14,7	-43,3	mV
Exoesqueleto Camarón	-0,3	-23,3	mV
Cáscara de papa	-5,7	-34,2	mV
Cáscara tomate	-48,7	-49,6	mV

Fuente: La autora

4.1.2 Fase 2: Pruebas de laboratorio

4.1.2.1 Determinación del pH óptimo a través de pruebas de laboratorio para el proceso de biosorción de Pb y Cr.

Para este proceso se planteó una concentración inicial de 10 ppm con un tiempo de contacto de 120 minutos para el pH 2, 3, 4, 7, 9, y 10 a temperatura ambiente.

- **pH óptimo del Plomo (Pb)**

Para la biosorción de Pb mediante el marlo de maíz, se llegó a la determinación que el pH para este proceso es 4 como se puede ver en la tabla 12, con un tamaño de partícula de 0,224 mm el mismo que presentó una mayor capacidad de intercambio catiónico.

Tabla 12. Determinación del pH óptimo para la remoción de Pb

pH	CONCENTRACIÓN DE PB INICIAL	PROMEDIO DE PLOMO FINAL EN EL AGUA EN PPM	PROMEDIO DE PLOMO EN EL AGUA %	% DE REMOCIÓN
2	10ppm	2,990683333ppm	29,90683333%	70,09316667%
3	10ppm	1,747066667ppm	17,47066667%	82,52933333%
4	10ppm	1,081883333ppm	10,8188333 %	89,18116667 %
7	10ppm	2,914283333ppm	29,14283333%	70,85716667%
9	10ppm	3,600333333ppm	36,00333333%	63,99666667%
10	10ppm	3,2434ppm	32,434%	67,566%

Fuente: La autora

Para determinar el pH óptimo se realizó una regresión polinómica de segundo orden (gráfico 4). Y posteriormente se sacó la primera derivada con ayuda de matlab.

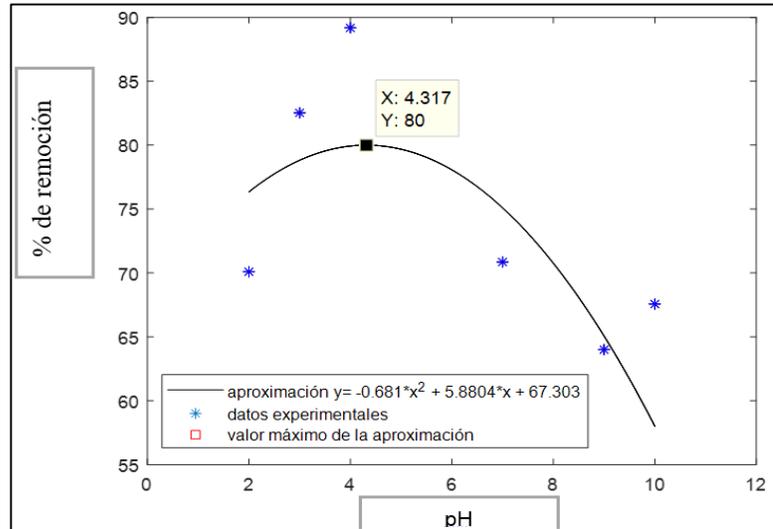


Gráfico 4. Modelo matemático del % de biosorción de Pb con relación al pH

Fuente: La autora

$$y = -0.681x^2 + 5.8804x + 67.303$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.681x^2 + 5.8804x + 67.303)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -1.362x + 5.8804$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -1.362x + 5.8804$$

$$x = 4.31$$

En la presente investigación se tomó el pH 4 para los demás procesos, ya que puede existir dificultades para medir 4,31, para ello fue mejor tomar un número entero, para que el proceso tenga las mismas condiciones.

Para el análisis de los resultados se procedió a la aplicación de un diseño completamente al azar (tabla 13). En donde se planteó dos hipótesis con un nivel de confianza del 95%.

- H_0 = El porcentaje de biosorción es similar con relación al pH
- H_1 = No todos los porcentajes de biosorción son iguales con relación al pH.
- Nivel de significancia =0,05

Tabla 13. *Análisis de Varianza (con relación al pH óptimo del Pb)*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	5	1418,4	283,68	3,87	0,025
Error	12	878,9	73,24		
Total	17	2297,3			

Fuente: La autora

El valor p es menor a 0,05; entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alternativa, por lo tanto se realizó la prueba de Tukey donde se determinó en que pH existió un mayor porcentaje de biosorción (tabla 14).

Tabla 14. *Método de Tukey con relación al pH óptimo para el Pb*

Factor	N	Media	Agrupación	
pH 4	3	89,28	A	
pH 3	3	82,53	A	B
pH 7	3	70,86	A	B
pH 2	3	70,09	A	B
pH 10	3	67,57	A	B
pH 9	3	64,00		B

Fuente: La autora

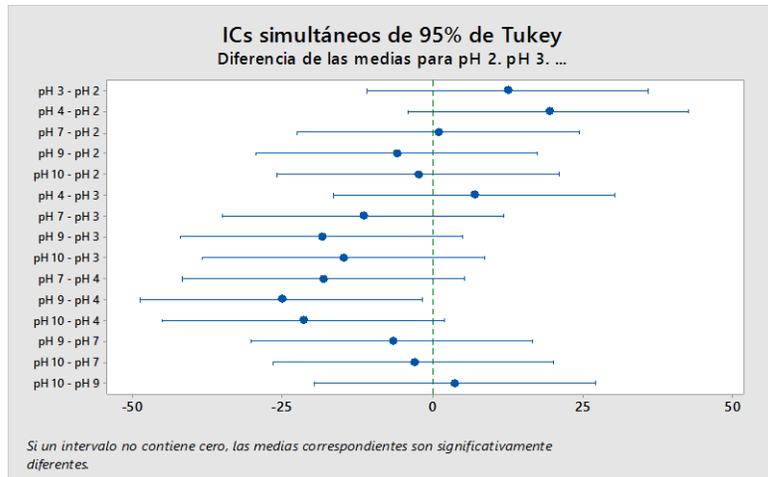


Gráfico 5. ICs simultáneos de 95% de Tukey (Pb)

Fuente: La autora

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes como es el caso del pH 4 y 9 (tabla 14 y gráfico 5), siendo el pH 4 en donde existe una mayor remoción como se puede ver en el gráfico 6, esto corrobora que éste pH es el adecuado para la remoción de Pb mediante el marlo de maíz.

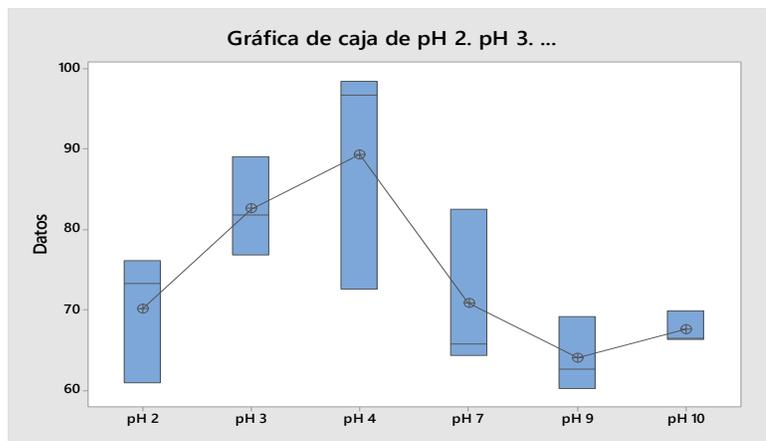


Gráfico 6. De cajas con relación al pH y % de biosorción de Pb

Fuente: La autora

Para determinar la normal distribución de los datos en relación al pH y la concentración del metal, se aplicó el modelo estadístico Shapiro-Wilk (tabla 15) que se realizó en el programa SPSS. Se planteó dos hipótesis:

- H_0 = el proceso tiene una distribución normal con un intervalo de confianza de 95%
- H_1 = el proceso no tiene una distribución normal con un intervalo de confianza de 95%

Tabla 15. Pruebas de normalidad Pb

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Plomo (Pb)	0,891	6	0,324

Fuente: La autora

Según la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk se obtiene un sig de 0,324, siendo un valor mayor a 0,05; esto quiere decir que se acepta la hipótesis nula y se rechaza la hipótesis alternativa.

En otras palabras se puede decir que el porcentaje de remoción tiene una distribución normal en relación al aumento de pH, siendo este factor una variable que influye en el proceso.

- **pH óptimo del Cromo (Cr)**

Para la remoción de Cr, se determinó que el pH adecuado para la remoción de los metales fue 4 para el proceso de biosorción como se puede ver en la tabla 16, con un tamaño de partícula de 0,224 mm.

Tabla 16. Determinación del pH óptimo para la remoción de Cr.

pH	CONCENTRACIÓN DE CR INICIAL	PROMEDIO DE CROMO FINAL EN EL AGUA EN PPM	PORCENTAJE DE CROMO EN EL AGUA %	% DE REMOCIÓN
2	10 ppm	0,97333333	9,73333333	90,2666667
3	10ppm	0,64333333	6,43333333	93,5666667
4	10ppm	0,55	5,5	94,5
7	10pmm	0,99666667	9,96666667	90,0333333
9	10pmm	1,31	13,1	86,9
10	10pmm	1,24	12,4	87,6

Fuente: La autora

Para determinar el pH óptimo se realizó una regresión polinómica de segundo orden (gráfico 7). Y posteriormente se sacó la primera derivada, con ayuda del programa matlab.

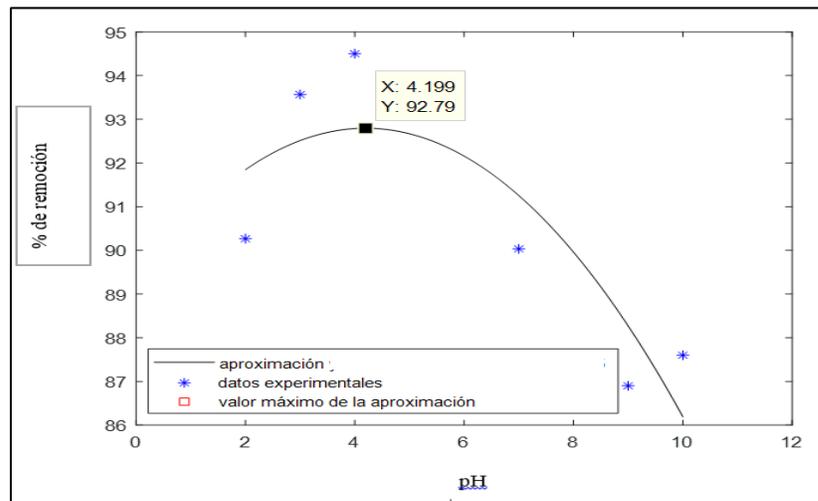


Gráfico 7. Modelo matemático del % de biosorción de Cr con relación pH

Fuente: La autora

$$y = -0.1962 + 1.6475x + 89.335$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.1962 + 1.6475x + 89.335)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.3924x + 1.6475$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.3924x + 1.6475$$

$$x = 4.19852$$

En la presente investigación se tomó el pH 4 para los demás procesos, ya que puede existir dificultades para medir 4,19, para ello fue mejor tomar un número entero, para que el proceso tenga las mismas condiciones.

Para el análisis de los resultados se procedió a la aplicación de un diseño completamente al azar (tabla 17). En donde se planteó dos hipótesis con un nivel de confianza del 95%.

- H_0 = El porcentaje de biosorción es similar con relación al pH
- H_1 = No todos los porcentajes de biosorción son iguales con relación al pH.
- Nivel de significancia = 0,05

Tabla 17. Análisis de Varianza (con relación al pH óptimo del Cr)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	5	143,10	28,620	5,12	0,010
Error	12	67,02	5,585		
Total	17	210,12			

Fuente: La autora

El valor p es menor a 0,05; entonces se rechaza la hipótesis nula y se acepta la alternativa, por lo tanto se realizó la prueba de Tukey donde se determinó en que pH existió mayor porcentaje de remoción (tabla 18).

Tabla 18. Método de Tukey con relación al pH óptimo para el Cr

Factor	N	Media	Agrupación
pH 4	3	94,556	A
pH 3	3	93,62	A B
pH 2	3	90,246	A B C
pH 7	3	90,03	A B C
pH 10	3	87,59	B C
pH 9	3	86,92	C

Fuente: La autora

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes como se puede ver en la tabla 18 y en el gráfico 8.

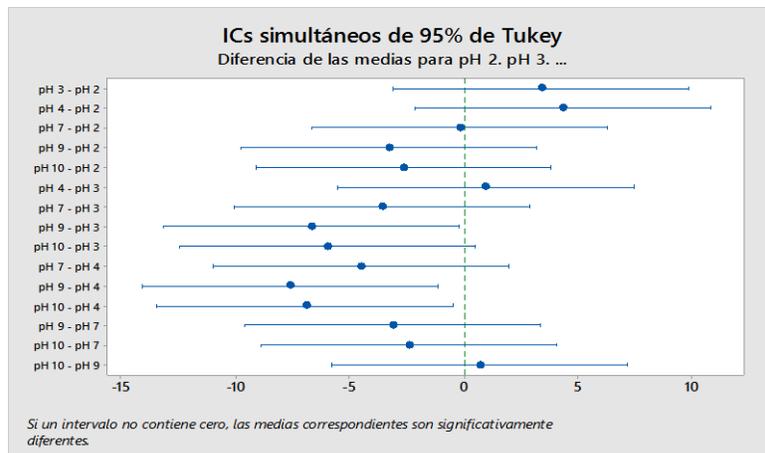


Gráfico 8. ICs simultáneos de 95% de Tukey (Cr)

Fuente: La autora

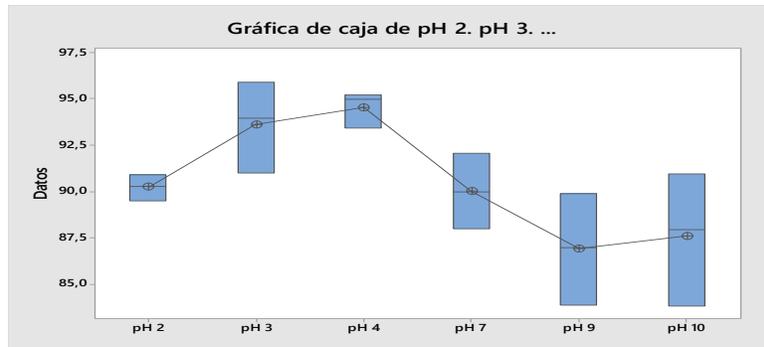


Gráfico 9. De cajas con relación al pH y % de biosorción de Cr

Fuente: La autora

Como se puede ver en el gráfico 9 que el pH 4 es donde existe una mayor remoción de Cr, corroborando el resultado del modelo matemático del gráfico 7.

Para determinar la normal distribución de los datos en relación al pH y la concentración del metal, se aplicó el modelo estadístico Shapiro-Wilk (tabla 19). Se planteó dos hipótesis:

- H_0 = El proceso tiene una distribución normal con un intervalo de confianza de 95%
- H_1 = el proceso no tiene una distribución normal con un intervalo de confianza de 95%

Tabla 19. Pruebas de normalidad Cr

	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Cromo (Cr)	0,921	6	0,512

Fuente: La autora

Según la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y se obtiene un valor mayor a 0,05; esto quiere decir que se acepta la hipótesis nula y se rechaza la hipótesis alternativa. Existe una distribución normal de los datos obtenidos con relación al pH, siendo un factor que influye en el proceso de remoción.

Tanto para el plomo (Pb) y cromo (Cr) el pH óptimo fue entre 4,19 – 4,31, similar a otros estudios realizados para estos dos metales, así por ejemplo: en la remoción de cromo hexavalente (Cr (VI)) por la cáscara de moringa el pH óptimo fue de 3 (Galindo et al., 2015), al igual con la cáscara de naranja modificada con quitosano (Gutiérrez et al., 2013). En el estudio realizado por León (2018) en la remoción de plomo (Pb) mediante cáscara de naranja agria presentó una mayor cantidad de remoción con pH 4. De forma semejante ocurre en el estudio isotérmico de Cr y Pb, cuyo pH óptimo fue de 5 - 4 para cromo (Cr) y de 4 - 3 para el ion plomo (Pb), mediante el uso del raquis de plátano (Inga, 2012).

4.1.2.2 Determinación de la cinética de biosorción del marlo de maíz mediante pruebas de laboratorio estableciendo el tiempo de contacto.

- **Determinación de la cinética del plomo (Pb)**

Para la determinación de la cinética de biosorción con relación al tiempo de contacto se preparó cuatro soluciones de 10 ppm, 30 ppm, 50 ppm, 100 ppm, las mismas que se ajustaron al pH 4 y a cada una de estas soluciones se sometió a una agitación constante durante 30, 60, 90 y 120 minutos, en la tabla 20 se puede observar el porcentaje de remoción:

Tabla 20. Determinación del porcentaje de remoción de Pb en relación al tiempo de contacto

CINÉTICA DE BIOSORCIÓN DE PLOMO CON RELACIÓN AL TIEMPO DE CONTACTO (%)				
Concentración	30 minutos	60 minutos	90 minutos	120 minutos
10ppm	<u>92,78161%</u>	91,469165%	90,13048%	89,1811%
30ppm	95,2249199%	<u>95,2380443%</u>	95,1439864%	95,069615%
50ppm	87,0580675%	<u>87,6679565%</u>	84,8767986%	83,6024232%
100ppm	86,6033083%	87,9433056%	88,3101315%	<u>90,4809665%</u>

Fuente: La autora

Los resultados obtenidos en este proceso son los siguientes: el tiempo que presentó un porcentaje mayor de remoción de 10 ppm es de 30 minutos con un porcentaje de 92,78%, a diferencia de la solución con una concentración inicial de 30 y 50 ppm, en donde se obtuvo un 95,23% y 87,66% de remoción de Pb respectivamente, siendo el tiempo de contacto de 60 minutos, finalmente la solución de 120 ppm de Pb, tuvo una remoción máxima de 90,48% en un tiempo de 120 minutos.

Para determinar el tiempo óptimo se aplicó un modelo matemático para cada concentración como se puede ver en el gráfico 10.

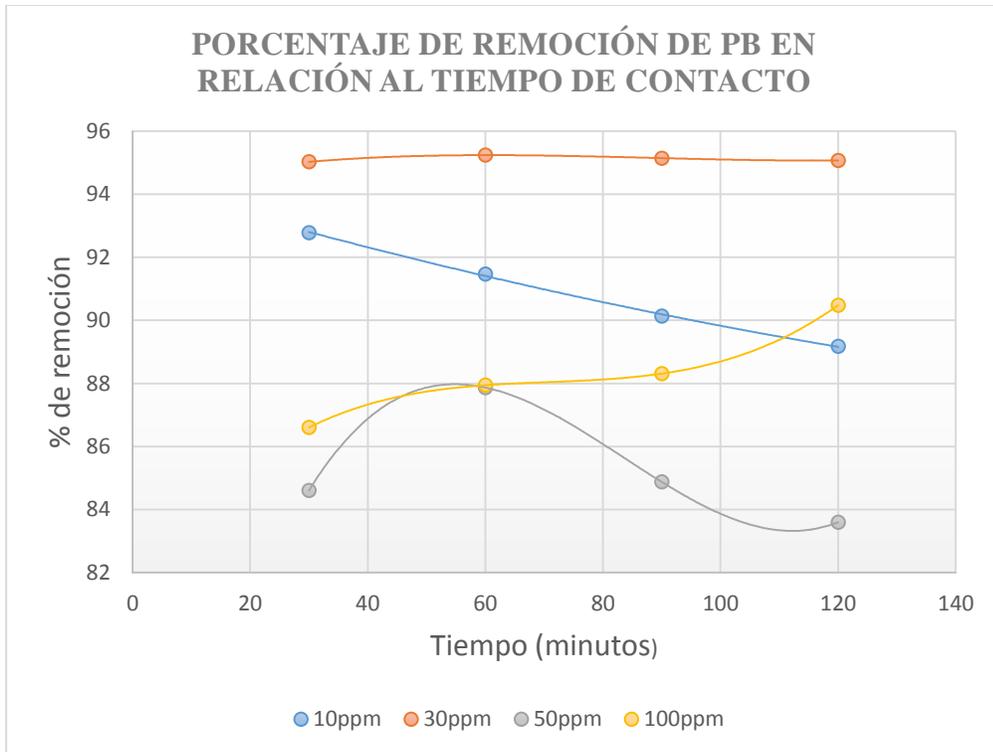


Gráfico 10. Modelo matemático para el tiempo óptimo en la remoción de Pb

Fuente: La autora

- **Para 10 ppm Pb**

$$y = -0.0001x^2 + 0.0556x + 94.38$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.0001x^2 + 0.0556x + 94.38)}{dx}$$

Dado que la aproximación no es una gráfica convexa, la primera derivada se debe analizar dentro del límite de 30 a 120, dándonos un máximo en:

$$x = 30 \text{ min}$$

- **Para 30 ppm Pb**

$$y = -0.000015x^2 + 0.0018x + 95.2$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.000015x^2 + 0.0018x + 95.2)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.00003x + 0.0018$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.00003x + 0.0018$$

$$x = 60 \text{ min}$$

- **Para 50 ppm Pb**

$$y = -0.00029x^2 + 0.0347x + 86.736$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.00029x^2 + 0.0347x + 86.736)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.00058x + 0.0347$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.00058x + 0.0347$$

$$x = 60 \text{ min}$$

- **Para 100ppm Pb**

$$y = -0.0002x^2 + 0.0054x + 86.373$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.0002x^2 + 0.0054x + 86.373)}{dx}$$

Dado que la aproximación no es una gráfica convexa, la primera derivada se debe analizar dentro del límite de 30 a 120, dándonos un máximo en:

$$x = 120 \text{ min}$$

El tiempo de contacto óptimo es diferente para cada concentración siendo para 10ppm 30 minutos, para 30 ppm, 50 ppm 60 minutos y para 100 ppm 120 minutos.

Los tiempos antes mencionados son similares al estudio realizado por Ordóñez (2017), en donde establece que para una mayor cantidad de remoción para concentraciones bajas de contaminante, el tiempo óptimo es de 60 minutos y de concentraciones altas es de 120 minutos.

Tabla 21. Cinética de biosorción de Pb

		CONCENTRACIÓN INICIAL DE Pb			
		10 ppm	30 ppm	50 ppm	100 ppm
Pseudo de primer orden $q_t = q_e (1 - e^{-K_1 t})$	K_1	0,0004	2e-5	0,0002	0,0002
	q_e	9,326160136	28,5716533	43,85797826	90,50496647
	R^2	0,9787	0,8522	0,8075	0,9302
Pseudo de segundo orden $q_e = \frac{t}{\frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$	K_2	0,00004	7e-7	1e-5	5e-6
	q_e	8,88257324	28,5030061	43,0789889	88,5578936
	R^2	0,97973	0,8523	0,8099	0,9322
	h	0,003156	0,00056869	0,01855799	0,00392125

Fuente: La autora

En la tabla 21 se puede observar que el modelo de Pseudo de segundo orden es el que mejor se ajusta al proceso, aunque no existe mucha diferencia con el primer mecanismo. La capacidad máxima de retención del biosorbente obtenido a partir del marlo de maíz para el Pb va aumentando a medida que crece la concentración inicial del metal en la solución. Al contrario de la constante cinética que tiene el proceso, es decir esta disminuye cuando existe una mayor concentración del metal en la solución acuosa, esto indica que cuando inicia la biosorción, el proceso se da con mayor rapidez, pero cuando alcanza su equilibrio el proceso se vuelve más lento como se puede observar en el gráfico 11, además se encuentra el modelo Pseudo de primer (A) y de segundo orden (B) para todas las concentraciones iniciales en diferentes tiempos, siendo este último el mecanismo que mejor se ajusta al proceso de biosorción de plomo (Pb) a partir del biosorbente obtenido.

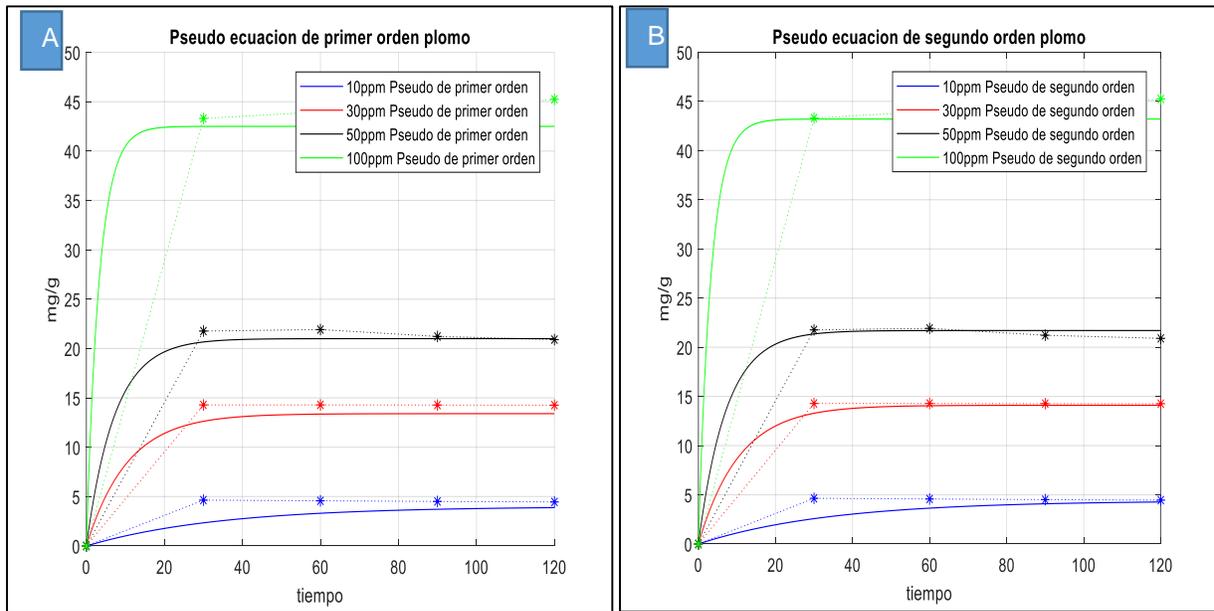


Gráfico 11. Pseudo de primer orden (A) y segundo orden (B) del proceso de biosorción del plomo (Pb)

Fuente: La autora

Existen investigaciones para la remoción de metales pesados a partir de mazorca de maíz que se han ajustado al modelo de segundo orden como es el caso de Fonseca et al., (2014), en el proceso de remoción de Ni, de la misma manera sucede con el estudio de remoción de Pb realizado por Oré Jiménez et al., (2015), mediante el marlo de maíz modificado con 0,2N de NaOH.

- **Determinación de la cinética del cromo (Cr)**

Para la determinación de la cinética de biosorción del cromo (Cr) con relación al tiempo de contacto se preparó cuatro soluciones de 10 ppm, 30 ppm, 50 ppm, 100 ppm, las mismas que se ajustaron el pH a 4 y a cada una de estas soluciones se sometieron a una agitación constante durante 30, 60, 90 y 120 minutos, en la tabla 22 se puede observar el porcentaje de remoción.

Tabla 22. Determinación del porcentaje de remoción de Cr con relación al tiempo

CINÉTICA DE BIOSORCIÓN DE CROMO CON RELACIÓN AL TIEMPO DE CONTACTO (%)				
Concentración	30 minutos	60 minutos	90 minutos	120 minutos
10ppm	<u>98%</u>	96,66%	95,166%	94,5%
30ppm	93,333%	<u>94%</u>	91,5%	89,666%
50ppm	93,483%	<u>93,516%</u>	93,22%	93%
100ppm	91,166%	91,333 %	91,5%	<u>91,833%</u>

Fuente: La autora

Los resultados obtenidos en este proceso son los siguientes: el tiempo en donde se obtuvo un mayor porcentaje de remoción de 10 ppm es de 30 minutos con un porcentaje de 98%, a diferencia de la solución con una concentración inicial de 30 y 50 ppm, en donde se obtuvo un 94% y 93,516% de remoción de Cr respectivamente, siendo el tiempo de contacto de 60 minutos, finalmente la solución de 120 ppm de Cr, tuvo una remoción máxima de 91,833% en un tiempo de 120 minutos como se puede ver en la tabla 22.

Para determinar el tiempo óptimo se aplicó un modelo matemático para cada concentración como se puede ver en el gráfico 12.

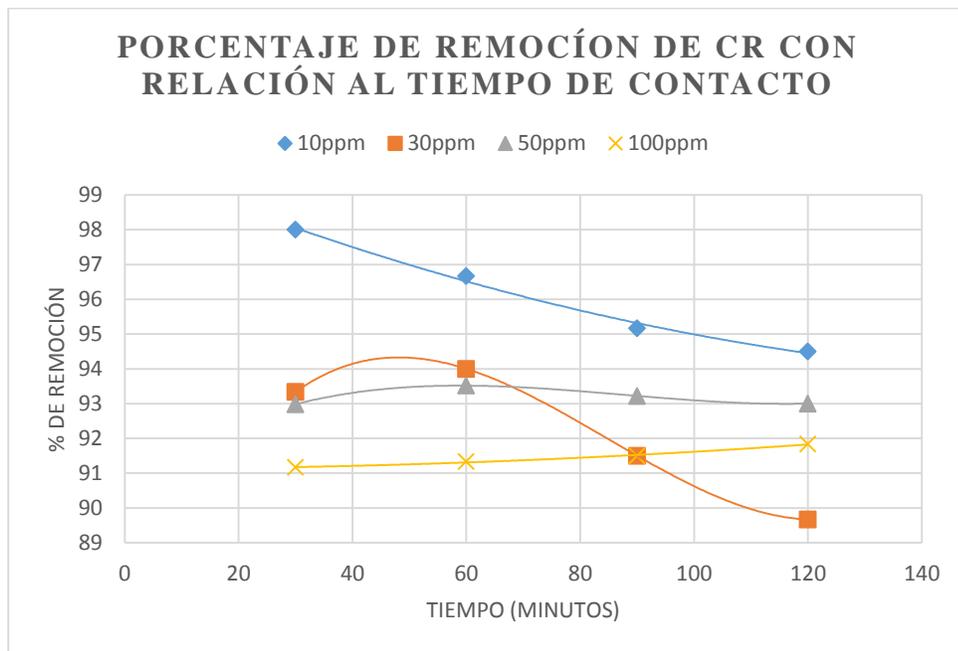


Gráfico 12. Modelo matemático para el tiempo óptimo en la remoción de Cr

Fuente: La autora

- **Para 10 ppm de Cr**

$$y = -0.0002x^2 + 0.0678x + 99.917$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.0002x^2 + 0.0678x + 99.917)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.0004x + 0.0678$$

$$x = 30.2 \text{ min}$$

- **Para 30 ppm Cr**

$$y = -0.00106x^2 + 0.1281x + 89.375$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.00106x^2 + 0.1281x + 89.375)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.00212x + 0.11281$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.00212x + 0.11281$$

$$x = 60 \text{ min}$$

- **Para 50 ppm Cr**

$$y = -0.0009x^2 + 0.1073x + 88.96$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.0009x^2 + 0.1073x + 88.96)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.0018x + 0.1073$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.0018x + 0.1073$$

$$x = 60 \text{ min}$$

- **Para 100 ppm Cr**

$$y = -0.00005x^2 + 0.0003x + 91.125$$

$$\frac{dy}{dx} = \frac{d(-0.00005x^2 + 0.0003x + 91.125)}{dx}$$

$$\frac{dy}{dx} = -0.0001x + 0.0003$$

Para encontrar el punto máximo de la aproximación de segundo orden se debe igualar a cero la primera derivada de la misma, nos queda:

$$0 = -0.0001x + 0.0003$$

En este caso tenemos dos puntos de inflexión, uno mínimo y uno máximo, el que nos interesa como punto máximo es en:

$$x = 120 \text{ min}$$

El tiempo de contacto óptimo es diferente para cada concentración siendo para 10 ppm 30 minutos, para 30 y 50 ppm 60 minutos y para 100 ppm 120 minutos. Estos resultados son iguales a los obtenidos con la remoción de plomo (Pb).

En la tabla 23 se puede observar que el modelo de Pseudo de segundo orden obtenido por la ecuación 3, es el que mejor se ajusta al proceso. La capacidad máxima de retención del biosorbente para el Cr va aumentando a medida que crece la concentración inicial del metal en la solución.

Tabla 23. Cinética de biosorción de Cr

		CONCENTRACIÓN INICIAL DE Cr				
		10 ppm	30ppm	50ppm	100ppm	
Pseudo de primer orden $q_t = q_e (1 - e^{-K_1 t})$	K_1	0,0004	0,0005	0,00003	0,00003	
	q_e	9,848	28,26	46,7636	91,8336	
	R^2	0,9817	0,8003	0,8545	0,9691	
		K_2	0,00004	0,00002	0,000001	0,000000009
Pseudo de segundo orden $q_e = \frac{t}{\frac{1}{K_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}}$	q_e	9,359718826	26,4124082	46,24106428	89,84978267	
	R^2	0,9825	0,8019	0,8545	0,9694	
	h	0,00350417	0,01395231	0,002138236	7,26569E-05	

Fuente: La autora

La constante cinética que tiene el proceso se reduce a medida que se incrementa la concentración, esto quiere decir que cuando inicia la biosorción del Cr, el proceso se da con mayor rapidez, pero cuando alcanza su equilibrio el proceso se vuelve más lento como se puede observar en el gráfico 13, además se encuentran los resultados obtenidos para el modelo Pseudo de primer orden (A) y segundo orden (B) para todas las concentraciones iniciales en diferentes tiempos, siendo el segundo mecanismo el que mejor se ajusta al proceso de biosorción de cromo (Cr) a partir del biosorbente obtenido del marlo de maíz como sucedió de forma similar a la cinética de plomo (Pb).

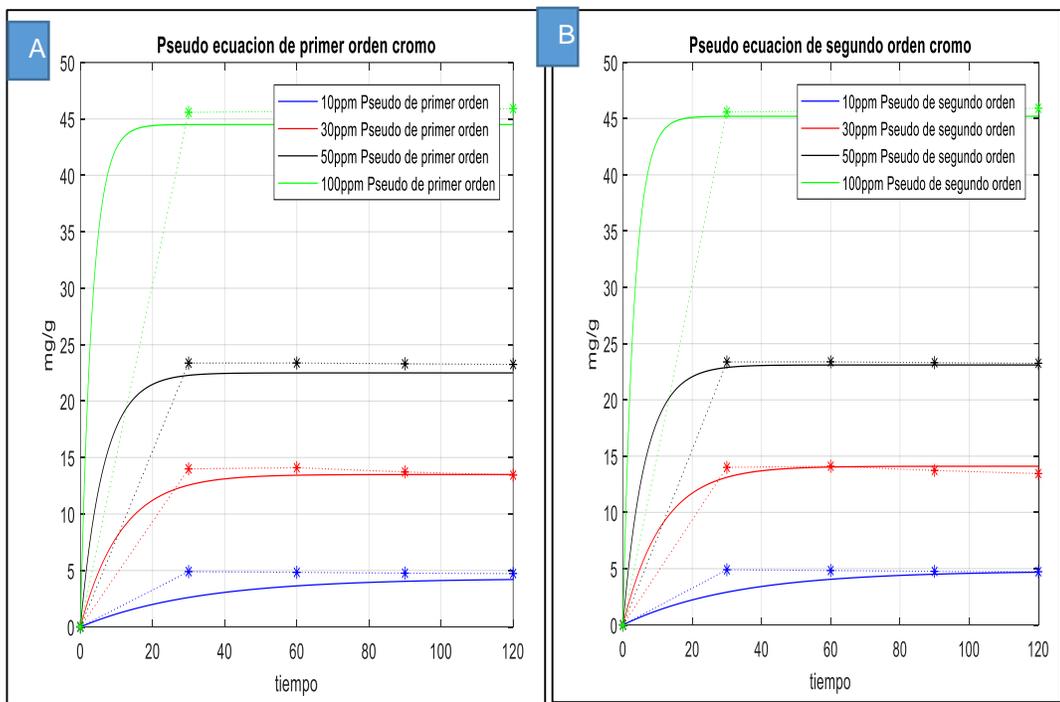


Gráfico 13. Pseudo de primer orden (A) y segundo orden (B) del proceso de biosorción del cromo (Cr)

Fuente: La autora

El modelo de pseudo segundo orden ha sido el que mejor se ha ajustado en diferentes procesos de biosorción con residuos orgánicos como se menciona a continuación:

En el proceso de remoción de Cr en una solución acuosa mediante cáscara de yuca se ajusta al modelo de pseudo segundo orden, teniendo un mayor grado de correlación de 0,92 siendo este mayor al modelo de primer orden (Arrieta, R, & Domínguez, 2015). Del mismo modo ocurre con el proceso de remoción de Cr mediante borra de café realizado por Daza & Arturo (2018) y mediante el uso de algodón modificado con quitosano aplicado por Rojas (2017).

4.1.2.3 Evaluación de las isothermas con los factores óptimos a través de pruebas de laboratorio determinando la capacidad de biosorción.

Para la determinación de las isothermas para el proceso de remoción de Pb y Cr mediante el uso del biosorbente (marlo de maíz), se tomó en cuenta el pH óptimo (4), el tiempo de equilibrio que depende de la concentración inicial del metal pesado en el agua, siendo para 10 ppm 30 minutos, para 30 y 50 ppm un tiempo de 60 minutos y para una concentración de 100 ppm de 120 minutos. Para obtener la isoterma de LANGMUIR se utilizó la ecuación 4 y para la isoterma de FREUNDLICH la ecuación 5 y 6.

- **Isothermas para la remoción de plomo (Pb)**

Como se puede observar en la tabla 24 se realizó una linealización para el modelo de Langmuir y Freundlich.

Tabla 24. Isothermas del proceso de remoción de Pb

Masa	Ci	Ce	q	ISOTERMA DE LANGMUIR Pb			ISOTERMA DE FREUNDLICH Pb	
				1/q	1/Ce	RL	log(q)	logo(Ce)
0,1	10	0,721839	4,639080	0,215559	1,385348	0,94696	0,666431	-0,141559
0,1	30	1,428586	14,28570	0,070000	0,699992	0,856164	1,154901	0,154906
0,1	50	6,166021	21,91698	0,045626	0,162179	0,781	1,340780	0,790005
0,1	100	9,519033	45,24048	0,022104	0,105052	0,641025	1,655527	0,978592

Fuente: La autora

- **Isoterma de Langmuir para la remoción de Pb**

En lo que concierne al modelo de linealidad (gráfico 14), se ha podido obtener el valor del eje Y que es $1/q$ y del eje X es $1/C_e$, teniendo una q_{max} de 178,571429, con un ajuste de 0,9258, finalmente como resultado de RL tenemos que va desde 0,641025 a 0,94696 siendo estos menor a 1, este resultado quiere decir que el proceso tiene un comportamiento isotérmico favorable.

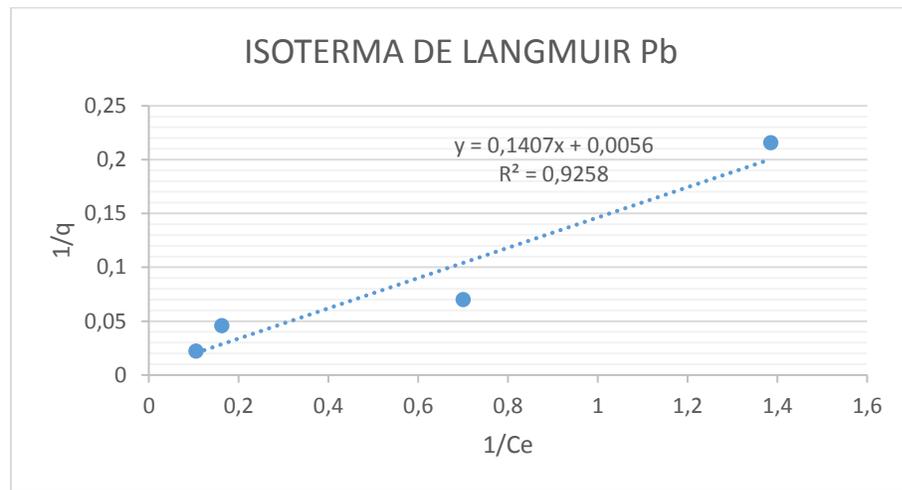


Gráfico 14. *Isoterma de Langmuir (Pb)*

Fuente: La autora

- **Isoterma de Freundlich para la remoción de Pb**

Para el modelo de Freundlich se utilizó las ecuaciones 5 y 6 obteniendo el gráfico 15, esta nos favorece a la determinación de los valores de K teniendo un resultado de 7,47652862 y los valores de $n = 1,34698276$, estos valores tienen un ajuste de 0,8922.

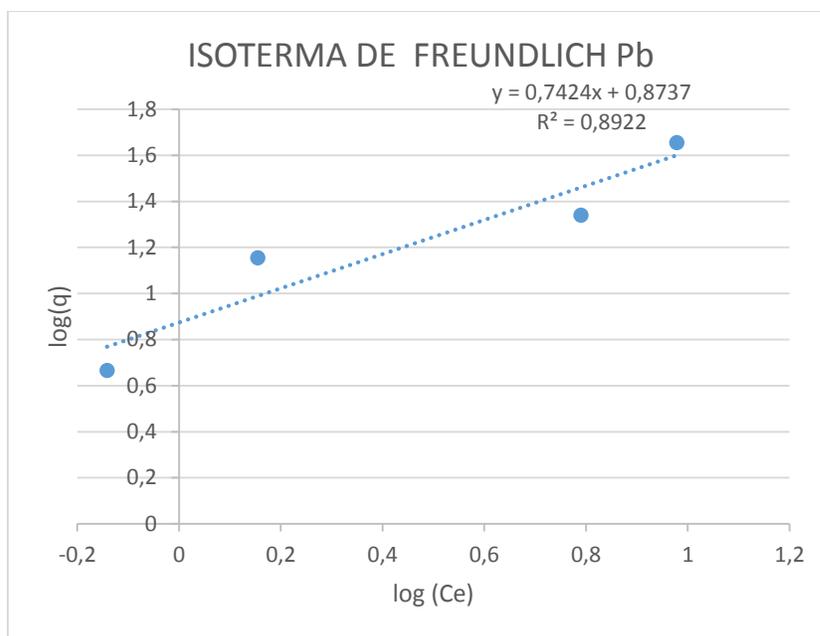


Gráfico 15. Isoterma de Freundlich (Pb)

Fuente: La autora

- **Isotermas para la remoción de cromo (Cr)**

Como se puede observar en la tabla 25 se realizó una linealización para el modelo de Langmuir y Freundlich.

Tabla 25. Isotermas del proceso de remoción de Cr.

Masa	Ci	Ce	q	ISOTERMA DE LANGMUIR Cr			ISOTERMA DE FREUNDLICH Cr		
				1/q	1/Ce	RL	log(q)	logo(Ce)	
0,1	10	0,2	4,9	0,20408163		5	0,74962519	0,69019608	-0,69897
0,1	30	1,8	14,1	0,07092199	0,55555556		0,4995005	1,14921911	0,25527251
0,1	50	3,24	23,38	0,0427716	0,30864198		0,37453184	1,36884451	0,51054501
0,1	100	8,43	45,785	0,02184121	0,11862396		0,23041475	1,66072322	0,92582757

Fuente: La autora

- **Isoterma de Langmuir para la remoción de Cr**

En lo que concierne al modelo de linealidad (gráfico 16), se ha podido obtener el valor del eje Y que es $1/q$ y del eje X es $1/C_e$, teniendo una q_{max} de 29,9401198, con un ajuste de 0,9709, finalmente como resultado de RL tenemos que va desde 0,23041475a 0,74962519 siendo estos menor a 1, este resultado quiere decir que el proceso tiene un comportamiento isotérmico favorable.

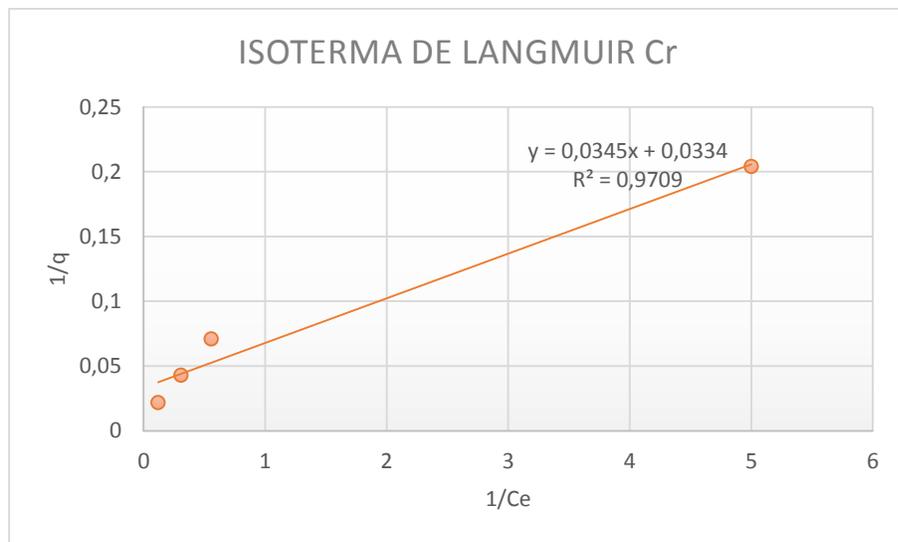


Gráfico 16. *Isoterma de Langmuir (Cr)*

Fuente: La autora

- **Isoterma de Freundlich para la remoción de Cr**

Para el modelo de Freundlich se utilizó las ecuaciones 5 y 6 obteniendo el gráfico 17, esta nos favorece la determinación de los valores de K teniendo un resultado de 11,7787716 y los valores de $n = 1,69865806$, estos valores tiene un ajuste de 0,9838.

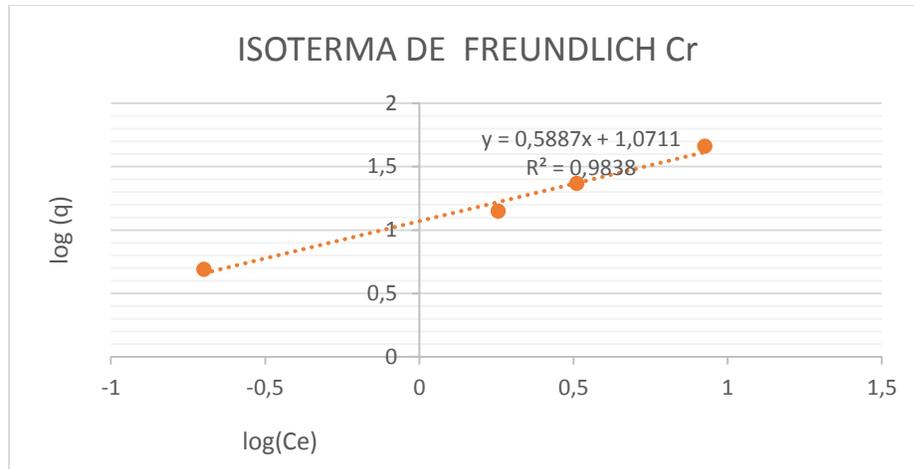


Gráfico 17. *Isoterma de Freundlich (Cr)*

Fuente: La autora

De acuerdo al modelo de correlación que aplica Villanueva, C. (2007) de las dos isotermas (Freundlich y Langmuir), nuestros resultados son muy buenos como se ve en la tabla 26.

Tabla 26. *Correlación de isotermas*

$0 < R^2 < 0,6$	El modelo isotérmico es pobre
$0,6 < R^2 < 0,9$	El modelo isotérmico es bueno
$0,9 < R^2 < 1$	El modelo isotérmico es muy bueno

Fuente: (Villanueva, 2007)

Existen estudios de biosorción que se ajustan a estos dos modelos isotérmicos como se puede ver en la tabla 27.

Tabla 27. Parámetros considerados en las Isotermas para biosorbentes orgánicos

BIOSORBENTE		LANGMUIR		FREUNDLICH			AUTOR
		Qmax mg/g	R ²	K	n	R ²	Autor
Cáscara de mandarina	Pb	39,68	0,999	1,32	1,42	9,846	(Verdugo, 2017)
	Cr	20,53	0,995	2,98	2,20	9,607	
Cáscara de papa	Pb	14,59	0,7925	2,78	1,77	0,9968	(Ordóñez, 2017)
	Cr	98,39	0,9133	5,65	2,55	0,9968	
Cáscara de tomate de árbol	Pb	39,97	0,9989	2,45	1,69	0,98	(Cabrera, 2017)
	Cr	22,83	0,999	3,82	2,37	0,95	
Marlo de maíz modificada	Pb	7,6745	0,9986	1,66	3,005	0,9773	(Oré et al., 2015).

Fuente: La autora

Comparando los qmax obtenidos de otros biosorbentes de la tabla 27 con los resultados de la presente investigación, se puede evidenciar que el qmax del proceso de remoción para el metal plomo (Pb) mediante el biosorbente (marlo de maíz) es mayor, siendo de 178,571429 mg/g, a diferencia de la qmx de cromo (Cr), ya que este está relacionado con los resultados obtenidos en otros estudios, siendo de 29,9401198 mg/g.

4.1.2.4 Capacidad de desorción del biosorbente mediante pruebas de laboratorio para su reutilización

Para la desorción de Pb se utilizó HCl y NaOH, posteriormente se comprobó la reutilización del biosorbente en condiciones óptimas, cuyos resultados se encuentran en la tabla 28, en donde se puede evidenciar que existe un alto porcentaje de remoción después de la desorción con HCl y NaOH, teniendo como resultado la reutilización del biosorbente.

Tabla 28. Porcentaje de remoción después de la desorción de Pb

<i>Porcentaje de remoción después de la desorción de Pb</i>		
Concentración	HCl	NaOH
10ppm	79,814%	81,669%
30ppm	81,041%	76,196%
50ppm	70,8599%	81,755%
100ppm	81,1862%	85,1399%

Fuente: La autora

De la misma manera para la desorción de Cr se utilizó HCl y NaOH, posteriormente se comprobó la reutilización del biosorbente en condiciones óptimas, cuyos resultados se encuentran en la tabla 29, en donde se puede evidenciar que existe un alto porcentaje de remoción como en el caso del plomo (Pb).

Tabla 29. *Porcentaje de remoción después de la desorción de Cr*

Porcentaje de remoción después de la desorción de Cr		
Concentración	HCl	NaOH
10 ppm	91,66%	91%
30 ppm	85,33%	80,66%
50 ppm	88,33%	85%
100 ppm	83%	89,66%

Fuente: La autora

En la desorción realizada en el trabajo experimental de Cabrera (2017), Ordóñez (2017) y Verdugo (2017), mediante HCl e NaOH, tuvieron un porcentaje de remoción bajo, comparando con el porcentaje inicial obtenido de la biosorción, a diferencia del presente trabajo que el porcentaje antes y después de la reutilización del biosorbente fue mayor al 80%.

4.2 COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN Y DESORCIÓN DE PLOMO (Pb) Y CROMO (Cr)

4.2.1 Comparación de la biosorción de plomo (Pb) y cromo (Cr)

Culminado el proceso de biosorción se obtuvo las condiciones óptimas para la remoción del Pb y Cr, mediante el biosorbente obtenido del marlo de maíz. Los resultados se encuentran en la tabla 30.

Tabla 30. Comparación de la biosorción de plomo (Pb) y cromo (Cr)

COMPARACIÓN DE LA BIOSORCIÓN DE PLOMO Y CROMO				
Concentración inicial	Tiempo óptimo	pH	Porcentaje de biosorción de Pb	Porcentaje de biosorción de Cr
10 ppm	30 minutos	4	92,7816 %	98%
30 ppm	60 minutos	4	95,2380 %	94%
50 ppm	60 minutos	4	87,6679%	93,52%
100 ppm	120 minutos	4	90,4809%	91,5%

Fuente: La autora

Como se puede visualizar en la tabla 30, el Cr tiene un mayor porcentaje de remoción que el Pb, teniendo las mismas condiciones (tiempo y pH) en el proceso de biosorción. A pesar de ello los resultados para los dos metales pesados estudiados son altos, por lo que se puede considerar que el proceso fue exitoso.

A diferencia de la biosorción de Cr y Pb a través del biosorbente de cáscara de mandarina en donde el mayor porcentaje de remoción fue de 72,78% para el Cr y 71,56% para Pb en las diferentes concentraciones (Verdugo, 2017), estos resultados se asemejan con el biosorbente obtenido a partir de la cáscara de tomate de árbol con un porcentaje máximo de 70,74% para Pb y 96,32% para Cr (Cabrera, 2017).

Para corroborar los resultados obtenidos del porcentaje de remoción del Pb y Cr mediante el uso del marlo de maíz, se aplicó un diseño completamente al azar, como se puede ver en la tabla 31.

Se plantearon dos hipótesis para el análisis de varianza:

- H_0 = El porcentaje de biosorción es similar para los dos metales
- H_1 = No todos los porcentajes son similares.
- Nivel de significancia = 0,05

Tabla 31. Análisis de Varianza para el porcentaje de remoción de Pb y Cr

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	1	14,71	14,712	1,65	0,247
Error	6	53,55	8,924		
Total	7	68,26			

Fuente: La autora

El $p = 0,247$, es mayor al nivel de significancia de 0,05; por lo tanto se puede decir que se rechaza la hipótesis alternativa, siendo los valores similares.

Análisis de gráfico con interacción

En el gráfico 18 se puede verificar la existencia de una interacción del porcentaje de biosorción del Pb y Cr, con relación a la concentración inicial de cada metal.

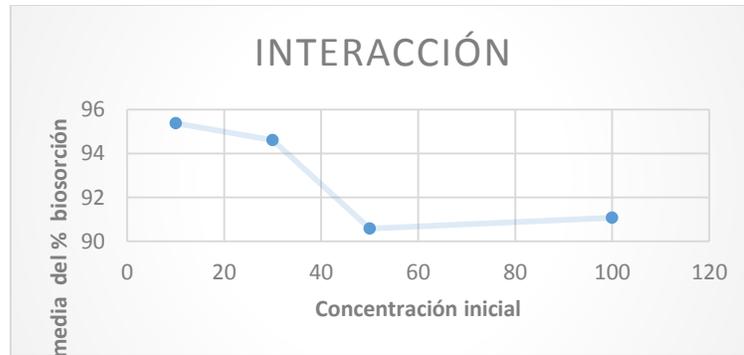


Gráfico 18. Interacción entre la media del % de biosorción de Pb y Cr y la concentración inicial

Fuente: La autora

Existe una mayor interacción en el porcentaje de biosorción de Pb y Cr con la concentración inicial de 10 ppm.

4.2.1 Comparación de la desorción de plomo (Pb) y cromo (Cr)

○ Desorción de plomo con NaOH y HCl

En la tabla 32 se observa que existen porcentajes altos después de la desorción del metal pesado. En la concentración de 10 ppm hay una diferencia del 12% y 11,11 % comparando entre el porcentaje de remoción antes de la desorción con el porcentaje después de la desorción con HCl y NaOH respectivamente. En el caso 30ppm existe una reducción del 14,197% con HCl y un 19,042% con NaOH de remoción de Pb. Pues bien en 50 ppm el porcentaje de remoción no se disminuyó significativamente, siendo una reducción de 5,91% en el caso del tratamiento con NaOH, a diferencia con el tratamiento con HCl que se obtuvo una disminución del 16,808% de remoción. Y finalmente en el caso de 100 ppm la disminución fue de un 9,6947% para el tratamiento con HCl y un 5,34% para NaOH.

Tabla 32. Comparación del porcentaje de remoción de Pb antes y después del proceso de desorción

Porcentaje de remoción después de la desorción de Pb			
Concentración	% biosorción inicial	% Después del proceso de desorción	
		HCl	NaOH
10ppm	92,7816 %	79,814%	81,669%
30ppm	95,2380 %	81,041%	76,196%
50ppm	87,6679%	70,8599%	81,755%
100ppm	90,4809%	81,1862%	85,1399%

Fuente: La autora

Para el análisis de los datos generados tras el tratamiento con HCl y NaOH del biosorbente se aplicó un diseño completamente al azar en el programa Minitab, véase en la tabla 33. En donde se planteó dos hipótesis.

- H_0 = El porcentaje de biosorción es similar para los dos metales
- H_1 = No todos los porcentajes son iguales
- Nivel de significancia = 0,05

Tabla 33. Análisis de Varianza (desorción de Pb)

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	1	17,58	17,58	0,92	0,374
Error	6	114,56	19,09		
Total	7	132,14			

Fuente: La autora

El $p= 0,374$, es mayor al nivel de significancia de 0,05; por lo tanto se puede decir que se rechaza la hipótesis alternativa, siendo los valores similares.

- **Cromo (Cr)**

En la tabla 34 se observa que existen porcentajes altos después de la desorción del metal pesado. En la concentración de 10 ppm hay una diferencia del 6,34% y 7% comparando entre el porcentaje de remoción antes de la desorción con el porcentaje después de la desorción con HCl y NaOH respectivamente. En el caso 30 ppm existe una reducción del 8,67% con HCl y un 13,34% con NaOH de remoción de Pb. Pues bien en 50 ppm el porcentaje de remoción se disminuyó significativamente, siendo una reducción de 5,19% en el caso del tratamiento con NaOH, a diferencia con el tratamiento con HCl que se obtuvo una disminución del 8,52% de remoción. Y finalmente en el caso de 100 ppm la disminución fue de un 8,5% para el tratamiento con HCl y un 1,84 % para NaOH.

Tabla 34. Comparación del porcentaje de remoción de Cr antes y después del proceso de desorción

<i>Porcentaje de remoción después de la desorción de Cr</i>			
Concentración	% biosorción inicial	% Después del proceso de desorción	
		HCl	NaOH
10ppm	98%	91,66%	91%
30ppm	94%	85,33%	80,66%
50ppm	93,52%	88,33%	85%
100ppm	91,5%	83%	89,66%

Fuente: La autora

Los resultados de la eficiencia del biosorbente a partir del marlo de maíz son altos en comparación con los resultados obtenidos en el estudio de Ordóñez, (2017) con la cáscara de papa, Cabrera (2017) con cáscara de tomate de árbol y Verdugo (2017) con la cáscara de mandarina.

Para el análisis de los datos generados tras el tratamiento con HCl y NaOH del biosorbente se aplicó un diseño completamente al azar en el programa Minitab, véase en la tabla 35. En donde de planteo dos hipótesis.

- H_0 = El porcentaje de bisorción es similar para los dos metales
- H_1 = No todos los porcentajes son iguales
- Nivel de significancia = 0,05

Tabla 35. *Análisis de Varianza (desorción de Cr)*

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	1	0,500	0,5000	0,03	0,874
Error	6	108,813	18,1356		
Total	7	109,313			

Fuente: La autora

El $p= 0,874$, es mayor al nivel de significancia de 0,05, por lo tanto se puede decir que se rechaza la hipótesis alternativa, siendo los valores similares. Por lo tanto mediante la desorción se resolubilizó el plomo (Pb) y cromo (Cr) que estaban unidos al biosorbente para poder realizar nuevamente el proceso de bisorción. Tanto el tratamiento con HCl y NaOH no son estadísticamente diferentes según el análisis de varianza realizado. Se puede decir que estas dos sustancias pueden actuar como agentes de lavado de los iones que están débilmente unidos al biosorbente así menciona Rebollo, J. (2012).

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 CONCLUSIONES

- Con los resultados obtenidos en el presente trabajo de titulación se puede concluir que el biosorbente (marlo de maíz) tiene capacidad de biosorción y desorción de plomo (Pb) y cromo (Cr), aceptando la hipótesis de investigación.
- En la fase uno, los análisis de caracterización del biosorbente estuvieron dentro de los parámetros establecidos en otras investigaciones, siendo el intercambio catiónico, la microscopia electrónica de barrido, el análisis de espectroscopia de infrarrojo y el potencial zeta, los más importantes, ya que estos resultados fueron los que evidenciaron la capacidad de retención de los iones metálicos estudiados.

El resultado del intercambio catiónico fue de 84,095 meq/g, por lo que tiene una alta capacidad de intercambio iónico, además en la microscopia electrónica de barrido se determinó que el biosorbente tiene una estructura combinada (laminar- masosa), permitiendo que los metales estudiados se puedan adherir fácilmente, este resultado se corroboró mediante el análisis de espectroscopia de infrarrojo en donde se observó que los grupos funcionales del marlo de maíz pertenecen a una sustancia lignocelulítica, los cuales tiene la capacidad de intercambio ionico y con el resultado del potencial zeta se pudo evidenciar que el biosorbente tiene fuerzas de atracción de cargas, concluyendo dentro de la caracterización que el marlo de maíz tiene una alta capacidad de remoción de iones.

- Se ha determinado que el pH de la solución es un factor importante para el proceso de biosorción, siendo el pH óptimo para el Pb de 4,31 y de Cr de 4,19 que se determinó a través de un modelo matemático.
- En cuanto a la cinética de biosorción el Pseudo de segundo orden fue el que mejor se ajustó para el proceso, esto quiere decir que los iones metálicos se adhieren en diferentes sitios activos.

En lo que concierne al tiempo fue determinado mediante un modelo matemático, estableciendo que la concentración a 10 ppm de Cr y Pb posee un mayor porcentaje de remoción en 30 minutos, a diferencia de 30 y 50 ppm que fue en un tiempo de 60 minutos y en 100 ppm de 120 minutos.

- Con relación a las isothermas de Langmuir en la remoción de Pb se obtuvo una q_{max} de 178,57 y para el Cr una q_{max} 29,94. En la isoterma de Freundlich para el Pb, tiene un $K= 7,47$ y $n= 1,34$ con un ajuste de 0,993 a diferencia del Cr con una $K= 11,78$ y $n= 1,69$. Tanto K y n son valores mayores que 1, esto quiere decir que existe una capacidad y afinidad significativa del biosorbente con los dos metales pesados. La isoterma que mejor se ajustó fue Langmuir para el Pb con un ajuste de $R^2= 0,92558$ y para el cromo (Cr) la isoterma de Freundlich con $R^2= 0,9838$.
- En la desorción y reutilización del biosorbente con el tratamiento tanto con HCl como NaOH se obtuvo porcentajes de remoción mayores del 80% para ambos metales, siendo estos resultados similares de acuerdo al análisis de varianza realizado.
- Por otra parte, durante todo el proceso realizado, se pudo observar que mediante la utilización del marlo de maíz como biosorbente no genera ninguna coloración en el

agua tratada, siendo ésta particularidad un valor agregado sobre otros residuos utilizados para este tratamiento.

- Con todo lo expuesto anteriormente quiere decir que el marlo de maíz es una buena alternativa natural para la remoción de metales pesados presentes en el agua, teniendo en cuenta que se puede reutilizar siendo ésta una ventaja desde el punto de vista económico y medio ambiental.

5.2 RECOMENDACIONES

- Para el proceso de biosorción se recomienda la utilización de residuos orgánicos como las hojas del maíz ya que son de bajos costos y con alta disponibilidad.
- Utilizar el marlo de maíz para la remoción de contaminantes presentes en los afluentes como fármacos, colorantes, etc.
- Se recomienda realizar un estudio con diferentes temperaturas para observar el comportamiento del proceso ante esa variable
- Además se podría realizar el mismo estudio con el marlo de maíz modificado químicamente.

BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, I., Sandoval, P., Bautista, D., Hernández, N., F. Cárdenas, J., & M. Martínez, V. (2011). BIOADSORCIÓN DE CROMO (VI) POR LA CÁSCARA DE MAMEY (*Mammea americana* L.). *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3, 1-9.
- Acosta, R. (2009). El cultivo del maíz, SU origen y clasificación. *EL MAIZ en Cuba. Cultivos Tropicales*, 30(2), 00-00.
- Adesola, B., Ogundipe, K., Sangosanya, K.T., Akintola, B.D., Oluwa, A., Hassan, E., (2016). Comparative study on the biosorption of Pb(II), Cd(II) and Zn(II) using Lemon grass (*Cymbopogon citratus*): Kinetics, isotherms and thermodynamics. . *Chemistry International* 2, 89-102.
- Aguilar, M. I. (2002). *Tratamiento físico-químico de aguas residuales*. Recuperado a partir de https://books.google.com/books/about/Tratamiento_f%C3%ADsico_qu%C3%ADmico_d_e_aguas_re.html?id=8vIQBXPvhAUC
- Alvarado De La Peña, A. I., Antuna, D. M., Reyes Navarrete, M. G., García Vargas, A., Vázquez Alarcón, E. del C., Gonzalez Valdez, L. S., ... Quintos Escalante, M. (2010). PROCESOS FISICOQUIMICOS PARA REMOCIÓN DE CONTAMINANTES EN EL AGUA (BREVE REVISIÓN). Recuperado a partir de <http://www.repositoriodigital.ipn.mx/handle/123456789/8213>
- Arias & Seilles. (2014). Información Ambiental en hogares 2014. Dirección de comunicación social. Retrieved from <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/practicas-ambientales-en-los-hogares-2014/>

- Arrieta, A. R. A., R, L. V. C., & Domínguez, M. I. (2015). Análisis cinético de la adsorción de Cr (VI) en soluciones acuosas a concentraciones de 10-20 mg/L con el uso de cáscara de yuca amarga (*Manihot esculenta*). *Prospectiva*, 13(2), 64-71.
- Basantes, E. (2015). *MANEJO DE CULTIVOS ANDINOS DEL ECUADOR*. Recuperado a partir de <http://repositorio.espe.edu.ec/jspui/handle/21000/10163>
- Basso, M. C. (2004). *Tratamiento de aguas contaminadas mediante biosorbentes y carbones activados sintetizados a partir de un precursor lignocelulósico renovable* (Text). Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. Recuperado de http://digital.bl.fcen.uba.ar/gsd1-282/cgi-bin/library.cgi?a=d&c=tesis&d=Tesis_3731_Basso
- Bedoya, M. L. P., & Villamizar, L. E. V. (2009). MODELAMIENTO DE LA CINÉTICA DE BIOADSORCIÓN DE Cr (III) USANDO CÁSCARA DE NARANJA. *DYNA*, 76(160), 95-106.
- Bermejo, D. (2016). Remoción de plomo y cadmio presente en aguas residuales mineras mediante biosorción en columnas con bagazo de caña y cáscara de cacao. Recuperado a partir de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/25710>
- Betancur C., B., G, J., M, D., & Linares, B. G. (2012). ZETA POTENTIAL (zeta) AS A CRITERION FOR OPTIMIZATION OF COAGULANT DOSAGE IN A DRINKING WATER TREATMENT PLANT. *DYNA*, 79(175), 166-172.
- Blázquez, G., Hernáinz, F., Calero, M., & Ruiz-Núñez, L. F. (2005). Removal of cadmium ions with olive stones: the effect of some parameters. *Process Biochemistry*, 40(8), 2649-2654. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.11.007>

- Borja, N., García, V., Yipmantin, A., Guzmán Lezama, E., & Maldonado García, H. (2015). Estudio de la cinética de biosorción de plomo (II) en alga *Ascophyllum nodosum*. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 81(3), 212-223.
- BOX (COORD.), J. M. M. (2005). *Prontuario de agricultura*. Mundi-Prensa Libros.
- Cabrera, (2017). Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara del tomate de árbol (*Solanum betaceum*). Recuperado de <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14460>
- Campesinos, F. H. J. (2006). *Manual abecedario ecológico: la más completa guía de términos ambientales*. Editorial San Pablo.
- Cárdenas-González, J. F., Martínez-Juárez, V. M., & Acosta-Rodríguez, I. (2011). Remoción de Cromo (VI) por una Cepa de *Paecilomyces* sp Resistente a Cromato. *Información Tecnológica*, 22(4), 43–50. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642011000400006>
- Cardona Gutiérrez, A., & Cabañas Vargas, D., & Zepeda Pedreguera, A. (2013). Evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranja para la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II). *Ingeniería*, 17 (1), 1-9.
- Carro de Diego, L. (2012). Eliminación de mercurio de efluentes acuosos con materiales de bajo coste : proceso combinado de bioadsorción-reducción. Retrieved from <http://ruc.udc.es/dspace/handle/2183/10146>
- Castells, X. E. (2012). *Reciclaje de residuos industriales: Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora*. Ediciones Díaz de Santos.
- Castro Pastor, B. (2015). Uso de la cáscara de banano (*musa paradisiaca*) maduro deshidratada (seca) como proceso de bioadsorción para la retención de metales pesados, plomo y cromo en aguas contaminadas. Retrieved from <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/8641>

- Castro, M. (2016), Rendimientos de maíz duro seco en invierno, Dirección de Análisis y Procesamiento de la Información, Coordinación General del Sistema de Información Nacional Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca, Quito, Ecuador.
- CCA (2014), La quema de residuos agrícolas: fuente de dioxinas, Comisión para la Cooperación Ambiental, Montreal, Canadá, 6pp
- COMPOSTAJE, R. E. D. (2014). *Residuos agrícolas I.1*. Ediciones Paraninfo, S.A.
- Coronel, V. (2017). Biosorción de ciprofloxacina con bagazo de caña y mazorca de maíz en tanque agitado. Recuperado a partir de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/28825>
- Cromo (Cr) Propiedades químicas y efectos sobre la salud y el medio ambiente. (s. f.). Recuperado 3 de abril de 2018, a partir de <https://www.lenntech.es/periodica/elementos/cr.htm>
- Cuenca, R., & Ángel, M. (2013). Caracterización y almacenamiento de granos de elotes criollos de la región Otomí Tepehua del estado de Hidalgo. Retrieved from <https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/handle/123456789/10869>
- Daraei, H., Mittal, A., Noorisepehr, M., & Mittal, J. (2015). Separation of chromium from water samples using eggshell powder as a low-cost sorbent: kinetic and thermodynamic studies. *Desalination and Water Treatment*, 53(1), 214-220. <https://doi.org/10.1080/19443994.2013.837011>
- Daza, A., & Arturo, F. (2018). Borra de café como material adsorbente para la remoción de cromo (III). *instname:Universidad Libre*. Recuperado de <http://repository.unilibre.edu.co/handle/10901/11292>
- Egúes, J. & Pintado, P. (2011). Guía para la producción de maíz en la sierra sur del Ecuador. Estación experimental del Austro. Boletín Divulgativo N 406. Retrieved February 5, 2018, from

http://www.iniap.gob.ec/nsite/index.php?option=com_sobipro&pid=54&sid=480:Guia-para-la-produccion-de-maiz-en-Sierra-Sur-del-Ecuador&Itemid=0

FAO. (2015). Política de Desarrollo Agrícola. Recuperado el noviembre del 2017, de Política del Comercio exterior: www.fao.org

FAO. (2018). Nota informativa de la FAO sobre la oferta y la demanda de cereales | Situación Alimentaria Mundial | Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Recuperado 14 de julio de 2018, de <http://www.fao.org/worldfoodsituation/csdb/es/>

Fergusson, J. E. (1990). *The heavy elements: chemistry, environmental impact, and health effects*. Pergamon Press.

Figueroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2015). Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 105-120.

Fomina, M., & Gadd, G. M. (2014). Biosorption: current perspectives on concept, definition and application. *Bioresource Technology*, 160, 3-14. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>

Fonseca, R. A., Giraldo, L., & Moreno-Piraján, J. C. (2014). Estudio cinético de la adsorción de Ni²⁺ desde solución acuosa sobre carbones activados obtenidos de residuos de tuza de maíz (*Zea mays*). *Afinidad*, 71(567). Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/281136>

Franco, L. F. L., Muñoz, P. T. L., & Garcia, F. G. M. (2016). Los riesgos de los metales pesados en la salud humana y animal. *INGRESAR A LA REVISTA*, 14(2), 145-153. [https://doi.org/10.18684/BSAA\(14\)145-153](https://doi.org/10.18684/BSAA(14)145-153)

- Galindo, L. A. L., Sotto, M. A., & Artunduaga, O. F. (2015). Remoción de Cromo Hexavalente utilizando cáscara de Moringa Oleifera como bio-adsorbente. *Revista Nova*, 1(1), 74-87.
- Garces Jaraba, L. E., Coavas Romero, S. C., & Tejada Tovar, C. (Asesor). (2012, December 31). *Evaluación de la capacidad de adsorción en la cáscara de naranja (Citrus sinensis) modificada con quitosano para la remoción de Cr (VI) en aguas residuales* (Thesis). Universidad de Cartagena. Retrieved from <http://190.242.62.234:8080/jspui/handle/11227/140>
- García, A. G. (1999). *Cultivos herbáceos extensivos*. Mundi-Prensa Libros.
- Guatibonza Hernández, B. R., & Torrijos Gómez, D. M. (2018). Aislamiento, evaluación y selección de microorganismos con capacidad de detoxificación de Cromo a Partir de muestras de agua contaminadas con metales pesados. Recuperado de <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/17781>
- Guertin, J., Jacobs, J. A., & Avakian, C. P. (Eds.). (2016). *Chromium (VI) handbook*. CRC press.
- Gutiérrez, A. F. C., Vargas, D. D. C., & Pedreguera, A. Z. (2013). Evaluación del poder biosorbente de cáscara de naranja para la eliminación de metales pesados, Pb (II) y Zn (II). *Ingeniería*, 17(1), 1–9.
- Hipp, A. (2004). *El maíz, por dentro y por fuera*. The Rosen Publishing Group.
- Hoorweg y Bhada, (2012). What a waste. A global review of solid waste management. Washington. USA. World Bank.
- INEN, (2014). Norma Técnica Ecuatoriana, Gestión Ambiental. Estandarización de Colores Para Recipientes de Depósito Almacenamiento Temporal de Residuos Sólidos. Recuperado 4 de abril de 2018, a partir de: <http://www.normalizacion.gob.ec/wp-content/uploads/downloads/2014/03/2841.pdf>

Inga, P. (2012). Estudio isotérmico de biosorción de cadmio, cromo, plomo y zinc en solución acuosa empleando el pinzote (ranqui) de plátano (*Musa paradisiaca* L.). Recuperado a partir de <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/4065>

Ingeniería Sanitaria i. (s. f.). Recuperado a partir de https://books.google.com/books/about/Ingenieria_Sanitaria_i.html?id=V6-5rcIJCRC

INSTITUTO DE SALUD PÚBLICA DE CHILE. (PRT-701.02-011). *PROCEDIMIENTO PARA DETERMINAR CELIZAS TOTALES*- Método Gravimétrico. SUBDEPARTAMENTO LABORATORIO DEL AMBIENTE.

Instituto Ecuatoriano de Normalización (INEN). (1984). *NTE INEN 1162: Maderas. Determinación de la densidad aparente*. Recuperado de <http://archive.org/details/ec.nte.1162.1984>

Jiménez, I. P. (2017). *Identificación de residuos industriales. SEAG0108*. IC Editorial.

Kushwaha, S., Sreedhar, B., & Sudhakar, P. P. (2012). A spectroscopic study for understanding the speciation of Cr on palm shell based adsorbents and their application for the remediation of chrome plating effluents. *Bioresource Technology*, 116, 15-23. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.04.009>

Lagos, L. (2016). Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local. *Pontificia Universidad Católica del Perú*. Retrieved from <http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/handle/123456789/6727>

Lapeña, M. R., & Rigola, M. (1989). *Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales*. Marcombo.

- León, J. E. S. (2018). Remoción de Hierro y Plomo en aguas Residuales por Bioadsorción de la Cáscara de Naranja agria. *Revista sobre Estudios e Investigaciones del Saber Académico*, 0(10), 69-75.
- Leyva-Ramos, R., Bernal-Jacome, L. A., & Acosta-Rodriguez, I. (2005). Adsorption of cadmium(II) from aqueous solution on natural and oxidized corncob. *Separation and Purification Technology*, 45(1), 41-49. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.02.005>
- Luchsinger L, A., & Camilo F, F. (2008). RENDIMIENTO DE MAÍZ DULCE Y CONTENIDO DE SÓLIDOS SOLUBLES. *Idesia (Arica)*, 26(3), 21–29. <https://doi.org/10.4067/S0718-34292008000300003>
- Ma, F., Zhang, Z., Jiang, J., & Hu, J. (2015). Chromium (VI) potentiates the DNA adducts (O(6)-methylguanine) formation of N-nitrosodimethylamine in rat: implication on carcinogenic risk. *Chemosphere*, 139, 256–259. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.077>
- Mädler, S., Sun, F., Tat, C., Sudakova, N., Drouin, P., Tooley, R. J., ... Furdui, V. I. (2016). Trace-Level Analysis of Hexavalent Chromium in Lake Sediment Samples Using Ion Chromatography Tandem Mass Spectrometry. *Journal of Environmental Protection*, 07(03), 422. <https://doi.org/10.4236/jep.2016.73037>
- Manahan, S. E. (2006). *Introducción a la química ambiental*. Reverte.
- Mantilla, C. C., Pedraza, J., & Laverde, D. (2008). UTILIZACIÓN DE ESTUDIOS DE POTENCIAL ZETA EN EL DESARROLLO DE UN PROCESO ALTERNATIVO DE FLOTACIÓN DE MINERAL FELDESPÁTICO. *DYNA*, 75(154), 65-71.
- Marlybell, O. M. (2016). *Gestión integral de residuos: Análisis normativo y herramientas para su implementación*. Editorial Universidad del Rosario.

- Martines, E., & Lira, L. (2010). Análisis y aplicación de las expresiones del contenido de humedad en sólidos. In *Simposio de metrología* (pp. 27-29).
- McConnell, A. A., Eastwood, M. A., & Mitchell, W. D. (1974). Physical characteristics of vegetable foodstuffs that could influence bowel function. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, 25(12), 1457-1464. <https://doi.org/10.1002/jsfa.2740251205>
- Miranda, M. del P. C., Arilla, M. J. A., & Yanci, M. P. G. (2008). *RECICLADO Y TRATAMIENTO DE RESIDUOS*. UNED.
- Nemerow, N. L., & Dasgupta, A. (1998). *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Ediciones Díaz de Santos.
- Nin, G. V. (2000). *Introducción a la Microscopía Electrónica Aplicada a Las Ciencias Biológicas*. UNAM.
- Noguera, K., & Olivero, J. (2010). Los Rellenos Sanitarios en Latinoamérica: Caso Colombia. *Revista Academica Colombia. Cienc*, 34 (132): 347-356.
- Nogués, & García. (2010). *Energía de la Biomasa (volumen I)*. (2010). Universidad de Zaragoza.
- Nordberg, G. (2017). Metales: Propiedades químicas y toxicidad productos químicos. *línea: <http://www.insht.es/InshtWeb/Contenidos/Documentacion/TextosOnline/EnciclopediaOIT/tomo2/63.pdf>* Última revisión mayo.
- NORMA TÉCNICA PERUANA. (NTP 202.001 -2003). *LECHE Y PRODUCTOS LACTEOS*. Leche. Cruda. Requisitos. Lima: Comisión de Reglamentos Técnicos y Comerciales – INEDECOP.
- Ordóñez, A. (2017). Determinación de la capacidad adsorbente de los residuos de la industria de la papa (*Solanum tuberosum*) para remoción de metales pesados en aguas contaminadas. Recuperado a partir de <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14969>

- Oré Jiménez, F., Lavado Meza, C., & Bendezú Montes, S. (2015). Biosorción de Pb (II) de aguas residuales de mina usando el marlo de maíz (*Zea mays*). *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 81(2), 122–134.
- Pájaro, Y., & Diaz, F. (2012). REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE DE AGUAS CONTAMINADAS USANDO QUITOSANO OBTENIDO DE EXOESQUELETO DE CAMARÓN. *Revista Colombiana de Química*, 41(2), 283–298.
- Pandya, K. Y., Patel, R. V., Jasrai, R. T., & Brahmhatt, N. (2017). Biosorption of Cr, Ni & Cu from industrial dye effluents onto *Kappaphycus alvarezii*: assessment of sorption isotherms and kinetics. *International Journal of Engineering Research and General Science*, 5(4), 137-148.
- Paula, J. D. (2007). *Química Física*. Ed. Médica Panamericana.
- Piqué, T. M., & Vázquez, A. (2012). Uso de Espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) en el estudio de la hidratación del cemento. *Concreto y cemento. Investigación y desarrollo*, 3(2), 62-71.
- Plaza Cazón, J. (2012). *Remoción de metales pesados empleando algas marinas* (Tesis). Facultad de Ciencias Exactas. Retrieved from <http://hdl.handle.net/10915/2770>
- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C. A., Román Gutiérrez, A. D., & Prieto García, F. (2009). Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10(1). Recuperado de <http://www.redalyc.org/resumen.oa?id=93911243003>
- Programa «PNGIDS» Ecuador. (2012, octubre 31). Recuperado 4 de abril de 2018, a partir de <http://www.ambiente.gob.ec/programa-pngids-ecuador/>

- Putri, L. S. E. (2016). Biosorption of Lead using Macroalgae *Eucheuma spinosum*, *Padina minor* and *Sargassum crassifolium* in Aqueous Solution. *Asian Journal of Applied Sciences* (ISSN: 2321-089), 4(02).
- Ramos, E. P., & Madero, M. C. M. (1979). *Problemas de determinación estructural orgánica por espectroscopía IR*. Universidad de Sevilla.
- Rebollo, J. (2012). Eliminación de cadmio (II) de efluentes urbanos tratados mediante procesos de bioadsorción: el efecto competitivo de otros metales pesados. Recuperado de <http://repositorio.upct.es/handle/10317/2862>
- Reyes, Y., Vergara, I., Torres, O., Díaz-Lagos, M., & González-Jimenez, E. E. (2016). Contaminación por metales pesados: Implicaciones en salud, ambiente y seguridad alimentaria. *Ingeniería Investigación y Desarrollo*, 16(2), 66-77. <https://doi.org/10.19053/1900771X.v16.n2.2016.5447>
- Rodríguez, A., & Pacheco, N., & Cárdenas, J., & Tovar, J., & Martínez, V., & Acosta, I. (2017). BIOADSORCIÓN DE CROMO (VI) EN SOLUCIÓN ACUOSA POR LA BIOMASA DE AMARANTO (*Amaranthus caudatus*). *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 8 (2), 11-20.
- Rojas Villalva, Y., Vásquez, Z., & Carolina, C. (2015). Efecto del pH y el tiempo de contacto en la adsorción de cromo hexavalente en solución acuosa utilizando montmorillonita como adsorbente. *Universidad Nacional del Centro del Perú*. Recuperado a partir de <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/UNCP/1012>
- Rojas, S. (2017). Remoción de cromo hexavalente en soluciones acuosas mediante algodón modificado con quitosano: Estudio cinético y termodinámico. Recuperado de <http://sie.car.gov.co:80/handle/20.500.11786/33592>

- Romero, O., & E, A. (2015). Bioadsorción de Pb y Cr mediante la utilización de Cáscara de Naranja (*Citrus sinensis*) molida, Machala 2014. Retrieved from <http://repositorio.utmachala.edu.ec/handle/48000/1897>
- Rubio, D. I. C., Calderón, R. A. M., Gualtero, A. P., Acosta, D. R., & Sandoval, J. (2015). Tratamientos para la Remoción de Metales Pesados Comúnmente Presentes en Aguas Residuales Industriales. Una Revisión. *Ingeniería y Región*, (13), 73-90.
- Sánchez Sánchez, D., García Villegas, V., Yipmantin Ojeda, A., Guzmán Lezama, E., Ale Borja, N., & Maldonado García, H. (2014). Estudio de la cinética de biosorción de iones cadmio (II) en pectina reticulada proveniente de cáscaras de naranja. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, 80(4), 298-307.
- Sánchez, A. (2016). Biosorción en tanque agitado de Cd(+2) y Pb(+2) con cáscara de cacao. Recuperado a partir de <http://dspace.ucuenca.edu.ec/handle/123456789/25242>
- Sánchez, J., Negrete, J. L. M., & Urango, I. (2016). Biosorción simultanea de plomo y cadmio en solución acuosa por biomasa de hongos penicillium sp. *Temas Agrarios*, 19(1), 63-72. <https://doi.org/10.21897/rta.v19i1.725>
- Sánchez, M. F., & Castro, J. G. (2007). *Gestión y minimización de residuos*. FC Editorial.
- Sánchez, R. (2017). Determinación de la contaminación por metales pesados (plomo, cromo, cadmio y mercurio) en aguas del río Cauca, en la zona urbana de la ciudad de Cali y evaluación de la mutagenicidad utilizando el test de Ames [recurso electrónico] (Thesis). Recuperado a partir de <http://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/10159>
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., & Jiménez Villadiego, M. (2017). REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE SOBRE RESIDUOS DE CACAO PRETRATADOS

- QUÍMICAMENTE. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 20(1), 139–147.
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., & Núñez Zarur, J. (2015). Uso de biomasas para la adsorción de plomo, níquel, mercurio y cromo. *Ingenium*, 9, 41. <https://doi.org/10.21774/ingenium.v9i24.520>
- Tejada, C. N., Montiel, Z., & Acevedo, D. (2016). Aprovechamiento de Cáscaras de Yuca y Ñame para el Tratamiento de Aguas Residuales Contaminadas con Pb(II). *Información Tecnológica*, 27(1), 09-20. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642016000100003>
- Telégrafo, E. (2017, marzo 11). La ciudad produce 1.155 t de basura orgánica al día. Recuperado 4 de abril de 2018, de <http://tinyurl.com/y86l9f2q>
- Tovar Benítez, T. (2008). *Caracterización morfológica y térmica del almidón de maíz (zea mays l) obtenido por diferentes métodos de aislamiento*. ICBI-BD-UAEH. Retrieved from <http://200.57.56.70:8080/xmlui/handle/231104/508>
- US EPA, O. (2016, septiembre 22). 2014 National Emissions Inventory (NEI) Data [Policies and Guidance]. Recuperado 6 de abril de 2018, a partir de <https://www.epa.gov/air-emissions-inventories/2014-national-emissions-inventory-nei-data>
- Vaamonde, A. J. V., Damborenea, J. J. de, & González, J. J. D. (2001). *Ciencia e ingeniería de la superficie de los materiales metálicos*. Editorial CSIC - CSIC Press.
- Vera, L., Bermejo, D., Uguña, M. F., García, N., Flores, M., & Brazales, D. (2018). Biosorción de Cd (II) y Pb (II) en columna de lecho fijo con cáscara de cacao. *Afinidad*, 75(581). Recuperado de <https://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/335958>
- Vera, L., Uguña, M. F., García, N., Flores Marittza, & Vázquez, V. (2016). Eliminación de los metales pesados de las aguas residuales mineras utilizando el bagazo de caña como

- biosorbente. *Afinidad*, 73(573). Retrieved from <http://www.raco.cat/index.php/afinidad/article/view/308436>
- Verdugo, J. (2017). Bioadsorción de iones de plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara de la mandarina (*Citrus Reticuata* Var. Clementina). Retrieved from <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/14249>
- Villanueva, C. (2007). Biosorción de Cobre (II) por biomasa pretratada de cáscara de citrus *sinensis* (naranja), *citrus limonium* (limón) y *opuntia ficus* (palmeta de nopal). *Universidad Nacional Mayor de San Marcos*. Recuperado de <http://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/2112>
- Vinueza, O. Luis, J., Farfán, M., & Andrés, R. (2013). Estudio del aprovechamiento de residuos orgánicos de cultivos de flores (tallos de rosa) como biosorbente de cadmio para el tratamiento de aguas residuales. Retrieved from <http://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/4272>
- Vizcaíno Mendoza, L., & Fuentes Molina, N. (2015). BIOSORCIÓN DE Cd, Pb y Zn POR BIOMASA PRETRATADA DE ALGAS ROJAS, CÁSCARA DE NARANJA Y TUNA. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(1), 43–60.
- Weber, W. J. (1979). *Control de la calidad del agua: procesos fisicoquímicos*. Reverte.
- Yáñez, C.; Zambrano, J.; Caicedo, M.; Heredia, J. (2013). “Guía de producción de maíz para pequeños agricultores y agricultoras”. Quito-Ecuador. INIAP, Programa de maíz, 28p, (Guía No 96).
- Yoval, L. S., Palacios, L. M., Soberanis, M. P., & Guzmán, L. O. S. (2000). Potencial zeta como una herramienta para determinar la aglomeración de las partículas en la reducción del volumen del lodo a disponer. *Instituto Mexicano de Tecnología del Agua*.