

**PONTIFICIA UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL ECUADOR
FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES
ESCUELA DE CIENCIAS QUÍMICAS**

**Evaluación de la capacidad de adsorción de Pb^{+2+4} y Cr^{3+} en bio
materiales elaborado con residuos de maíz (*Zea mays*)
proveniente del cantón La Concordia, Santo Domingo de los
Tsáchilas.**

Emerson David Betancourt Gordon

Porcentaje de créditos aprobados: 75%

Nombre del director de la disertación: Dr. Julio César Vinueza
Galarraga

Química de Alimentos

Quito, 2022

DEDICATORIA

A mi querida madre y mi hermana Pao, cuyo amor, apoyo incondicional y sacrificio han sido la fuerza impulsora detrás de mi éxito académico. Les dedico este trabajo con profundo agradecimiento y gratitud.

AGRADECIMIENTO

A mi director de trabajo de titulación Julio Vinueza, quien me oriento, alentó y tuvo una enorme comprensión con mi persona a lo largo de todo el proceso a pesar de mis falencias. Le agradezco de corazón por todo.

**CERTIFICACIÓN DEL DOCENTE-DIRECTOR DEL TRABAJO DE INTEGRACIÓN
CURRICULAR**

FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS Y NATURALES

CARRERA DE QUÍMICA

Yo, Julio Cesar Vinueza Galarraga Dr. con cédula de identidad 1709164980, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación *Evaluación de la capacidad de adsorción de Pb^{+2+4} y Cr^{3+} en bio materiales elaborado con residuos de maíz (*Zea mays*) proveniente del cantón La Concordia, Santo Domingo de los Tsáchilas* realizado por Emerson David Betancourt Gordon con cédula de identidad 1726445966 ha concluido con todos los requisitos estipulados por la Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

Atentamente,

DIRECTOR/TUTOR DE TRABAJO DE TITULACIÓN

C.I. 1709164980

FECHA: 21/06/2023

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT.....	2
1. INTRODUCCIÓN.....	3
1.1. TUZA DE MAÍZ	3
1.2. ADSORCIÓN	3
1.3. BIOMASA.....	4
1.4. BIOADSORCIÓN.....	4
1.5. INTERCAMBIO IÓNICO	4
1.6. METALES PESADOS.....	5
1.6.1. CROMO TRIVALENTE.....	5
1.6.2. PLOMO	5
1.7. COLUMNAS DE LECHO FIJO	6
1.8. FACTORES FISICOQUÍMICOS EN LA BIOADSORCIÓN	7
1.8.1. PH.....	7
1.8.2. CONCENTRACIÓN.....	7
1.8.3. TEMPERATURA.....	7
1.8.4. TAMAÑO DE PARTÍCULA.....	7
1.8.5. COMPETENCIA DE IONES.....	7
1.8.6. TIEMPO DE CONTACTO	8
1.9. USOS POTENCIALES DE LA BIOADSORCIÓN.....	8
2. OBJETIVOS	9
2.1. OBJETIVO GENERAL	9
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	9
3.1. MATERIALES.....	9
3.2. MÉTODOS	9
3.2.1. OBTENCIÓN Y TRATAMIENTO DEL BIOADSORBENTE.....	9
3.2.2. ELABORACIÓN DE LA COLUMNA Y PERCOLACIÓN DE SOLUCIONES	

3.2.3.	CUANTIFICACIÓN DE PLOMO Y CROMO POR ESPECTROSCOPIA ATÓMICA	11
3.2.3.1.	CUANTIFICACIÓN DE PLOMO	11
3.2.3.2.	CUANTIFICACIÓN DE CROMO	11
3.2.4.	CURVAS DE SATURACIÓN	12
3.2.4.1.	% REMOCIÓN EN BASE A LA CONCENTRACIÓN INICIAL	12
3.2.4.2.	MASA RETENIDA EN BASE A LA CONCENTRACIÓN INICIAL	12
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	13
4.1.	RESULTADOS DE ESPECTROSCOPIA ATÓMICA	13
4.1.1.	PLOMO	13
4.1.2.	CROMO	17
4.2.	PORCENTAJE DE BIOADSORCIÓN	19
4.2.1.	PLOMO	20
4.2.2.	CROMO	25
4.2.3.	PLOMO Y CROMO	28
4.3.	MASA RETENIDA DEL METAL PESADO EN EL BIOADSORBENTE	29
4.3.1.	PLOMO	30
4.3.2.	CROMO	33
4.3.3.	PLOMO Y CROMO	36
5.	CONCLUSIÓN	38
6.	RECOMENDACIONES	38
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	40
8.	FIGURAS	47

FIGURAS

Figura 1. Curva de calibración de Pb empleada en espectroscopía de absorción atómica	14
Figura 2. Curva de calibración de Cr empleada en espectroscopía de absorción atómica	17
Figura 3. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% ante el material bioadsorbente	22
Figura 4. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente	22
Figura 5. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente	23
Figura 6. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% ante el material bioadsorbente	26
Figura 7. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente	26
Figura 8. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente.....	27
Figura 9. Porcentaje de remoción de Cr trivalente & Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y H ₂ O hasta ebullición del material bioadsorbente	28
Figura 10. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% del material bioadsorbente	31
Figura 11. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente	32
Figura 12. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente	32
Figura 13. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% del material bioadsorbente	34
Figura 14. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente	35

Figura 15. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente	35
Figura 16. Masa retenida de Cr trivalente & Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y H ₂ O hasta ebullición del material bioadsorbente	36
Figura 17. Molienda de la tuza de maíz del Cantón de la Concordia, Santo Domingo de los Tsáchilas.	47
Figura 18. Filtrado al vacío del material orgánico después de la activación, previo para el empaquetamiento en los filtros.	47
Figura 19. Colado de 25 mL de volumen de las diferentes concentraciones de metales pesados a través de una cámara al vacío con la adaptación en jeringas de 3 mL como cartuchos	48
Figura 20. Recolección del percolado en viales previo a su lectura en el equipo de espectroscopia de absorción atómica	48

TABLAS

Tabla 1. Resultados experimentales de diferentes concentraciones de Pb ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación por 6 horas en Et-OH al 30%.	14
Tabla 2. Resultados experimentales de diferentes concentraciones de Pb ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación 1 hr con H ₂ O hasta ebullición.	15
Tabla 3. Resultados experimentales de diferentes concentraciones de Cr trivalente ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación por 6 horas en Et-OH al 30%.	17
Tabla 4. Resultados experimentales de diferentes concentraciones de Cr trivalente ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación 1 hr con H ₂ O hasta ebullición.	18
Tabla 5. % de Remoción de Pb con respecto al material activado por 6 horas con Et-OH al 30% ante plomo.	20
Tabla 6. % de Remoción de Pb con respecto al material activado por 1 hora con H ₂ O hasta ebullición.	21
Tabla 7. % de Remoción de Cr trivalente con respecto al material activado por 6 horas con Et-OH al 30%.....	25
Tabla 8. % de Remoción de Cr trivalente con respecto al material activado por 1 hora con H ₂ O hasta ebullición.	25
Tabla 9. Masa Retenida de Pb por el material bioadsorbente con activación de Et-OH al 30% ante el bioadsorbente.....	30
Tabla 10. Masa Retenida de Pb por el material bioadsorbente con activación de H ₂ O hasta ebullición ante el bioadsorbente	31
Tabla 11. Masa Retenida de Cr trivalente por el material bioadsorbente con activación de Et-OH al 30% ante el bioadsorbente.....	33
Tabla 12. Masa Retenida de Cr trivalente por el material bioadsorbente con activación de H ₂ O hasta ebullición ante el bioadsorbente.	33

RESUMEN

Los bioadsorbentes son una tecnología en crecimiento y que busca tratar la contaminación de diferentes fuentes gracias a su naturaleza para formar complejos. El objetivo de esta investigación fue determinar la concentración de Pb y Cr en aguas artificiales que es capaz de adsorber el polvo de tuza de maíz proveniente de Santo Domingo de los Tsáchilas. La tuza de maíz fue triturada, activada, empaquetada en columna, por la cual se filtró el agua artificialmente contaminada con Cr y Pb, el filtrado se midió por espectroscopía de absorción atómica para su posterior análisis. Los resultados obtenidos demuestran que la activación con Etanol al 30% es superior a la realizada con agua. Además, que la adsorción del Pb es superior a la del Cr, dado que el Pb muestra respuestas positivas hasta los 100 ppm, mientras el Cr solo hasta los 20 ppm. Las recomendaciones son el neutralizar todas las variables físicas, químicas y fisicoquímicas que pueden alterar totalmente las respuestas, dado que la repetibilidad del experimento sería compleja al no regularizar éstas. Concluimos que el polvo de tuza activado sirve como adsorbente de Cr y Pb, una nueva alternativa para la descontaminación de aguas.

ABSTRACT

Bioadsorbents are a growing technology that aims to treat pollution from different sources due to their ability to form complexes. The objective of this research was to determine the concentration of Pb and Cr in artificial waters that can be adsorbed by corn cob dust from Santo Domingo de los Tsáchilas. The corn cob dust was crushed, activated, and packed into a column through which artificially contaminated water with Cr and Pb was filtered. The filtrate was measured using atomic absorption spectroscopy for subsequent analysis. The results obtained demonstrate that activation with 30% ethanol is superior to activation with water. Furthermore, the adsorption of Pb is greater than that of Cr, as Pb shows positive responses up to 100 ppm, while Cr only shows positive responses up to 20 ppm. The recommendations are to neutralize all physical, chemical, and physicochemical variables that can completely alter the responses, as the experiment's repeatability would be complex without regulating these variables. We conclude that activated corn cob dust serves as an adsorbent for Cr and Pb, offering a new alternative for water decontamination.

1. INTRODUCCIÓN

1.1.TUZA DE MAÍZ

La gran problemática a nivel mundial hoy en día son los residuos, y si bien existen países los cuales le dan un uso a sus residuos, pero aun así quedan grandes cantidades que generan problemas ambientales. En Brasil el denominado surco se usa como materia prima para elaboración de harina. En el caso de México la mazorca es usada de igual manera como materia prima para elaborar sus tortillas, de alimento animal, biocombustible, compostaje y de material de construcción. (Gutiérrez-Gutiérrez, M. E., & Sánchez-Gutiérrez, E. 2019). Pero en Ecuador no existe una utilidad a la mazorca. Por el contrario, es sujeto de quema o desperdicio. Por otro lado, a nivel industrial el país cuenta con una contaminación de metales pesados con tendencia elevada, dado a las normativas que están empleada al día de hoy solo regularizan las concentraciones que se hallan tanto en aguas como suelos, pero no las mitigan. (Aguilar et al., 2017).

Ecuador es un país con alta demanda de exportación con respecto a; banano, maíz, cacao, papa, entre otros productos. Dichas exportaciones se rigen bajo una normativa de calidad internacional para brindar productos de alto valor nutricional. Pero dichos productos al manejarse bajo esas normativas generan un sin número de residuos y subproductos (Aseffe, M. 2019). En el caso particular del maíz, la mazorca no tiene un uso y es quemado por los agricultores provocando un problema ambiental. Estadísticamente en Ecuador se reportó que en el año 2020 alrededor de 1,358,626 toneladas métricas de maíz fueron producidas, y que el 18.6 % de esa producción corresponde a la tusa. Es decir que 252,704.436 toneladas métricas de tusa fueron quemadas en el año 2020 (Aseffe, M. 2019).

1.2.ADSORCIÓN

La adsorción es un fenómeno fundamental que ocurre en la interfaz superficie-solución, donde se produce la atracción y adhesión de moléculas presentes en estado líquido o gaseoso a una superficie sólida. Estas moléculas, conocidas como adsorbatos, se unen de manera selectiva a una superficie sólida específica denominada adsorbente. Este proceso juega un papel de gran importancia en diversos campos científicos y tecnológicos, como la ciencia de materiales, la ingeniería de superficies, la catálisis y la cromatografía. (Akhtar, S., & Abbasi, T. 2016).

Además, la adsorción también puede desempeñar un papel relevante en la eliminación de contaminantes presentes en la biomasa, mejorando así su calidad y haciéndola más adecuada para

su posterior transformación y aprovechamiento. Esta aplicación de la adsorción en la biomasa contribuye tanto a la valorización de recursos naturales renovables como a la reducción de impactos ambientales asociados a la generación de energía y productos químicos. (Akhtar, S., & Abbasi, T. 2016).

1.3.BIOMASA

Con respecto a la biomasa, se refiere a un recurso renovable obtenido a partir de biocombustibles, biogás y productos químicos de origen biológico. La biomasa puede derivar de diversas fuentes, como plantas, residuos orgánicos y algas, entre otros. La adsorción de biomasa emerge como una tecnología prometedora para la producción de biocombustibles y otros productos biológicos de valor. A través del proceso de adsorción, es posible concentrar de manera eficiente la biomasa, lo cual facilita su conversión en combustibles u otros productos de interés. (Deng, J., Wang, X., & Liu, Z. 2017).

1.4.BIOADSORCIÓN

La bioadsorción se caracteriza por la adsorción de iones a través de características como: porosidad, superficie de contacto, fuerzas iónicas, entre otras. Las cuales brindan en mayor o menor cantidad la aceptación de los iones hacia la superficie de la matriz. Por parte de la mazorca del maíz, cuenta con características como su superficie de contacto, sitios específicos de adsorción y fuerzas iónicas las cuales la hacen un excelente bioadsorbente (Duany-Timosthe, 2022). Además, que este es altamente asequible y barato, pudiéndose usar ante iones de metales pesados, los cuales son presentes en el desecho o residuos de las industrias. Así dándole un valor agregado a la inmensa cantidad de residuo que se genera, sin producir gases contaminantes por combustión como originalmente se realiza. Dado que se libera inmensas cantidades de dióxido de carbono y monóxido de carbono (Tejada-Tovar, 2015).

1.5.INTERCAMBIO IÓNICO

El intercambio iónico en bioadsorbentes se ha establecido como un proceso de remoción de metales pesados del agua. Este método aprovecha la funcionalización de los bioadsorbentes con grupos iónicos, tales como sulfonatos o carboxilatos, los cuales desempeñan un papel esencial en el intercambio iónico. (Deng, J., Wang, X., & Liu, Z. 2017).

Cuando los iones de metales pesados se encuentran en solución, tienen la capacidad de interactuar con los grupos iónicos presentes en el bioadsorbente. Posteriormente, se produce un

intercambio, donde los iones metálicos son reemplazados por contraiones, como sodio o cloruro. La eficacia del proceso de intercambio iónico en los bioadsorbentes está influenciada por diversos factores, como el tipo específico de bioadsorbente empleado, la concentración inicial de metales pesados en el agua, el pH del medio acuoso, la temperatura del sistema y la tasa de flujo del agua. (Akhtar, S., & Abbasi, T. 2016).

1.6.METALES PESADOS

Los metales pesados tienen su nombre gracias a su densidad, entre ellos se halla el cromo y el plomo. El cromo, un elemento de origen natural, puede ser liberado al medio ambiente como resultado de actividades industriales, como la minería y la fundición, así como del uso de productos que contienen cromo, como pinturas y productos para el curtido de cuero. Este elemento puede encontrarse en el aire, el agua, el suelo, así como en alimentos y bebidas. Sin embargo, la presencia de cromo en el medio ambiente puede ser perjudicial, ya que afecta tanto a las plantas como a los animales, y puede resultar en la contaminación del agua y del suelo.

1.6.1. CROMO TRIVALENTE

El cromo es un metal tóxico que plantea diversos riesgos para la salud humana. La exposición directa a este metal puede causar irritación cutánea, trastornos respiratorios y, en casos más graves, incluso cáncer. A nivel celular, el cromo tiene la capacidad de afectar al ser humano y puede inducir el desarrollo de enfermedades cancerígenas. Específicamente, las industrias de galvanoplastia, curtiembre, productos textiles y manufacturados son las principales fuentes de contaminación relacionadas con el cromo. (Deng et al., 2017).

Por lo tanto, es esencial tomar medidas adecuadas para controlar y minimizar la liberación de cromo al medio ambiente, así como para prevenir la exposición humana a este metal tóxico. La regulación y supervisión de las actividades industriales, junto con la adopción de prácticas sostenibles y tecnologías de tratamiento adecuadas, desempeñan un papel crucial en la mitigación de los impactos negativos del cromo en el medio ambiente y la protección de la salud humana. (Akhtar, S., & Abbasi, T. 2016).

1.6.2. PLOMO

El plomo es un metal pesado con propiedades tóxicas tanto para seres humanos como para animales. Su presencia en el medio ambiente puede originarse a partir de diversas fuentes, incluyendo la actividad minera, la fundición y el uso de pinturas que contienen plomo. Este metal

se caracteriza por ser blando y denso, lo que facilita su fusión y moldeado. A lo largo de los siglos, el plomo ha sido ampliamente utilizado en diversas aplicaciones, como sistemas de plomería, pinturas y baterías. (Akhtar, S., & Abbasi, T. 2016).

La exposición al plomo, dada su toxicidad, puede ocasionar daños en el sistema nervioso, el cerebro y los riñones. Además, puede dar lugar a una serie de problemas de salud, tales como dificultades de aprendizaje, trastorno por déficit de atención con hiperactividad y disminución del coeficiente intelectual. Asimismo, la exposición al plomo puede resultar en abortos espontáneos, muerte fetal y partos prematuros. Es importante destacar que no existe un nivel seguro de exposición al plomo. (Kumar, A., & Sharma, S. K. 2018).

En vista de los riesgos asociados con el plomo, es fundamental tomar medidas para prevenir su liberación al medio ambiente y minimizar la exposición humana a este metal. Esto implica la implementación de regulaciones y normativas estrictas en relación con su uso, así como la adopción de prácticas de manejo adecuadas en industrias que utilizan o manejan plomo. Además, se deben promover iniciativas de concienciación y educación para informar a la población sobre los peligros del plomo y fomentar prácticas seguras en el manejo de materiales que lo contengan. (Pabón, 2020).

1.7.COLUMNAS DE LECHO FIJO

Las columnas de lecho fijo son una técnica ampliamente empleada en cromatografía en columna con el propósito de lograr la separación de los componentes de una mezcla líquida. Este enfoque se basa en el uso de un lecho compuesto por un material adsorbente cuidadosamente seleccionado y dispuesto en una columna. La mezcla líquida, bajo presión controlada, es dirigida a través de dicha columna. Durante este proceso, los diferentes componentes de la mezcla viajan a través del lecho a velocidades distintas, determinadas por su interacción con el material adsorbente. Gracias a esta propiedad de afinidad selectiva, se logra la separación de los componentes que conforman la mezcla. (Bimantio et al., 2020).

En la técnica de las columnas de lecho fijo, se han desarrollado variantes y mejoras a lo largo del tiempo para optimizar los resultados obtenidos. Por ejemplo, se pueden emplear distintos tipos de material adsorbente en la columna, seleccionados de acuerdo a las propiedades y características específicas de los componentes de interés. Además, es posible ajustar variables clave como la

presión, la temperatura y el flujo de la mezcla líquida, con el fin de mejorar la eficiencia y selectividad de la separación. (Kolev, N. 2016).

Es importante destacar que las columnas de lecho fijo ofrecen una valiosa herramienta en la separación y análisis de mezclas líquidas. Su aplicación abarca diversos campos científicos y tecnológicos, incluyendo la química analítica, la bioquímica y la industria farmacéutica, entre otros. La versatilidad de esta técnica, sumada a sus posibilidades de optimización, la convierten en una opción destacada en el ámbito de la separación de componentes y purificación de mezclas líquidas. (Bimantio et al., 2020).

1.8.FACTORES FISICOQUÍMICOS EN LA BIOADSORCIÓN

1.8.1. PH

El pH de trabajo es un factor crucial, ya que determina la carga eléctrica tanto del medio como de los contaminantes. Por lo tanto, es fundamental evaluar y controlar el pH durante el proceso. (Barrera et al., 2004).

1.8.2. CONCENTRACIÓN

La concentración del agua contaminada es un aspecto importante a considerar, ya que a altas concentraciones los sitios activos de adsorción se saturan, lo que reduce la efectividad del proceso. (Barrera et al., 2004).

1.8.3. TEMPERATURA

La temperatura, que influye directamente en la velocidad de bioadsorción. En general, se observa un aumento en la velocidad de adsorción a temperaturas más altas. (Yang et al., 2017).

1.8.4. TAMAÑO DE PARTÍCULA

El tamaño de las partículas dado que, si las partículas de contaminante son grandes, presentan una menor área de contacto, lo que reduce la disponibilidad de sitios activos de adsorción en el material orgánico. (Yang et al., 2017).

1.8.5. COMPETENCIA DE IONES

La competencia de iones. Durante la elaboración del bioadsorbente, es esencial considerar qué otros iones podrían ocupar los sitios activos y disminuir la eficiencia del proceso de adsorción. Iones comunes en el agua, como el bicarbonato o el cloruro, suelen competir por estos sitios, lo que limita la capacidad de adsorción. (Elouear et al., 2019).

1.8.6. TIEMPO DE CONTACTO

El tiempo de contacto es un parámetro crucial en la bioadsorción, ya que se observa una relación directamente proporcional entre el tiempo de contacto y la capacidad de adsorción. Cuanto mayor sea el tiempo de contacto, mayor será la ocupación de los sitios activos y la adsorción de los biomateriales. (Yang et al., 2017).

1.9. USOS POTENCIALES DE LA BIOADSORCIÓN

En el ámbito de la bioadsorción, se ha demostrado en estudios de laboratorio que esta técnica presenta una alta capacidad de adsorción, lo que la convierte en un proceso eficiente para la remoción de contaminantes. Sin embargo, a pesar de su potencial como solución prometedora, la implementación de la bioadsorción en condiciones reales y a escala comercial carece de una base científica suficiente que respalde su aplicación generalizada. Esto plantea la necesidad de realizar investigaciones adicionales y estudios exhaustivos para comprender mejor los mecanismos de adsorción y los factores que influyen en su eficacia. (Deng et al., 2017).

Aunque los mecanismos exactos de bioadsorción del plomo y cromo en la tuza de maíz todavía no están completamente elucidados, se ha demostrado que la combinación de adsorción física, quimisorción y biosorción contribuye a la capacidad de la tuza de maíz para eliminar el plomo y cromo del medio ambiente. Estos procesos pueden estar influenciados por factores como la estructura química de la superficie de la tuza, la carga eléctrica de las especies metálicas y las características del medio acuoso en el que se encuentran. (Kumar, A., & Sharma, S. K. 2018).

Es importante continuar investigando para obtener un entendimiento más detallado de estos mecanismos y poder aprovechar plenamente el potencial de la tuza de maíz como un bioadsorbente efectivo para la remoción de plomo y otros metales pesados del agua contaminada. Además, que esta tecnología en auge cuenta con poca investigación, dado que es necesario realizarse pruebas a niveles macros. A niveles de laboratorio se observa buenas respuestas y altas retenciones, pero el material empleado tiene puntos de saturación y en grandes cantidades aún no está evaluado. (V. R. García Villegas et al., 2011).

2. OBJETIVOS

2.1.OBJETIVO GENERAL

Cuantificar la adsorción de metales pesados por parte de los bioadsorbentes elaborados a partir de residuo de maíz (*Zea mays*)

2.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Diseñar columnas de lecho fijo con biomaterial adsorbente para la retención de plomo y cromo.

Cuantificar las mínimas y máximas cantidades de plomo y cromo retenidas en el material adsorbente, mediante espectroscopía de absorción atómica (AAS).

Comparar la capacidad del biomaterial adsorbente frente a la retención de cada metal, plomo y cromo, usando curvas de saturación.

Comparar rendimientos de ambos metales en base al tratamiento del bioadsorbente.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1.MATERIALES

En el tratamiento del bioadsorbente se usó estufa j Rohi SMHS-9 , agitadores magnéticos kimax, plancha de calentamiento j Rohi SMSH-9,bolsas ziploc, estufa SNOL AB, balanza analítica Mettler toledo, vasos de precipitación 100mL y 200ML.

En el percolado se usó jeringas de 3mL, bomba al vacío Millipore, cámara al vacío Waters, Desecador, papel filtro, balones de aforo de 25mL, 50 mL y 100mL. Para el agua contaminada artificialmente los estándares de Pb y Cr iNORGANIC VENTURES 1000 ppm

3.2.MÉTODOS

3.2.1. OBTENCIÓN Y TRATAMIENTO DEL BIOADSORBENTE

La muestra fue recolectada en la provincia de los Tsáchilas. Posteriormente se molió las tusas de maíz (*Zea mays*) en un molino de aspas (Gaone). Luego se tamizó a través de distintos tamaños de malla hasta la de 250 nm, finalmente se separó la muestra ya preparada y se colocó dentro de un desecador para su posterior uso.

Lavado del material bioadsorbente con Etanol 30%

Se pesó 24 g de muestra previamente preparada en una balanza analítica Mettler toledo, posteriormente se colocó la muestra en un vaso de precipitación de 1000 mL. Se añadió 500 mL de Et-OH al 30 % y se agitó en un agitador magnético kimax. Se repitió el proceso por triplicado, posteriormente a cada muestra se la colocó en una plancha de calentamiento j Rohi SMHS-9 con agitación de 30 rpm durante 6 horas, 1 día y 2 días respectivamente. Una vez transcurrido el tiempo se filtró al vacío y se secó la muestra en la estufa SNOL AB a 45°C por 24 horas. Finalmente se separó cada muestra ya lavada y se colocó en bolsas Ziploc previamente rotuladas dentro de un desecador para su posterior uso.

Lavado del material bioadsorbente con agua grado reactivo I

Se pesó 24 g de muestra previamente preparada en una balanza analítica Mettler toledo, posteriormente se colocó la muestra en un vaso de precipitación de 1000 mL. Se añadió 500 mL de agua grado reactivo I y se calentó a 92°C con agitación de 30 rpm, la muestra mantuvo un volumen constante de agua, para ello fue necesario agregarle agua grado reactivo 1 caliente durante la cocción. Una vez transcurrido el tiempo se filtró al vacío Millipore y se secó la muestra en la estufa SNOL AB a 45°C por 24 horas. Finalmente se separó la muestra ya lavada y se colocó en una bolsa Ziploc previamente rotulada dentro de un desecador para su posterior uso.

3.2.2. ELABORACIÓN DE LA COLUMNA Y PERCOLACIÓN DE SOLUCIONES

Las columnas de lecho fijo fueron elaboradas a partir del bioadsorbente tratado, tanto con agua como con etanol al 30%. Se añadió aproximadamente 1 gr de cada muestra respectivamente, dichas columnas de lecho fijo fueron sometidas a igualdad de condiciones fisicoquímicas para evitar datos dispersos, es decir: presión, temperatura, compactamiento y tamaño de partícula constantes.

Luego se preparó agua contaminada artificialmente con los metales pesados plomo y cromo, donde se tomó 25 mL del agua contaminada artificialmente en concentraciones de 3 mg/L de Pb y 3 mg/L de Cr respectivamente. Posteriormente, se preparó muestras de 25 mL con agua de concentraciones superiores a 3 mg/L de Pb y 3 mg/L de Cr respectivamente. Dichas concentraciones se aumentaron hasta saturar el bioadsorbente y obtener un rango de saturación adecuado. Finalmente se recolectó el agua percolada, para filtrarla a través de papel filtro y evitar interferentes en las lecturas. Se envaso y rotulo para su posterior lectura mediante espectroscopia de absorción atómica.

3.2.3. CUANTIFICACIÓN DE PLOMO Y CROMO POR ESPECTROSCOPIA ATÓMICA

3.2.3.1. CUANTIFICACIÓN DE PLOMO

Se preparó una curva de calibración con las siguientes concentraciones de standard de Pb; 0.3, 1, 3 y 5 ppm respectivamente, además de dos estándares de controles para las lecturas de 0.5 y 2 ppm respectivamente. Posteriormente se calibró el método para lectura de Pb en aguas y se calentó la lámpara, una vez que el equipo estuvo a punto. Se inició leyendo el control con menor concentración y luego la curva de calibración. Al obtener un coeficiente de R^2 adecuado, iniciamos las lecturas.

Donde se inició las lecturas a partir de la menor concentración percolada hasta la máxima concentración percolada, si las lecturas salen de los límites de cuantificación es necesario de un factor de dilución. Estos resultados fueron tabulados para posteriormente evidenciar la adsorción del metal Pb en el material orgánico ante las concentraciones del mismo frente a la activación por agua y la de etanol al 30%.

3.2.3.2. CUANTIFICACIÓN DE CROMO

Se preparó una curva de calibración con las siguientes concentraciones de standard de Cr; 0.3, 1, 3 y 5 ppm respectivamente, además de dos estándares de controles para las lecturas de 0.5 y 2 ppm respectivamente. Posteriormente se calibró el método para lectura de Cr en aguas y se calentó la lámpara, una vez que el equipo estuvo a punto. Se inició leyendo el control con menor concentración y luego la curva de calibración. Al obtener un coeficiente de R^2 adecuado, iniciamos las lecturas.

Se iniciaron las lecturas a partir de la menor concentración percolada hasta la máxima concentración percolada, si las lecturas salen de los límites de cuantificación es necesario de un factor de dilución. Estos resultados fueron tabulados para posteriormente evidenciar la adsorción del metal Cr en el material orgánico ante las concentraciones del metal Cr frente a una activación por agua y la de etanol al 30%.

3.2.4. CURVAS DE SATURACIÓN

3.2.4.1.% REMOCIÓN EN BASE A LA CONCENTRACIÓN INICIAL

La curva de saturación es una ilustración donde se puede ver la relación entre el porcentaje de remoción en base a la concentración inicial de agua contaminada por Pb o Cr trivalente. Y así mostrar la relación no lineal entre estos parámetros, mostrando que a medida que aumenta la concentración del metal pesado, los sitios de adsorción se saturan. Por tanto, a pesar del crecimiento de concentración, se espera un decaimiento debido a la saturación del bioadsorbente. (Kumar, S., Sharma, S. K., & Sillanpää, M. 2015).

Ecuación 1. Porcentaje de remoción de metales pesados en bioadsorbentes.

$$\% \text{ Remoción} = \frac{C.o - C.f}{C.o}$$

% Remoción:

C.o: Concentración inicial de agua artificialmente contaminada.

C.f: Concentración final de agua percolada posterior al paso por la columna de lecho fijo.

3.2.4.2.MASA RETENIDA EN BASE A LA CONCENTRACIÓN INICIAL

La masa retenida es un parámetro donde se evalúa la cantidad máxima que puede el bioadsorbente retener en relación al volumen empleado. Generando una curva de saturación que varía en relación a la concentración de Pb o Cr y que tiene un pico máximo que a pesar de aumentar la concentración del contaminante decae. De forma que se puede evaluar la capacidad de adsorción en relación al metal pesado que forma parte del agua contaminada. (Muthukumar, S., Jayabalan, R., & Senthilkumar, M. 2016).

Ecuación 2. Masa retenida de Pb o Cr trivalente en el bioadsorbente.

$$M.\text{retenida} = (C.o - C.f) \frac{v}{m}$$

M.retenida: Cantidad de metal pesado retenido en el bioadsorbente.

C.o: Concentración inicial de agua artificialmente contaminada.

C.f: Concentración final de agua percolada posterior al paso por la columna de lecho fijo.

V: Volumen de agua artificialmente contaminada por Pb o Cr trivalente.

M: Masa de bioadsorbente usada en la columna de lecho fijo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La tuza de maíz se destaca en la Costa de Ecuador como un material bioadsorbente altamente efectivo debido a su amplia disponibilidad y bajo costo. Posee la capacidad de adsorber metales pesados presentes en el agua. Los grupos funcionales presentes en su estructura, como carboxilos, hidroxilos y aminos, contribuyen a su eficacia en la adsorción de metales pesados en soluciones acuosas. La aplicación de ácido clorhídrico ha demostrado mejorar considerablemente la capacidad de adsorción de la tuza de maíz para metales pesados. Esto se debe a que el ácido clorhídrico activa la superficie de la tuza de maíz y aumenta la disponibilidad de grupos funcionales para la adsorción (Pacheco et al., 2019).

La tuza de maíz, como material orgánico, está compuesta por una combinación de varios componentes, entre ellos la celulosa, hemicelulosa, lignina y proteínas, los cuales le confieren capacidad para adsorber metales pesados. Según un estudio realizado por Bonilla y col en 2017, la celulosa y la hemicelulosa son los componentes estructurales principales de la tuza de maíz. La celulosa está compuesta por una cadena lineal de unidades de glucosa, mientras que la hemicelulosa es un polisacárido ramificado compuesto por diferentes azúcares (Bonilla et al., 2017).

Adicionalmente, la tuza de maíz contiene lignina, un componente insoluble y resistente compuesto por unidades de fenilpropanoides, que proporciona rigidez y fortaleza a la planta. También se encuentran proteínas en la tuza de maíz, las cuales pueden incluir grupos funcionales como carboxilos, aminos y sulfhídricos, que desempeñan un papel importante en el proceso de adsorción (Chávez et al., 2013).

4.1.RESULTADOS DE ESPECTROSCOPIA ATÓMICA

4.1.1. PLOMO

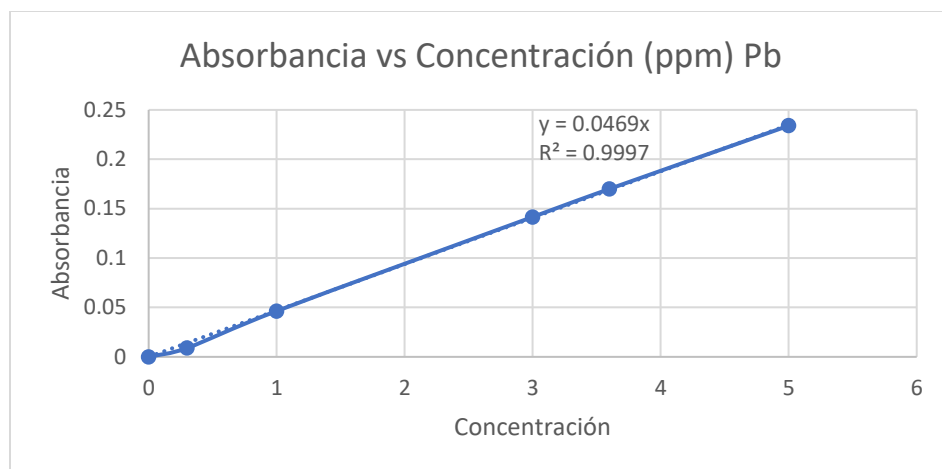


Fig. 1. Curva de calibración de Pb empleada en espectroscopía de absorción atómica.

Tabla 1. Resultados experimentales AAS, concentraciones de Pb ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación por 6 horas en Et-OH al 30%.

Activación	Codificación	Peso (g)	Concentración (ppm)	Lectura (ppm)
6 horas con Et-OH al 30%	E1	1.014	3	0.055
	E2	1.055		0.088
	E3	1.0021		0.045
	M33	0.9795	30	0.325
	M34	0.9764		0.366
	M38	0.9062		0.469
	M39	1.0456	40	0.447
	M42	1.0274		0.497
	M43	0.9881		0.508
	M45	1.1916	50	0.64
	M50	0.9708		0.436
	M51	0.938		0.208
	M47	1.0348	60	0.608
	M79	1.0966		0.169

	M80	1.1032		0.136
	M81	1.1066		0.222
	M82	1.1126	70	0.293
	M25	1.0203		0.334
	M83	1.0846		0.664
	M17	1.0848	80	1.485
	M18	1.0268		2.054
	M84	1.043		4.71
	M85	1.1418	90	0.338
	M86	1.1143		1.105
	M87	1.1045		2.267
	M88	1.1955	100	0.675
	M14	1.0079		5.49
	M23	1.058		32.7
	M111	1.0447	105	37.32
	M112	1.015		38.93
	M107	1.0809		39.08
	M108	1.0666	110	39.88
	M15	1.0117		42.59
	M109	1.0489		70.16
	M110	1.0853	120	76.48
	M16	1.0439		81.37

E: Ensayo de columna de lecho fija ante agua contaminadas artificialmente en concentración 3 mg/L.

M: Ensayo de columna de lecho fijo ante agua contaminada artificialmente en concentraciones superiores a los 3 mg/L.

Tabla 2. Resultados experimentales AAS, concentraciones de Pb ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación 1 hr con H2O hasta ebullición.

Activación	Codificación	Peso (g)	Concentración (ppm)	Lectura (ppm)
1 hr con H2O hasta ebullición	E4	1.0202	3	0.03
	E5	1.0429		0.065
	E6	1.0108		0.01
	M130	1.0715	30	0.246
	M131	1.0725		0.267
	M31	1.0537		0.311
	M132	1.1092	40	0.424
	M133	1.0149		0.283
	M32	1.0273		0.38
	M134	1.0248	50	1.275
	M135	1.0353		1.503
	M11	1.0011		2.238
	M136	0.9999	60	4.436
	M137	1.0899		1.016
	M12	1.0848		3.116
	M138	1.005	70	11.32
	M139	1.0754		7.875
	M13	1.058		10.34
	M140	1.0569	80	22.1
	M141	1.0203		22.75
	M105	1.0781		16.64
M142	1.0917	90	23.1	
M143	1.0107		34.68	
M106	1.0013		28.36	
M144	1.0364	100	32.83	

	M145	1.0587		42.12
	M107	1.0809		39.08
	M25	1.0141	110	68.76
	M26	1.055		71.99
	M27	1.0021		62.11
	M28	1.0202	120	85.21
	M29	1.0429		79.23
	M30	1.0108		77.11

4.1.2. CROMO

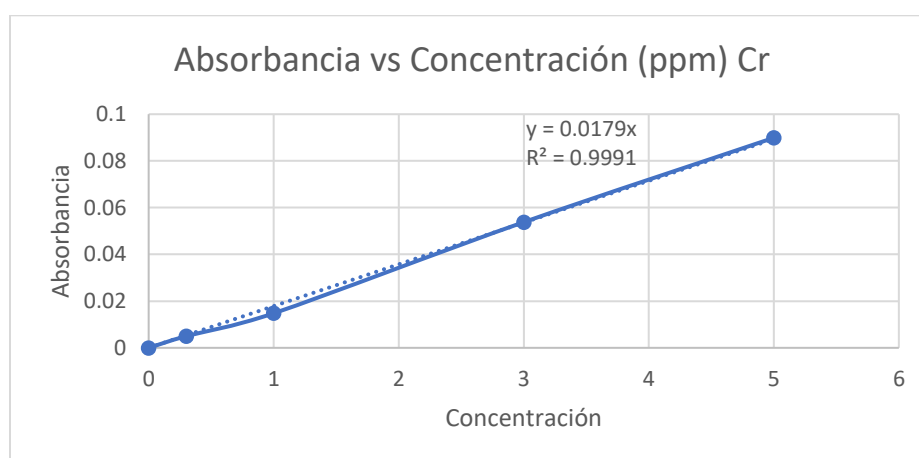


Fig 2. Curva de calibración de Cr empleada en espectroscopía de absorción atómica.

Tabla 3. Resultados experimentales, concentraciones de Cr trivalente ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación por 6 horas en Et-OH al 30%.

Activación	Codificación	Peso (g)	Concentración (ppm)	Lectura (ppm)
6 horas con Et-OH al 30%	M53	1.1154	3	-0.068
	M54	1.1018		0.121
	M63	1.0517		-0.012
	M55	0.9627	10	0.876
	M56	1.1175		0.996

	M64	0.9586		0.781
	M119	1.0119	20	9.415
	M120	1.0078		9.695
	M119*	1.0043		7.165
	M122	1.0002	22	13.955
	M123	1.0155		9.95
	M65	1.1117		8.235
	M67	1.0843	24	20.75
	M68	1.0048		11.09
	M70	1.0589		17.34
	M124	1.0003	26	17.99
	M125	1.0265		20.33
	M71	0.9523		18.09
	M77	1.0103	28	21.32
	M78	0.9805		22.775
	M66	1.0448		16.305
	M59	1.0805	30	20.275
	M60	1.1088		25.772
	M69	1.17		23.87

Tabla 4. Resultados experimentales, concentraciones de Cr trivalente ante el material bioadsorbente (tuza de maíz) con activación 1 hr con H2O hasta ebullición.

Activación	Codificación	Peso (g)	Concentración (ppm)	Lectura (ppm)
1 hr con H2O hasta Ebullición	M1	1.1088	3	0.097
	M2	1.0597		0.103
	M3	1.1117		0.56
	M113	1.0615	5	0.913
	M114	1.0634		0.879

	M73	1.1316		2.78
	M115	1.0115	10	5.49
	M116	1.0421		6.232
	M121	1.0517		4.46
	M117	1.0185		17.675
	M118	1.0101	20	18.41
	M96	0.9889		14.905
	M126	1.0524		21.695
	M91	1.0059	22	22.0895
	M92	1.0062		21.111
	M127	1.0334		24.59
	M93	1.0162	24	23.85
	M94	1.0345		20.405
	M97	1.0371		26.71
	M99	1.0068	26	25.655
	M100	0.9933		25.345

4.2.PORCENTAJE DE BIOADSORCIÓN

Según investigaciones realizadas en la Universidad Técnica de Manabí en Ecuador “Bioadsorción de metales pesados de agua contaminada usando biosorbentes de bajo costo” en el 2018, se ha comprobado que la tuza de maíz exhibe una notable capacidad para adsorber metales pesados en el agua, especialmente plomo y cadmio. En un estudio titulado "Evaluación de la eficiencia de la tuza de maíz como material bioadsorbente para la eliminación de plomo en solución acuosa" (2019) realizado por M. Macías y col, se encontró que la tuza de maíz tratada con HCl alcanzó una capacidad de adsorción de Pb de hasta 27,31 mg/g.

En otra investigación denominada "Evaluación de la eficiencia de la tuza de maíz como material bioadsorbente en la remoción de cadmio presente en solución acuosa" (2020) llevada a cabo por J. Cedeño y col, se observó que la tuza de maíz tratada con HCl presentó una capacidad de adsorción de cadmio de hasta 16,82 mg/g (López et al., 2020).

La activación constituye un proceso fundamental para mejorar la capacidad de los materiales bioadsorbentes en la retención de metales pesados. Este proceso implica el tratamiento del material con agentes químicos o físicos con el fin de generar o mejorar los sitios de adsorción en su superficie. Aunque los materiales orgánicos pueden presentar grupos funcionales en su superficie, estos pueden estar enmascarados o inaccesibles debido a otros compuestos presentes en el material, lo cual limita su capacidad de adsorción. (Deng et al., 2016).

La activación contribuye a la exposición de los sitios activos en la superficie del material, lo que aumenta su capacidad de adsorción. Los métodos más comunes de activación son los tratamientos químicos y físicos. Estudios han evidenciado que la activación puede mejorar de manera significativa la capacidad de adsorción de los materiales orgánicos (Deng, H., Zhang, Y., Li, T., & Wang, Y. 2016). Se ha evaluado que la activación con ácido clorhídrico mejoró la capacidad de adsorción de plomo en residuos de cáscara de maní, mientras que otro estudio demostró que la activación con ácido fosfórico mejoró la capacidad de adsorción de cadmio y zinc en el carbón activado obtenido a partir de residuos orgánicos (Fasasi et al., 2019).

4.2.1. PLOMO

Se ha observado en un estudio realizado por Song y col (2012) que la capacidad de adsorción de los bioadsorbentes para el plomo experimenta una disminución conforme se incrementa la concentración inicial de plomo en la solución (Song, J., Wang, X., Li, H., Liu, Y., Li, X., & Qiao, W. 2012). Además, una investigación llevada a cabo por Owoyemi y sus colegas (2020) encontró que a medida que se aumenta la concentración de cadmio en el agua, la capacidad de adsorción de la cáscara de coco como bioadsorbente tiende a disminuir (Owoyemi et al., 2020).

Tabla 5. % de Remoción de Pb con respecto al material activado por 6 horas con Et-OH al 30% ante plomo.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	% Remoción (ppm)
6 horas Et-OH al 30%	3	0.062666667	97.91111111
	30	0.386666667	98.71111111
	40	0.484	98.79
	50	0.428	99.144

	60	0.304333333	99.49277778
	70	0.283	99.59571429
	80	1.401	98.24875
	90	2.051	97.72111111
	100	2.810666667	97.18933333
	105	36.31666667	65.41269841
	110	40.51666667	63.16666667
	120	76.00333333	36.66388889

Tabla 6. % de Remoción de Pb con respecto al material activado por 1 hora con H2O hasta ebullición ante plomo.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	% Remoción
1 hr H2O hasta ebullición	3	0.035	98.83333333
	30	0.274666667	99.08444444
	40	0.362333333	99.09416667
	50	1.672	96.656
	60	2.856	95.24
	70	9.845	85.93571429
	80	20.49666667	74.37916667
	90	28.71333333	68.0962963
	100	38.01	61.99
	110	67.62	38.52727273
	120	80.51666667	32.90277778

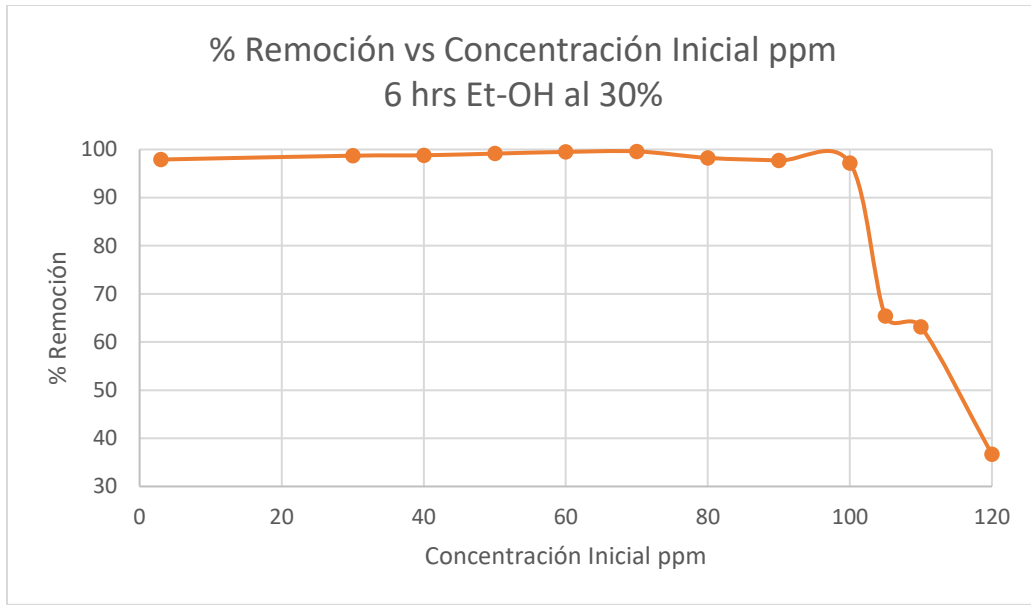


Fig 3. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% ante el material bioadsorbente.

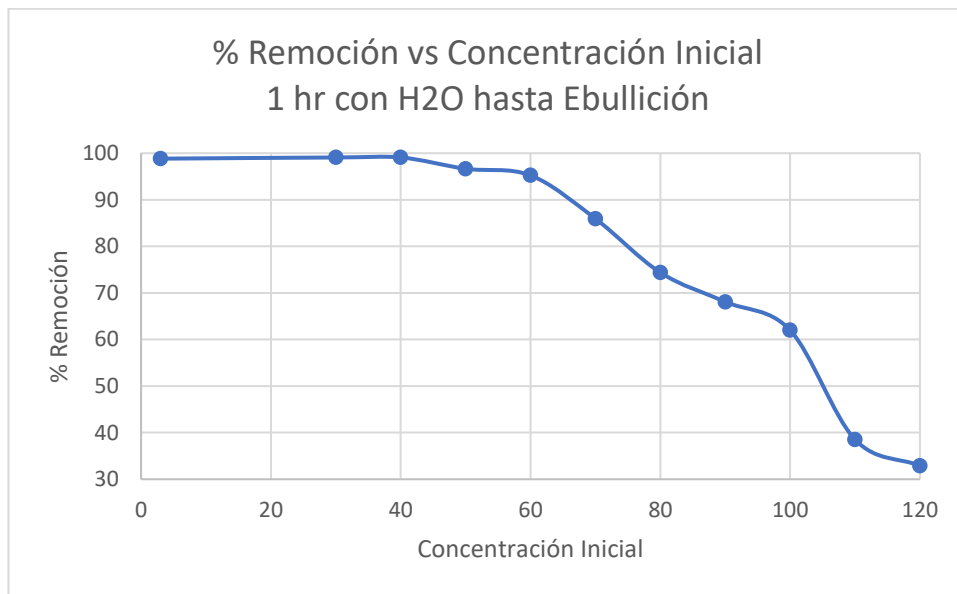


Fig 4. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente.

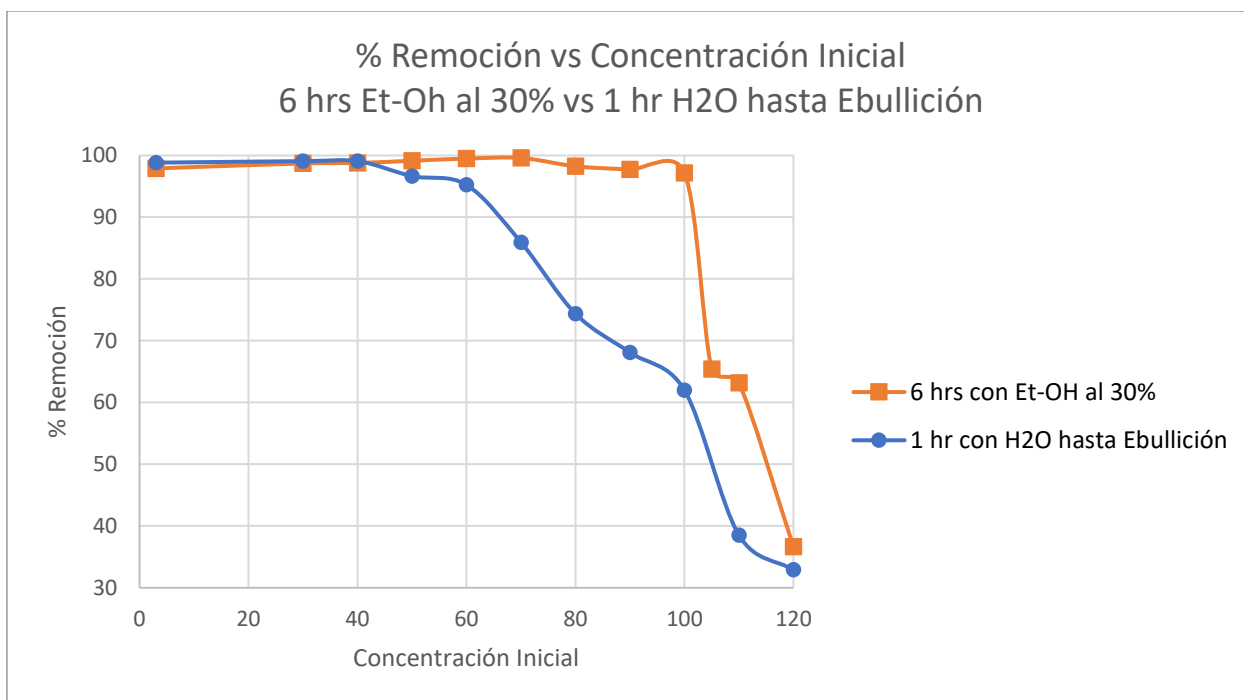


Fig 5. Porcentaje de remoción de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente.

El Pb presenta una capacidad de adsorción entre el 95% y el 100% en el rango de concentración de 0 a 100 ppm con una activación de 6 horas utilizando etanol al 30%. Por otro lado, con una activación de 1 hora en agua hasta ebullición, se obtuvo una adsorción del 90% al 95% en el rango de 0 a 60 ppm. Sin embargo, es importante destacar que se observó una similitud significativa en el punto de saturación del material adsorbente. A los 120 ppm, se obtuvo un promedio de adsorción del 30% en ambas activaciones.

Es evidente que el decaimiento del bioadsorbente, cuando se trata con etanol al 30%, ocurre de manera abrupta en comparación con la activación con agua, que muestra un decaimiento más gradual y controlado. Esta diferencia se debe a la naturaleza de los solventes utilizados. El etanol al 30% tiene propiedades apolares que facilitan la remoción de componentes no polares de la superficie del bioadsorbente, lo que aumenta la accesibilidad de los sitios de adsorción (Liu et al., 2011). Además, la activación con etanol puede generar una estructura porosa en la superficie del bioadsorbente, lo que incrementa su área superficial y la cantidad de sitios de adsorción disponibles (Liu et al., 2011)

La experimentación cuenta con factores que alteraron los resultados, incluyendo aspectos humanos, fisicoquímicos e instrumentales.

Factores fisicoquímicos que afectan la adsorción

pH: El pH es un factor importante en la bioadsorción ya que influye en la carga eléctrica tanto del adsorbente como del contaminante. Por ejemplo, en un estudio realizado por Barrera et al., (2004), se encontró que el pH óptimo para la adsorción de plomo en la tuza de maíz fue de 4.0.

Concentración del contaminante: La eficacia de la adsorción disminuye a medida que la concentración del contaminante aumenta debido a la disminución de sitios activos disponibles para la adsorción. En un estudio realizado por Bhattacharyya et al., (2008), se encontró que la capacidad de adsorción de plomo en la tuza de maíz disminuyó a medida que la concentración inicial del plomo aumentaba.

Temperatura: La temperatura es otro factor que puede influir en la velocidad de la bioadsorción. En general, una mayor temperatura acelera la cinética de adsorción. Un estudio realizado por Nomanbhay et al., (2005), encontró que la capacidad de adsorción de plomo en la tuza de maíz aumentó con la temperatura.

Tamaño de partícula: El tamaño de partícula influye en la accesibilidad del adsorbente al contaminante. A medida que el tamaño de partícula disminuye, la superficie de contacto aumenta, lo que puede mejorar la capacidad de adsorción. En un estudio realizado por Yang et al., (2017), se encontró que la capacidad de adsorción de cobre en la tuza de maíz aumentó con el tamaño de partícula más pequeño.

Iones competidores: La presencia de iones competidores en el medio acuoso puede disminuir la capacidad de adsorción del adsorbente. En un estudio realizado por Singh et al., (2018), se encontró que la capacidad de adsorción de plomo en la tuza de maíz se redujo en presencia de iones de calcio y magnesio.

Tiempo de contacto: El tiempo de contacto es un factor importante en la eficacia de la bioadsorción ya que determina la cantidad de tiempo que el adsorbente y el contaminante están en contacto. En general, a mayor tiempo de contacto, mayor es la capacidad de adsorción. Un estudio

realizado por Karthikeyan et al., (2011) encontró que la capacidad de adsorción de plomo en la tuza de maíz aumentó con el tiempo de contacto.

4.2.2. CROMO

Tabla 7. Porcentaje de remoción de Cr trivalente con respecto al material activado por 6 horas con Et-OH al 30%.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	% Remoción
6 horas con Et-OH al 30%	3	0.013666667	99.54444444
	10	0.884333333	91.15666667
	20	8.758333333	56.20833333
	22	10.71333333	51.3030303
	24	16.39333333	31.69444444
	26	18.80333333	27.67948718
	28	20.13333333	28.0952381
	30	23.30566667	22.31444444

Tabla 8. Porcentaje de remoción de Cr trivalente con respecto al material activado por 1 hora con H2O hasta ebullición.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	% Remoción
1 hr con H2O hasta Ebullición	3	0.253333333	91.55555556
	5	1.524	69.52
	10	5.394	46.06
	20	16.99666667	15.01666667
	22	21.63183333	1.673484848
	24	22.94833333	4.381944444
	26	25.90333333	0.371794872

Con respecto al bioadsorbente, la respuesta sobrepasa los objetivos planteados de los 3 ppm de concentración inicial. Dado que se obtuvo respuestas correctas hasta los 20 ppm y luego existe un abrupto decaimiento de la misma señal. Esto debido a los sitios de adsorción y la respuesta del biomaterial ante el Cr, que a diferencia del Pb no fue tan elevada.

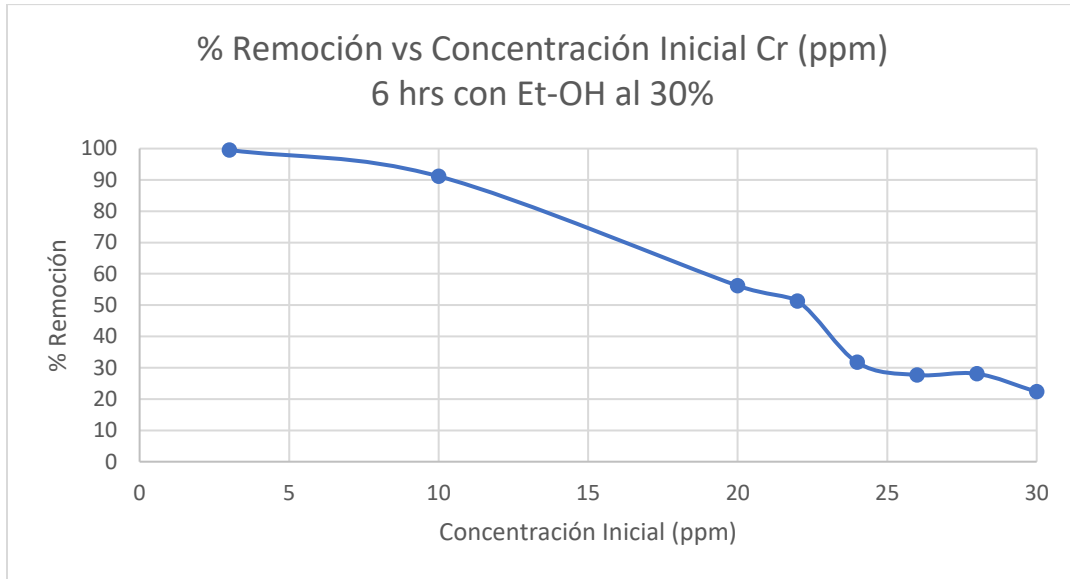


Fig 6. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% ante el material bioadsorbente.

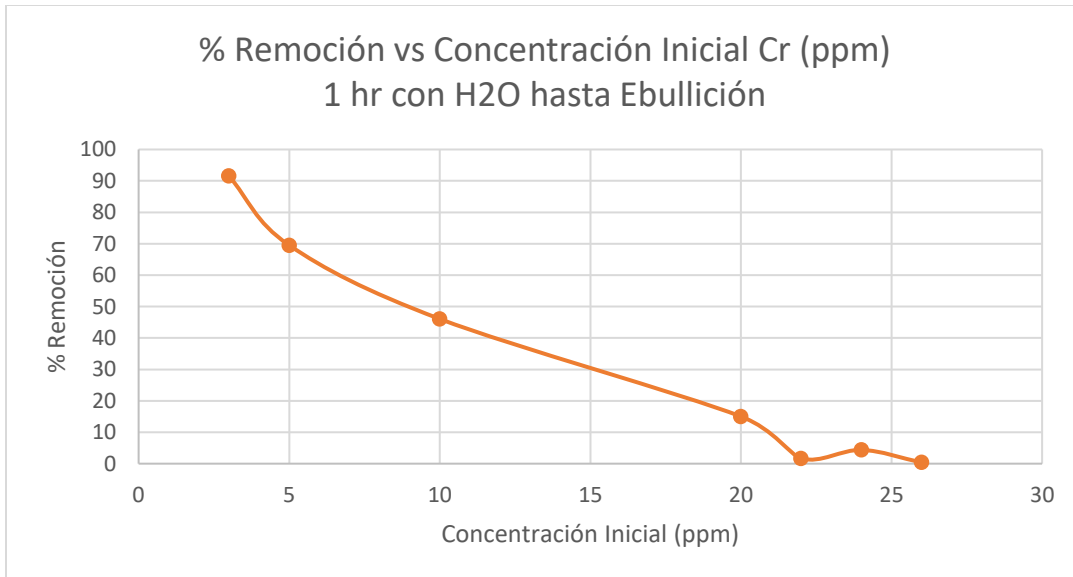


Fig 7. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente.

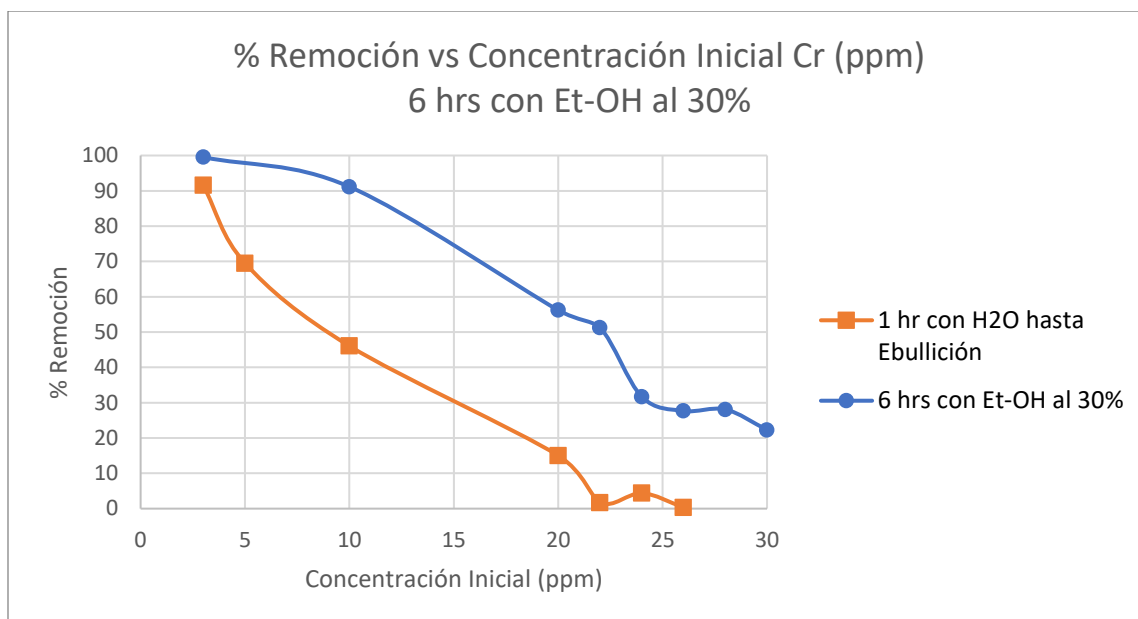


Fig 8. Porcentaje de remoción de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente.

El porcentaje de remoción del Cr trivalente disminuye de manera lineal, sin presentar cambios bruscos. La activación con etanol logra una remoción del 60% en la concentración inicial, mientras que la activación con agua alcanza menos del 20%. Y posteriormente, no se observa adsorción del metal. Por lo tanto, la activación con etanol resulta más efectiva que la activación con agua en este caso.

Esto se debe a que los distintos solventes utilizados en la activación de materiales bioadsorbentes pueden afectar la porosidad, la superficie específica y la carga superficial del material, lo que, a su vez, influye en su capacidad de adsorción para diferentes contaminantes. En esta situación particular, la experimentación indica claramente que la activación con etanol al 30% es la opción más adecuada para activar el bioadsorbente y lograr una eficiente adsorción del cromo trivalente (Chen et al., 2018).

4.2.3. PLOMO Y CROMO

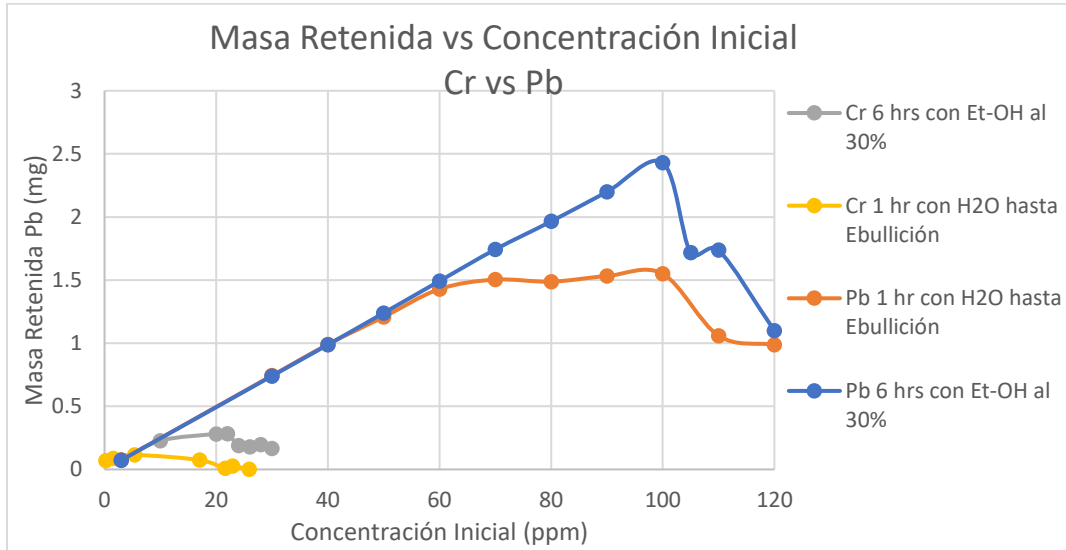


Fig 9. Porcentaje de remoción de Cr trivalente & Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y H2O hasta ebullición del material bioadsorbente.

Se realizaron numerosos ensayos con el objetivo de garantizar la neutralidad de las condiciones experimentales y lograr la repetibilidad de los resultados. A pesar de los esfuerzos por controlar al máximo las condiciones, se observaron variaciones en los resultados, pero las tendencias obtenidas fueron altamente satisfactorias.

El Pb presenta un porcentaje de remoción superior en comparación con el Cr. En concentraciones de hasta 50 ppm, se logra una retención cercana al 100%. Aunque en concentraciones más altas, se observa una disminución en el porcentaje de retención. Es importante destacar que, a partir de los 120 ppm, tanto en la activación con agua como en la activación con etanol al 30%, la retención se encuentra por debajo del 40%. Sin embargo, la disminución es más gradual en la activación con agua en comparación con el etanol al 30%. En comparación a los resultados de Chen, Z y col en 2018, donde se usó activación física, química y biológica. Y la activación física-química fue la mejor, por lo tanto, el etanol al 30 % es mejor al agua por la naturaleza de su activación. (Chen et al., 2018).

El biomaterial presenta una mayor eficacia en la remoción de plomo en comparación con el cromo. Que a partir de tan solo 10 ppm, el cromo muestra un descenso abrupto en la retención, alcanzando valores cercanos a cero en concentraciones de 20 a 30 ppm (Chen et al., 2018).

A medida que aumenta la concentración de metal pesado en el agua, se puede observar una disminución en la capacidad de adsorción de los bioadsorbentes. Esto se debe a que, a concentraciones más altas los iones metálicos pueden ocupar los sitios activos disponibles en la superficie del bioadsorbente, reduciendo así su capacidad de adsorción. Esto ha sido respaldado por estudios realizados por Abdel et al., (2014) y Yadav et al., (2015), donde se ha observado que a medida que aumenta la concentración de iones metálicos en el agua, disminuye la capacidad de adsorción debido a la competencia por los sitios activos.

Cuando la concentración de metal pesado en el agua es alta, los bioadsorbentes pueden alcanzar su límite de capacidad de adsorción y no ser capaces de retener más iones metálicos. Por lo tanto, es necesario considerar la concentración óptima de metal pesado para lograr una eficiente remoción mediante adsorción con bioadsorbentes. (Yadav et al., 2015).

4.3.MASA RETENIDA DEL METAL PESADO EN EL BIOADSORBENTE

La masa tanto de Pb como Cr que el bioadsorbente puede capturar, son relativamente prometedoras en relación masa-masa. Pero a pesar de ello no es considerada una tecnología a implementar a futuro. La justificación para este poco interés serían los aspectos químicos, bioquímicos, biológicos, industriales, sociales y políticos que enrollan a estos bioadsorbentes. (Rodríguez et al., 2019).

Aspectos químicos y bioquímicos: Uno de los mayores desafíos en la utilización de bioadsorbentes en la industria es la obtención de materiales con una alta capacidad de adsorción y selectividad para el contaminante de interés. En el caso de Ecuador, si bien se han realizado estudios para evaluar el potencial de diversos residuos agrícolas como bioadsorbentes, la capacidad de adsorción de estos materiales puede variar dependiendo de factores como la calidad del suelo, las prácticas de cultivo y la variedad del cultivo. Además, la composición bioquímica de los bioadsorbentes puede influir en la eficiencia de adsorción, y en algunos casos puede requerirse un pretratamiento para aumentar su capacidad de adsorción. (Chávez et al., 2019).

Aspectos biológicos: La utilización de bioadsorbentes en la industria también puede verse afectada por factores biológicos, como la presencia de microorganismos en los materiales. En algunos casos, los microorganismos pueden competir con el contaminante por los sitios de adsorción, disminuyendo la eficiencia del proceso. Además, la presencia de microorganismos

puede aumentar el riesgo de contaminación cruzada y la proliferación de patógenos. (Mosquera et al., 2018).

Aspectos industriales: La implementación de tecnologías basadas en bioadsorbentes en la industria requiere de una inversión inicial significativa para la adquisición de equipo y capacitación de personal especializado. Además, la falta de incentivos y políticas gubernamentales puede limitar la adopción de estas tecnologías por parte de las empresas, especialmente aquellas que buscan maximizar la rentabilidad a corto plazo. (Rodríguez et al., 2019).

Aspectos sociales y políticos: La falta de conciencia ambiental y la percepción errónea de que el tratamiento de aguas residuales es responsabilidad exclusiva del gobierno, puede limitar el interés de la población y las empresas en adoptar tecnologías más sostenibles. Además, la falta de una política clara y consistente por parte del gobierno en cuanto a la regulación y promoción de tecnologías ambientales puede generar incertidumbre en los inversores y limitar el crecimiento de este sector. (Tapia et al., 2019).

4.3.1. PLOMO

Tabla 9. Masa Retenida de Pb por el material bioadsorbente con activación de Et-OH al 30% ante el bioadsorbente.

Activación	C.Inicial	Promedio C. Final (ppm)	Masa Inicial (mg)	Masa Percolada (mg)	Masa Retenida (mg)
6 horas Et-OH al 30%	3	0.062666667	0.075	0.001566667	0.073433333
	30	0.386666667	0.75	0.009666667	0.740333333
	40	0.484	1	0.0121	0.9879
	50	0.428	1.25	0.0107	1.2393
	60	0.304333333	1.5	0.007608333	1.492391667
	70	0.283	1.75	0.007075	1.742925
	80	1.401	2	0.035025	1.964975
	90	2.051	2.25	0.051275	2.198725
	100	2.810666667	2.5	0.070266667	2.429733333
	105	36.31666667	2.625	0.907916667	1.717083333

	110	40.51666667	2.75	1.012916667	1.737083333
	120	76.00333333	3	1.900083333	1.099916667

Tabla 10. Masa Retenida de Pb por el material bioadsorbente con activación de H2O hasta ebullición ante el bioadsorbente.

Activación	C.Inicial	Promedio C. Final (ppm)	Masa Inicial (mg)	Masa Percolada (mg)	Masa Retenida (mg)
1 hr H2O hasta ebullición	3	0.035	0.075	0.000875	0.074125
	30	0.274666667	0.75	0.006866667	0.743133333
	40	0.362333333	1	0.009058333	0.990941667
	50	1.672	1.25	0.0418	1.2082
	60	2.856	1.5	0.0714	1.4286
	70	9.845	1.75	0.246125	1.503875
	80	20.49666667	2	0.512416667	1.487583333
	90	28.71333333	2.25	0.717833333	1.532166667
	100	38.01	2.5	0.95025	1.54975
	110	67.62	2.75	1.6905	1.0595
	120	80.51666667	3	2.012916667	0.987083333

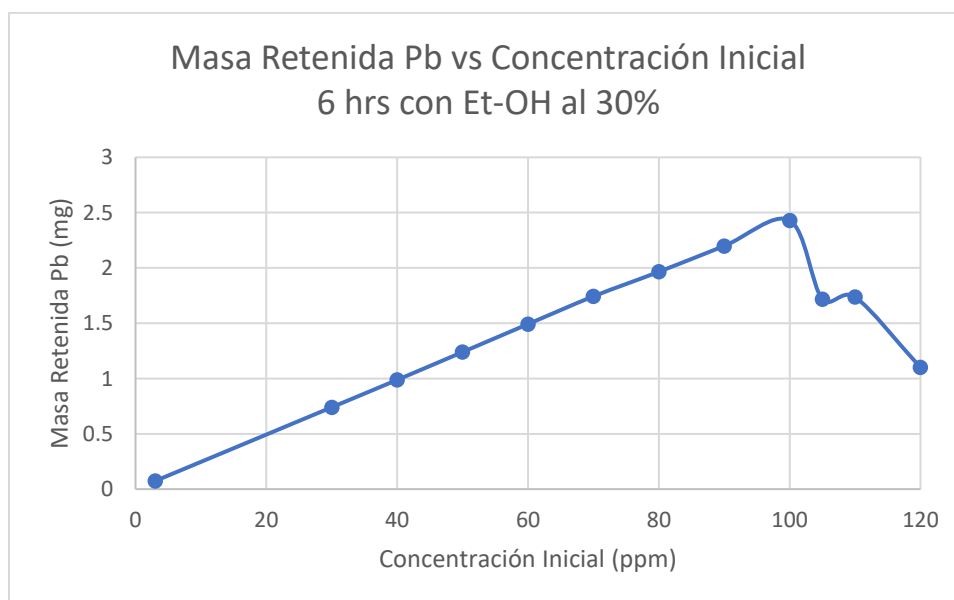


Fig 10. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% del material bioadsorbente.

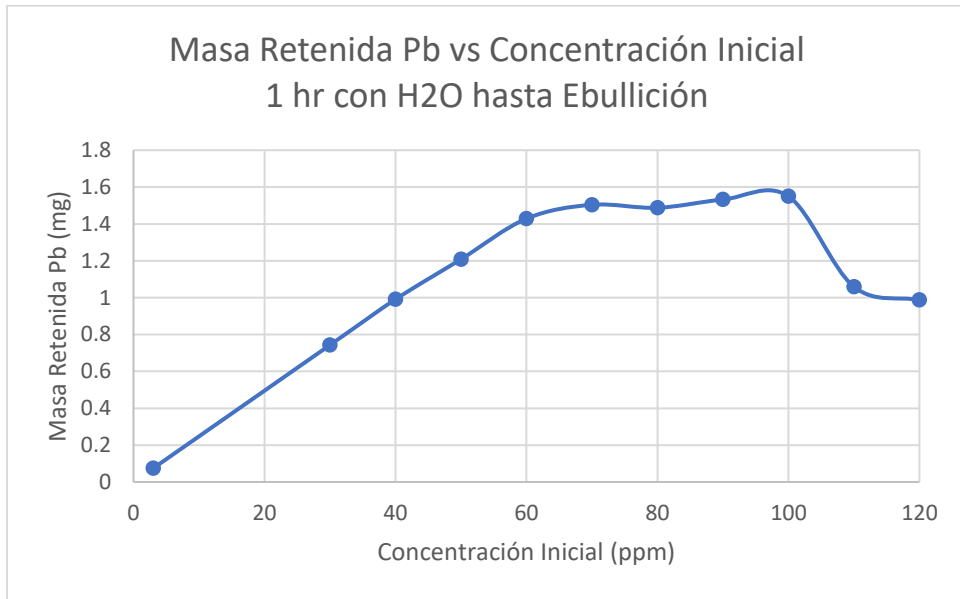


Fig 11. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente.

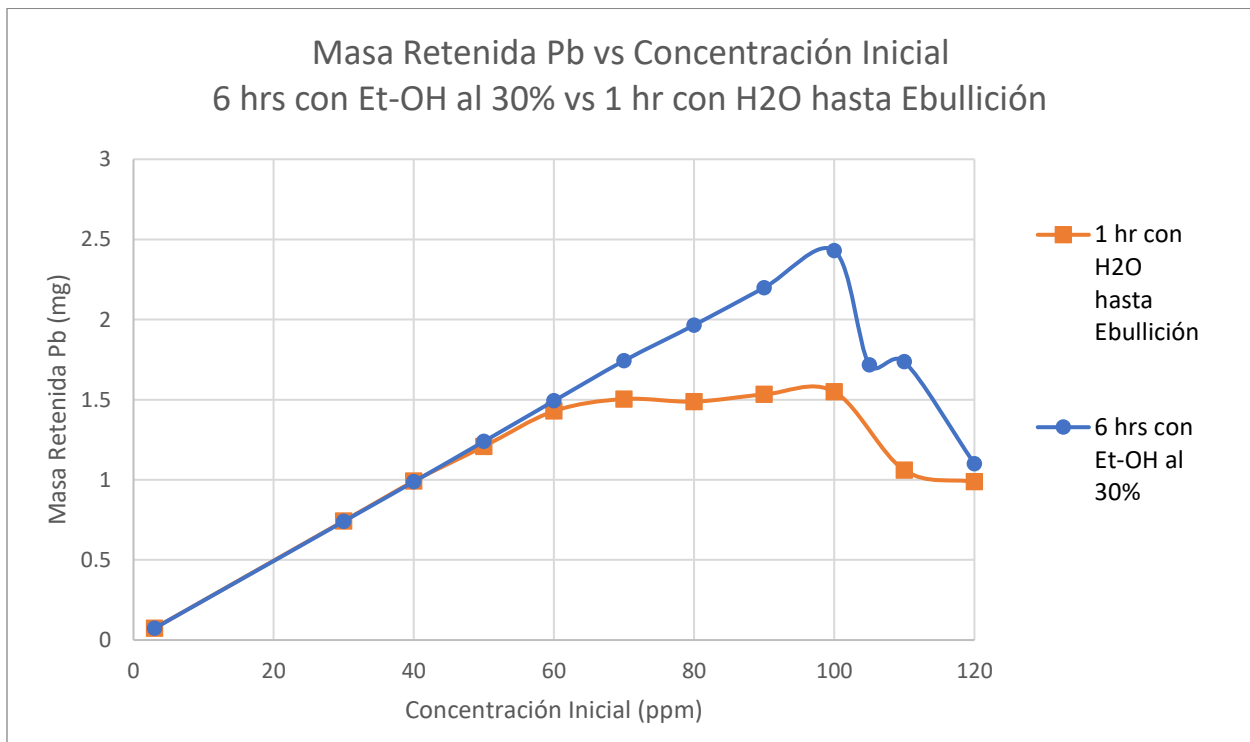


Fig 12. Masa retenida de Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y Agua hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente.

Es cierto que el plomo muestra una capacidad elevada de retención ante el bioadsorbente, pero se observa una mayor eficiencia en la activación con etanol al 30% en comparación con la activación en agua. Esto se debe a las propiedades inherentes de los solventes utilizados, la naturaleza del material adsorbente y la interacción entre ellos durante el proceso de activación.

Al utilizar una activación de 6 horas con etanol al 30%, se logra retener una masa de plomo cercana a 2.5 mg, pero esto ocurre solo a una concentración inicial de 100 ppm. A partir de concentraciones más altas, se observa un descenso abrupto en la masa retenida. Por otro lado, la activación durante una hora en agua de grado reactivo 1 hasta ebullición muestra una respuesta promedio de retención de Pb de 1.5 mg. Sin embargo, esta masa retenida se mantiene más constante en diferentes concentraciones. Por ejemplo, en el rango de 60 ppm a 100 ppm, se obtiene un promedio de retención de Pb de 1.5 mg, algo que la activación con etanol no logró, ya que mostró una disminución drástica en la retención a concentraciones más altas (Liu et al., 2011).

4.3.2. CROMO

Tabla 11. Masa Retenida de Cr trivalente por el material bioadsorbente con activación de Et-OH al 30% ante el bioadsorbente.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	Masa Inicial (mg)	Masa Percolada (mg)	Masa Retenida (mg)
6 horas con Et-OH al 30%	3	0.013666667	0.075	0.000341667	0.074658333
	10	0.884333333	0.25	0.022108333	0.227891667
	20	8.758333333	0.5	0.218958333	0.281041667
	22	10.71333333	0.55	0.267833333	0.282166667
	24	16.39333333	0.6	0.409833333	0.190166667
	26	18.80333333	0.65	0.470083333	0.179916667
	28	20.13333333	0.7	0.503333333	0.196666667
	30	23.30566667	0.75	0.582641667	0.167358333

Tabla 12. Masa Retenida de Cr trivalente por el material bioadsorbente con activación de H2O hasta ebullición ante el bioadsorbente.

Activación	C.Inicial (ppm)	Promedio C. Final (ppm)	Masa Inicial (mg)	Masa Percolada (mg)	Masa Retenida (mg)
1 hr con H2O hasta Ebullición	3	0.253333333	0.075	0.006333333	0.068666667
	5	1.524	0.125	0.0381	0.0869
	10	5.394	0.25	0.13485	0.11515
	20	16.99666667	0.5	0.424916667	0.075083333
	22	21.63183333	0.55	0.540795833	0.009204167
	24	22.94833333	0.6	0.573708333	0.026291667
	26	25.90333333	0.65	0.647583333	0.002416667

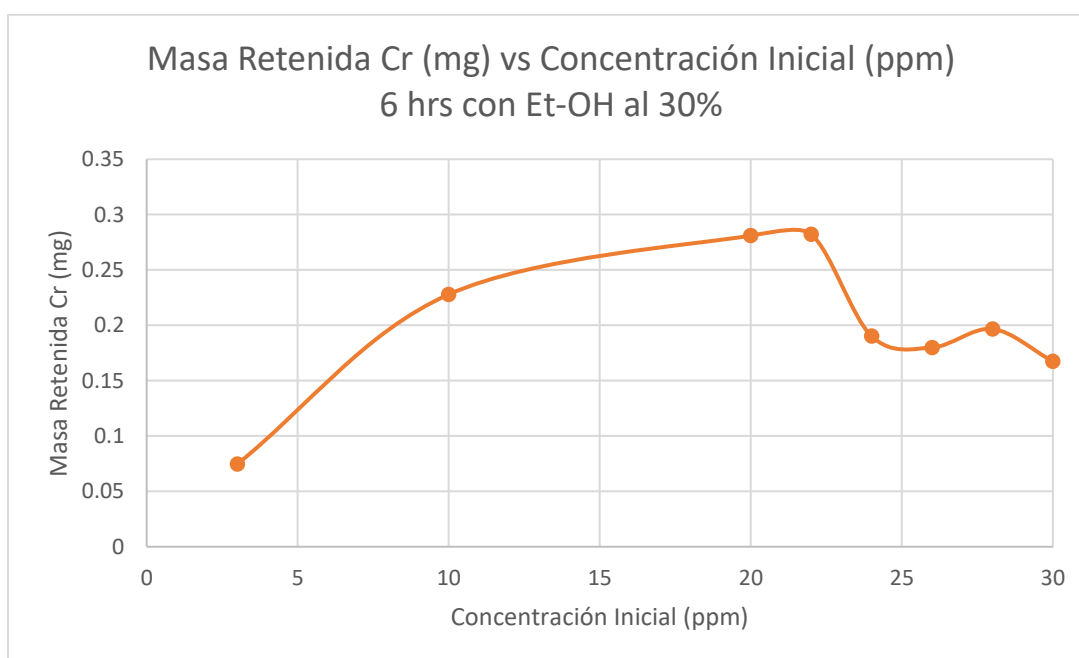


Fig 13. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% del material bioadsorbente.

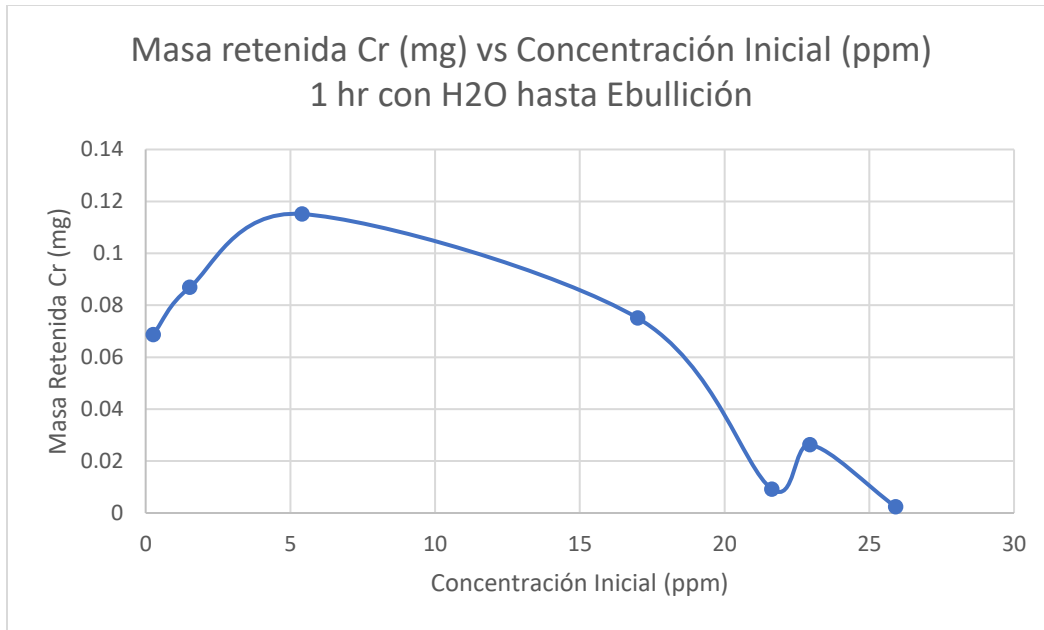


Fig 14. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Agua hasta ebullición del material bioadsorbente.

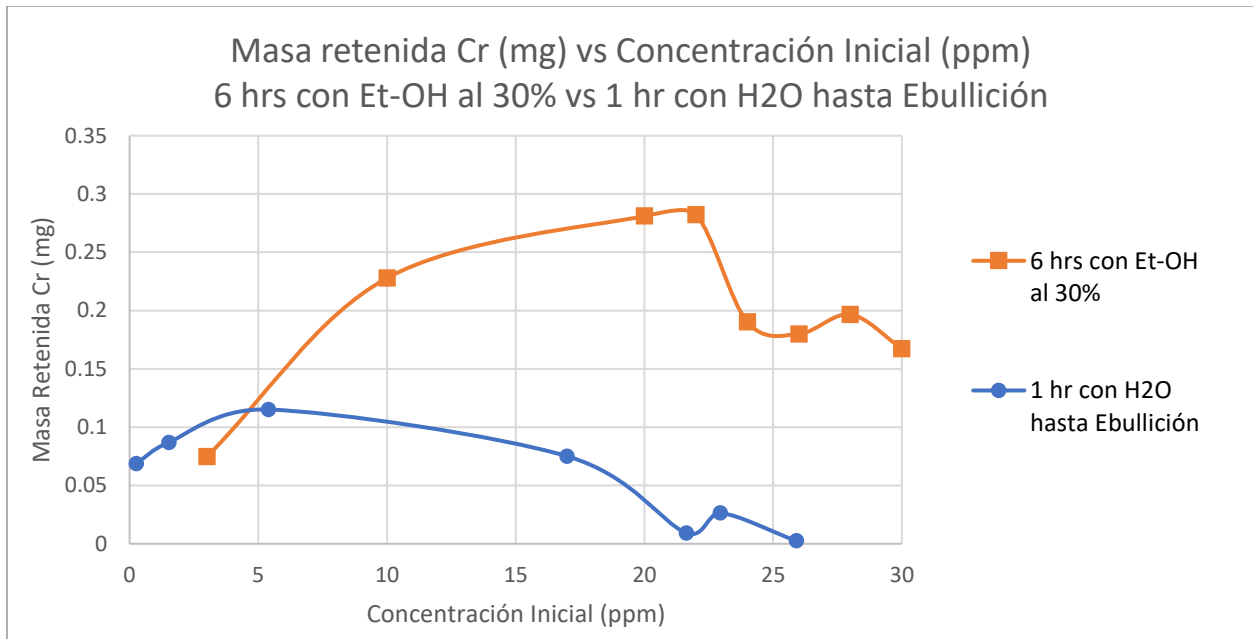


Fig 15. Masa retenida de Cr trivalente vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y H2O hasta ebullición del material bioadsorbente respectivamente.

La masa retenida de Cr III es mayor en la activación con etanol al 30% en comparación con la activación con agua. El pico de adsorción del metal alcanza aproximadamente los 0.3 mg en el etanol, mientras que en el agua apenas supera los 0.09 mg. Además, se observa que el

decaimiento de la retención con la activación por etanol sigue siendo efectivo incluso a concentraciones de 30 ppm, mientras que en el agua no se observa retención del metal en esas concentraciones.

Estas diferencias pueden atribuirse a las propiedades del etanol al 30%, que aumenta la porosidad y la superficie específica del material bioadsorbente, permitiendo una mayor retención del cromo trivalente en su superficie. Además, el etanol puede actuar como un agente deshidratante, lo que aumenta la disponibilidad de sitios activos en el material. (Chen et al., 2018).

Por otro lado, el agua como solvente puede tener un efecto limitado en la activación del material bioadsorbente y puede no ser suficiente para eliminar todas las impurezas y sustancias no deseadas del material. Además, el agua puede afectar negativamente la estructura del material y reducir su capacidad de adsorción. (Chen et al., 2018)

4.3.3. PLOMO Y CROMO

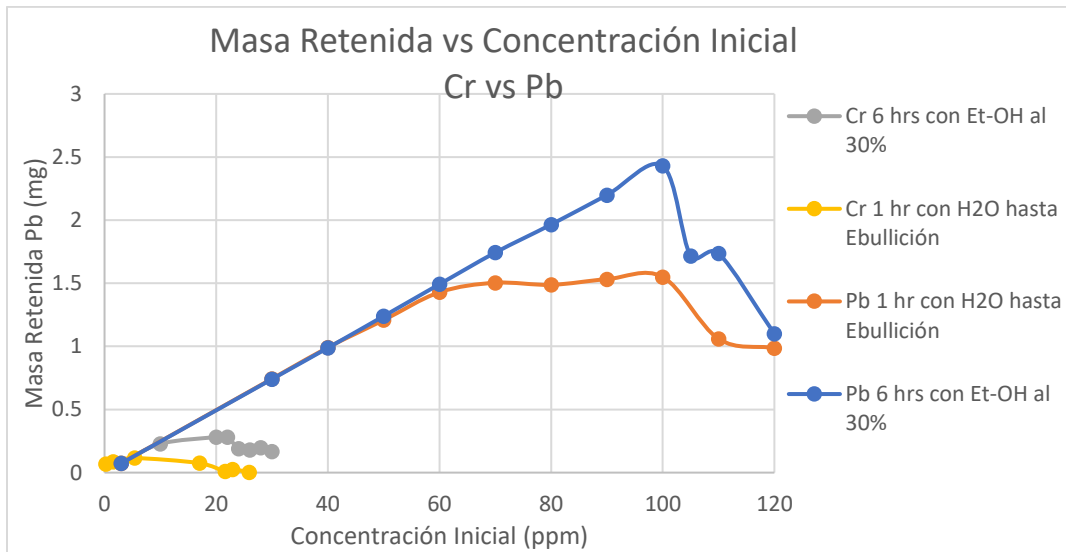


Fig 16. Masa retenida de Cr trivalente & Pb vs concentración ppm, por activación con Etanol al 30% y H2O hasta ebullición del material bioadsorbente.

La masa retenida máxima de cromo trivalente es de aproximadamente 0.3 mg, mientras que en el caso del plomo se alcanza un pico máximo de retención de 2.5 mg. Esto indica que el bioadsorbente en un sistema de columna de lecho fijo tiene la capacidad de retener una mayor cantidad de plomo en comparación con el cromo trivalente.

En el caso del plomo, cuando se activa con agua, se observa una relación lineal con un máximo de retención de peso de 1.5 mg del metal. Sin embargo, a medida que aumenta la concentración inicial, se produce un decaimiento en la retención. Por otro lado, cuando se realiza la activación con etanol al 30%, se experimenta un decaimiento abrupto en la retención del plomo después de superar una concentración inicial de 100 ppm.

Estos resultados indican que el bioadsorbente es más eficiente en la retención de plomo en comparación con el cromo trivalente. Además, muestran que la activación con agua puede tener una relación lineal en la retención del plomo, mientras que la activación con etanol al 30% presenta un decaimiento más brusco en su capacidad de retención a concentraciones más altas.

Aunque los resultados son prometedores para la eliminación de contaminantes del agua debido a su capacidad de adsorción, baja toxicidad y disponibilidad. Su uso en situaciones reales, como en la agricultura, puede presentar desafíos.

Sin embargo, hay varios factores que deben considerarse antes de utilizar bioadsorbentes en el campo. Estos incluyen la capacidad de los bioadsorbentes para retener nutrientes, la variabilidad de la calidad de los bioadsorbentes, la necesidad de una mayor investigación para determinar la capacidad de adsorción y la toxicidad potencial de los bioadsorbentes. (Giraldo et al., 2017).

A nivel químico y bioquímico, los bioadsorbentes pueden contener una variedad de componentes, como celulosa, lignina, proteínas y polisacáridos. Estos componentes pueden interactuar con los contaminantes de diversas maneras, incluyendo la adsorción, la precipitación y la formación de complejos. Sin embargo, la capacidad de adsorción y la selectividad pueden variar dependiendo de la composición y el tratamiento del bioadsorbente. (Torres et al., 2019)

En cuanto a los aspectos industriales, la producción a gran escala de bioadsorbentes puede presentar desafíos debido a la variabilidad en la calidad y la necesidad de un procesamiento adicional para eliminar los componentes no deseados. Además, el almacenamiento y transporte de bioadsorbentes puede requerir condiciones específicas para evitar la degradación y la pérdida de la capacidad de adsorción. (Lillo et al., 2007).

Con respecto a Ecuador, la utilización de bioadsorbentes como alternativa a los métodos convencionales de tratamiento de aguas contaminadas se ha demostrado como una opción viable

y efectiva en diversos estudios a nivel mundial. Sin embargo, en Ecuador, no se ha implementado ampliamente esta tecnología para su uso en campo o a nivel industrial. (Rodríguez et al., 2019).

5. CONCLUSIÓN

La tuza de maíz demuestra una alta capacidad de adsorción de los metales pesados Pb y Cr debido a su composición química que incluye azúcares, carboxilos, hidroxilos y aminos. Los resultados indican que el tratamiento con etanol al 30% mejora significativamente la capacidad de adsorción del biomaterial en comparación con la activación con agua hasta el punto de ebullición.

El porcentaje de adsorción como la masa retenida de Pb son superiores a los del Cr. El Pb muestra una alta retención de casi el 100% hasta concentraciones de 50 ppm, mientras que con la activación con agua se produce un decaimiento gradual en la retención. Por otro lado, la activación con etanol al 30% logra una adsorción de hasta el 90% hasta concentraciones de 100 ppm. En cambio, el cromo presenta un decaimiento rápido en la retención a partir de los 20 ppm. La activación con agua muestra un decaimiento abrupto desde los 10 ppm, mientras que con el etanol al 30% el decaimiento se produce después de superar los 20 ppm.

La masa máxima retenida de Pb es de 2.5 mg en relación a un gramo de bioadsorbente, mientras que para Cr es de 0.3 mg. Es importante destacar que la activación con etanol resultó significativamente superior en comparación con la activación con agua. En el caso del plomo, se registró un incremento del 60% en la retención, y un patrón similar se observó para el cromo.

Sin embargo, es importante considerar que existen limitaciones y desafíos al implementar esta técnica en situaciones reales. Estos desafíos van desde cuestiones sociales hasta la necesidad de investigar la toxicidad potencial del bioadsorbente

6. RECOMENDACIONES

Se recomienda el análisis estructural de la tuza de maíz por medio microscopía electrónica de barrido (SEM) esto por para poder: visualizar la morfología del material, analizar la superficie, evaluar la porosidad y caracterizar las interacciones en su superficie.

Según las características obtenidas por SEM se puede evaluar otras activaciones para el material, como lo es el ácido clorhídrico, ácido sulfúrico, hidróxidos alcalinos y hasta una activación térmica por medio de dióxido de carbono gaseoso.

Alterar el tamaño de partícula, dado que a mayor área superficial mayor es el área de adsorción del biomaterial. En este parámetro puede alterarse la agitación y mezcla de las partículas en el percolado, lo que con llevaría a diferentes respuestas que deben evaluarse.

Es indispensable evaluar las columnas de lecho fijo con el bioadsorbente ante condiciones de aguas reales. Y así evaluar los resultados ante un ambiente contaminado con matriz compleja e interferencias reales para situaciones prácticas.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abdel-Ghani, N. T., & El-Chaghaby, G. A. (2014). Biosorption of Cr (III), Fe (III) and Ni (II) ions from aqueous solutions using dried marine green macroalga *Ulva lactuca*. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 2(2), 1164-1173. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2014.03.004>

Aguilar, J. C., & Fernández-Sandoval, M. T. (2017). Maize cobs as a source of bioactive compounds for food industry applications. In *Bioactive compounds in agricultural soils* (pp. 273-285). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-67702-5_16

Ahalya, N., Ramachandra, T. V., & Kanamadi, R. D. (2003). Biosorption of heavy metals. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 7(4), 71-79. https://www.researchgate.net/publication/283228416_Biosorption_of_heavy_metals

Akhtar, S., & Abbasi, T. (2016). Adsorption of heavy metals from aqueous solutions using biomass: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 4(3), 2696-2720.

Aseffe, M., Lesme Jaén, R., OlivaRuiz, L. O., Martínez González, A., Lora, S., & Eduardo, E. (2019). Análisis de ciclo de vida del aprovechamiento energético de los residuos (tusa) de la cosecha de maíz (*Zea mays*) en la provincia de Los Ríos, Ecuador. *Tecnología Química*, 39(3), 655-672.

B. Roig Marino, "Evaluación de las tecnologías de tratamiento de aguas subterráneas contaminadas con Cromo," *Universitat Politècnica de Catalunya*, 2006.

Barrera-Díaz, C. E., Llanos-Romero, R., Bilyeu, B., & Jiménez-Cadena, G. (2004). Biosorption of lead (II) from aqueous solutions by maize waste biomass. *Journal of hazardous materials*, 109(1-3), 191-199.

Becerra-Vázquez, V. H., & Gómez-Macías, C. A. (2017). Valorización de residuos agroindustriales de maíz: una revisión. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 16(2), 473-488.

Bhattacharyya, K. G., Gupta, S. S., & Das, S. K. (2008). Adsorption of lead(II) from wastewater by activated carbon developed from Tamarind wood by zinc chloride activation. *Chemical engineering journal*, 137(3), 565-573.

Bhattacharyya, K. G., Gupta, S. S., & Saha, S. K. (2008). Adsorption of Pb (II) from aqueous solution by *Azadirachta indica* (Neem) leaf powder. *Journal of hazardous materials*, 150(3), 619-625.

Bimantio, M. P., Oktavianty, H., & Widyasaputra, R. (2020). The design of a portable fixed-bed composite adsorber column as a biodiesel purification media with packing bed system. *TEKNIK*, 41(3), 253-260.

Bonilla, J., Ríos, J. L., Romero, J., & Torres, A. (2017). Caracterización de la tusa de maíz como material adsorbente de metales pesados en solución acuosa. *Revista de la Facultad de Química Farmacéutica*, 9(1), 13-28.

Centers for Disease Control and Prevention (CDC). (2012). *Lead Poisoning Prevention*. Atlanta, GA: U.S. Department of Health and Human Services, Centers for Disease Control and Prevention.

Chaturvedi, P., & Kulkarni, P. (2020). Hexavalent chromium removal from wastewater: A comprehensive review on current and emerging remediation technologies. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6), 104148. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104148>

Chávez-Guerrero, L., Contreras-Bustamante, S., & García-Pérez, J. S. (2013). Caracterización fisicoquímica y composición química de la tusa de maíz. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 12(3), 417-426.

Chávez-Ramírez, A., & Paredes-López, R. (2018). Valorización de residuos agroindustriales: una alternativa para el desarrollo sustentable. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 9(1), 105-120.

Chávez-Rivas, F., et al. (2019). Heavy metal removal using agroindustrial waste-based bioadsorbents: A review. *Bioresources and Bioprocessing*, 6(1), 1-21. doi: 10.1186/s40643-019-0251-6

Chen, Z., & Ma, W. (2018). Activation of biochar and its application in adsorption of pollutants in water: A review. *Chemical Engineering Journal*, 338, 330-344. doi: 10.1016/j.cej.2017.12.121

Deng, H., Zhang, Y., Li, T., & Wang, Y. (2016). Biosorption of lead from aqueous solutions by peanut husks: equilibrium, kinetics, and thermodynamics studies. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(6), 5176-5185. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5935-5>

Deng, J., Wang, X., & Liu, Z. (2017). A review on biomass adsorption and its potential applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 79, 527-539

Duany-Timosthe, S., Arias-Lafargue, T., Bessy-Horrutiner, T., & Rodríguez-Heredia, D. (2022). Bioadsorbentes no convencionales empleados en la remoción de metales pesados. Revisión. *Tecnología Química*, 42(1), 94-113.

Elouear, Z., Boujelben, N., & Bouzid, J. (2019). Removal of Pb (II) from aqueous solution by adsorption on to activated carbon: Experimental investigation and modeling. *Desalination and Water Treatment*, 145, 250–258. <https://doi.org/10.5004/dwt.2019.23492>

Fasasi, Y. A., Nduka, J. K., & Olu-Owolabi, B. I. (2019). Batch and dynamic competitive adsorption of cadmium and zinc onto activated carbon derived from bio-waste. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103271. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103271>.

Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: A review. *Journal of Environmental Management*, 92(3), 407-418. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.11.011>

Giraldo-Gutiérrez, L. (2017). Limitaciones y perspectivas de la tecnología de adsorción en la remoción de contaminantes de aguas. *Revista de Ingeniería y Tecnología*, 4(1), 15-22.

Gupta, R., Garg, A., & Dash, R. (2015). Chromium picolinate supplementation improves glycemic control in patients with type 2 diabetes mellitus: a systematic review and meta-analysis of randomized controlled trials. *Diabetes Research and Clinical Practice*, 111(2), 255-265.

Gutiérrez-Gutiérrez, M. E., & Sánchez-Gutiérrez, E. (2019). Usos de los residuos de maíz en México. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(2), 323-334.

Karthikeyan, S., Sivakumar, P., Palanisamy, P. N., & Sivakumar, T. (2011). Biosorption of Pb (II) ions from aqueous solution using *Trigonella foenum graecum* (Fenugreek) seed powder. *Elixir Applied Chemistry*, 39, 5464-5470.

Kolev, N. (2016). Packed bed columns: For absorption, desorption, rectification and direct heat transfer. Elsevier.

Kumar, A., & Sharma, S. K. (2018). Adsorption of organic pollutants from water using biomass: A review. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 37(1), 1-19.

Kumar, S., Sharma, S. K., & Sillanpää, M. (2015). Biosorbents for heavy metal removal: A review. *Journal of Environmental Management*, 152, 95-107.

Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American Chemical Society*, 38(11), 2221-2295. <https://doi.org/10.1021/ja02268a002>

Li, Y., Du, Q., Liu, T., Peng, X., & Wang, J. (2018). Biosorption of heavy metal ions from aqueous solutions: A review. *Journal of Environmental Management*, 217, 56-70. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.03.085>

Lillo-Ródenas, M. A., Cazorla-Amorós, D., & Linares-Solano, A. (2007). Environmental applications of carbon-based materials. *Carbon*, 45(2), 313-328.

Liu, Q., Zhang, J., Wu, J., Yang, C., & Zhang, Q. (2011). Ethanol activation of maize tassel for the removal of heavy metal ions from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 192(3), 1579-1586.

López-Garrido, H., López-Villada, J., & Paredes-Arroyo, P. (2020). Activated maize tassel as a low-cost adsorbent for the removal of heavy metals from textile wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104086. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104086>

Mishra, S. P., & Tripathy, S. S. (2017). Limitations of agricultural wastes as adsorbent for heavy metal removal from wastewater. *Bioresource technology*, 238, 663-671.

Mohapatra, M., & Anand, S. (2017). Biosorption of lead from aqueous solutions using agricultural wastes: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(9), 7807-7829.

Mosquera, M., et al. (2018). Bioadsorbents and nanotechnology: A new direction to treat industrial wastewater. *Journal of Environmental Management*, 222, 158-167. doi: 10.1016/j.jenvman.2018.05.008

Moyo, M., Amakiri, J., & Gwebu, E. T. (2014). Equilibrium studies of Pb (II) removal using maize cob powder. *International Journal of Science and Research*, 3(3), 144-149.

Muthukumar, S., Jayabalan, R., & Senthilkumar, M. (2016). *Biosorbents for water purification: Fundamentals and applications*. Elsevier.

National Toxicology Program (NTP). (2012). *Report on Carcinogens, 12th Edition*. Research Triangle Park, NC: U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service, National Toxicology Program.

Nomanbhay, S. M., & Palanisamy, K. (2005). Removal of heavy metal from industrial wastewater using chitosan coated oil palm shell charcoal. *Electronic Journal of Biotechnology*, 8(1), 43-53.

Nriagu, J. O. (Ed.). (2007). *Encyclopedia of environmental health (Vol. 1)*. Burlington, MA: Elsevier.

O. Cartaya, I. Reynaldo, and C. Peniche, "Cinética de adsorción de iones cobre (II) por una mezcla de oligogalacturónidos," *Rev. Iberoam. Polímeros*, vol. 9, no. 5, pp. 473-479, 2008.

Owoyemi, O. D., Unuabonah, E. I., & Adebayo, G. B. (2020). Batch studies of the effect of concentration on the bioadsorption capacity of coconut shell for Cd(II) and Zn(II) ions. *Journal of King Salud University - Science*, 32(1), 87-94. doi: 10.1016/j.jksus.2019.07.003

Pabón, S. E., Benítez, R., Sarria, R. A., & Gallo, J. A. (2020). Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. *Entre Ciencia e Ingeniería*, 14(27), 9-18.

Pacheco, N., Vázquez, A., Ortiz, I., & Aguilar, C. (2019). Biosorption of methylene blue by activated maize tassel: Batch and continuous systems. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102878. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.12.029>

Rodríguez, J., et al. (2019). The challenge of sustainable development in Ecuador: Analysis of the environmental impact of agro-industrial production. *Journal of Cleaner Production*, 228, 672-683. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.04.236

Rodríguez-Ruiz, J., et al. (2019). Environmental sustainability of industrial crop cultivation: An analysis of greenhouse gas emissions and land use in Ecuador. *Sustainability*, 11(8), 2391. doi: 10.3390/su11082391

Schrauwen, P., & Westerterp-Plantenga, M. S. (2008). Chromium picolinate supplementation does not enhance body composition or strength gains in resistance-trained males. *Journal of the International Society of Sports Nutrition*, 5(1), 35.

Shukla, A., & Sharma, R. (2012). Chromium picolinate supplementation: a review of its efficacy and safety. *Journal of the American Pharmacists Association*, 52(9), 1160-1167.

Singh, M., & Maurya, A. (2018). Adsorption of Pb (II) onto a low-cost adsorbent developed from a byproduct of the pyrolysis process of an invasive weed. *Applied Water Science*, 8(5), 150.

Song, J., Wang, X., Li, H., Liu, Y., Li, X., & Qiao, W. (2012). Study on adsorption of lead (II) from aqueous solution by bioadsorption of *Phanerochaete chrysosporium*. *Advanced Materials Research*, 383-390. doi: 10.4028/www.scientific.net/AMR.383-390.3115

T. Akar, I. Tosun, Z. Kaynak, E. Kavas, G. Incirkus, and S. T. Akar, "Assessment of the biosorption characteristics of a macro-fungus for the decolorization of Acid Red 44 (AR44) dye," *J. Hazard. Mater.*, vol. 171, no. 1-3, pp. 865-71, Nov. 2009.

Tapia-Tussell, R., et al. (2019). Agroindustrial waste as potential bioadsorbent for heavy metal removal from wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(3), 103176. doi: 10.1016/j.jece.2019.103176

Tejada-Tovar, C., Villabona-Ortiz, Á., & Garcés-Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *TecnoLógicas*, 18(34), 109-123.7

Torres-Gutiérrez, A., Mendoza-Castillo, D. I., González-Rivas, N., & Miranda-Ramírez, J. (2019). Polysaccharides and lignocellulosic waste-based biosorbents for heavy metals removal from water: A review. *Journal of Environmental Management*, 232, 858-870.

V. R. García Villegas, A. G. Yipmantin Ojeda, E. G. Guzmán Lezama, R. Pumachagua Huertas, and H. J. Maldonado García, "Estudio de la cinética de biosorción de iones plomo en

pectina reticulada proveniente de cáscaras de cítricos,” *Rev. la Soc. Química del Perú*, vol. 77, no. 3, pp. 173-181, 2011.

Valko, M., Morris, H., & Cronin, M. T. D. (2005). Metals, toxicity and oxidative stress. *Current Medicinal Chemistry*, 12(10), 1161-1208. <https://doi.org/10.2174/0929867053764635>.

Velázquez, J. D. J., Salinas, J. R., Potter, K. N., Gallardo, M., Caballero, F., & Díaz, P. (2002). Cantidad, cobertura y descomposición de residuos de maíz sobre el suelo. *Terra Latinoamericana*, 20(2), 171-182.

Wang, Z., & Xu, X. (2017). Adsorption of lead from aqueous solution by agricultural residue wheat straw: characterization, kinetic and thermodynamic studies. *Water Science and Technology*, 75(7), 1703-1713.

World Health Organization (WHO). (2010). *Lead Exposure in Children: A Public Health Crisis*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.

Yadav, K. K., Gupta, N., Kumar, V., Kumar, V., Yadav, S., & Yadav, J. P. (2015). Heavy metals pollution and its impact on aquatic ecosystem. *Journal of Environmental Biology*, 36(5), 1109-1118.
https://www.researchgate.net/publication/280674022_Heavy_metals_pollution_and_its_impact_on_aquatic_ecosystem

Yang, X., Wu, P., Xu, R., Liu, S., & Wang, D. (2019). Adsorption of Cu (II) from aqueous solution by maize tassel biochar activated with different concentrations of sodium hydroxide. *Journal of Environmental Management*, 233, 444-452.

Yang, X., Yao, L., Zhang, J., & Song, H. (2017). Adsorption performance and mechanism of Cu (II) from aqueous solution by modified maize tassel based biosorbent. *Journal of environmental management*, 202, 122-130.

8. FIGURAS



Fig 17. Molienda de la tuza de maíz del Cantón de la Concordia, Santo Domingo de los Tsáchilas.



Fig 18. Filtrado al vacío del material orgánico después de la activación, previo para el empaquetamiento en los filtros.



Fig 19. Colado de 25 mL de volumen de las diferentes concentraciones de metales pesados a través de una cámara al vacío con la adaptación en jeringas de 3 mL como cartuchos.



Fig 20. Recolección del percolado en viales previo a su lectura en el equipo de espectroscopia de absorción atómica.