



**Facultad de Ciencias Naturales
Centro de Estudios de Biotecnología Industrial**

**Bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por biomasas
de *Kluyveromyces marxianus* y cáscara del fruto
Tamarindus indica.**

**TESIS EN OPCIÓN AL TÍTULO DE MÁSTER
EN BIOTECNOLOGÍA
MENCIÓN AMBIENTAL**

Autor: Lic. Radames Hodelín Barrera

**Tutores: Dra.C. Rosa María Pérez Silva
M.Sc. Orlindes Calzado Lamela**

Santiago de Cuba, 2020

Dedicatoria

A mis padres, en especial a mi madre Sonia

A mis hermanas Liudmila y Yusmila

A mis tios, en especial a Walfrido

A mi princesa y madre de mi hijo Yuliet

A mi tesoro máspreciado Deivis

A mi abuela y abuelo, Luisa y Francisco que siempre me acompañan

A mis amigos de la universidad y cercanos de mi casa

A mis primos y primas

A mis sobrinas

A mi padrino y madrina

A mis compañeros y jefa de departamento, en especial Tahimi, Dunia y Henry Bory Perez

Agradecimientos

- ✚ En este preciso momento no basta, ni mucho menos tengo como pagarles a todas esas personas que me han apoyado a llegar a este nivel por eso le dedico estas bellas palabras:
- ✚ En especial a mi madre que siempre he tenido su apoyo incluso en los peores momentos de mi vida, por eso digo: Oh madre querida, si tu me faltaras que triste seria la vida para mi, a quien le contaria las penas que tengo, en que pecho amigo me recostare, si solo tu sabes mitigar las penas que embargan mi alma y matan mi fe. Que haría yo por esos caminos errantes, si tus ojos se cierran. Oh madre que será de mi
- ✚ A mis entrañables tutores: Dra.C Rosa Maria Pérez Silva, Dr.C Angel Luis Brito Sauvanell y MSc. Orlindes Calzado Lamela, cuántas noches de insomnio, cuando están enfermos, cuántas lágrimas derraman por sus pesares y cuántos sacrificios hacen no solamente por sus hijos. Nadie como ellos para dar aliento, para estimular e impulsar
- ✚ A mi princesa Yuiet Cause Vidal por ser la única que comunica y transfiere la vida intensamente, desde lo mas profundo de su ser. La transmite sin reservas y con alegría a su gran mendigo e hijo. A pesar de que cualquier momento es bueno para empezar y que ninguno es terrible para perdonar.
- ✚ Para mi tesoro, mi hijo Deivis, lograr ser el padre ejemplo y guía de su futura y larga vida, que siempre recuerde que unos de los elementos principales es el respeto y la disciplina y aunque el vea o se sienta derrotado nunca se de por vencido, que la paciencia, la fe y la persistencia nos llevan al triunfo
- ✚ A mis amigos de la universidad, de la cuadra, del departamento y centros laborales, en especial Taimi, Dunia, Bory, Siannah (CNEA), Edgar, Ifrain, Adrian, Napoles, Leandri, Brito, Yaneisis, Leonor, Miladis, Yaiza, Juan Carlo, Usnavia y compañeros de la edición de la maestría, que siempre tienen una frase en el corazón para dar aliento como: tú eres el resultado de ti mismo, no culpes a nadie, ni nada, porque fundamentalmente tú has hecho tu vida. Acepta la responsabilidad de edificarte y el valor de acusarte en tu fracaso, para volver a empezar corrigiéndote. Nunca te quejes de tu pobreza o de tu suerte, enfrentate con valor y acepta lo que una u otra manera es el resultado de tus actos y las pruebas que has de ganar. El triunfo del verdadero hombre surge de las cenizas del error
- ✚ A mi tío Walfrido y Francisco, quien aprendiera de los fuertes, de los audaces, imita a los valientes, a los enérgicos, a los luchadores, a quienes no aceptan situaciones, a quienes vencieron a pesar de todo
- ✚ Al claustro de profesores de la maestría de Biotecnología Industrial, en especial a la Dra. Catalina y Dr. Serrat, gracias a su impulso e incansable e infatigable labor, quienes enseñan desde sus críticas y responsabilidad a que la vida lleva sacrificios para lograr lo que nos proponemos, siempre y cuando estemos en el camino correcto. Que la maestría de Biotecnología Industrial y la vida se extrapola a su principio "Multidisciplinaria"

Indice

Introducción	1
Problema Científico	2
I. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA	4
I.1.- Contaminación del agua por metales pesados	4
I.2. - Características y toxicidad del Cromo hexavalente (VI) y Plomo (II).....	7
I.2.1. - Características y toxicidad del cromo (VI).....	7
I.2.2. - Características y toxicidad del plomo (II).	7
I.3. Remoción de metales pesados en efluentes industriales.....	6
I.4. Biorremediación de metales pesados	6
I.4.1 Bioadsorción. Fundamento teórico, tipos de adsorción y factores influyentes ..	7
I.4.2 Tipos de adsorción.....	8
I.4.3 - Factores que influyen en el proceso de adsorción.....	8
I.5.- Isotermas de la bioadsorción	9
I.5.1.- Tipos de isotermas de adsorción	10
I.6. - Selección de bioadsorbentes. Características generales del bioadsorbente empleado en la investigación	11
I.6.1.- Características generales del bioadsorbente <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011	11
I.6.2. <i>Tamarindus indica</i>	12
I.7. Descripción del proceso de producción de la empresa objeto de estudio.....	13
I.7.1 La Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales “Renté”	13
II. MATERIALES Y MÉTODOS	15
II.1.- Obtención de la biomasa seca como bioadsorbente.....	15
II.1.1- Selección de la cepa microbiana	15
II.1.2.- Cultivo microbiano de <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011	15
II. 2. Colección de la cáscara de tamarindo	15
II. 3. Preparación de las soluciones de plomo (II) y cromo (VI)	16
II.4.- Cuantificación de Plomo (II) y Cromo (VI)	16
II.5.- Análisis estadístico de los resultados.....	16
II.6. - PROTOCOLOS EXPERIMENTALES	16
II.6.1. Protocolo para la determinación de los parámetros óptimos para la adsorción de plomo (II) y cromo (VI) por la biomasa seca de la cepa de <i>Kluyveromyces</i> <i>marxianus</i> CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> ..	16
II.6.2. - Protocolo para la determinación de los parámetros de equilibrio para el plomo (II) y cromo (VI), por la biomasa seca de <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i>	17
II.7. Protocolo para la determinación del cálculo de rendimiento biomasa/sustrato para las biomásas <i>Kluyveromyces marxianus</i> CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i>	18
III. RESULTADOS Y DISCUSION	20
III.1. Obtención de Biomasa Seca	20
III.2.1 Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011 a diferentes pH	22
III.2.2 Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011 a diferentes concentraciones de los iones.....	23

III.3. Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> a diferentes pH	25
III.3.1. Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> ensayadas a diferentes concentraciones.....	26
III. 4. Análisis estadístico	29
III.4.1. Estudio estadístico en la biomasa seca de <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011- cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> en la bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II)	29
III.5.1. Isotermas de adsorción de cromo (VI) en soluciones acuosas por la biomasa seca <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011.....	30
III.5.1.1 Isotermas de adsorción de cromo (VI) en soluciones acuosas por la biomasa seca <i>Kluyveromyces marxianus</i> CCEBI 2011 a diferentes pH.....	30
III.6.1. Isotermas de adsorción de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> a diferentes pH.....	32
III.6.2. Isotermas de adsorción de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta <i>Tamarindus indica</i> a diferentes pH.....	33
Conclusiones	36
Recomendaciones.....	37
Bibliografía.....	38
Anexos	66

Resumen

La bioadsorción es un proceso en el que se emplean diferentes tipos de biomásas microbianas y sub-productos agrícolas. El objetivo del trabajo fue estudiar la bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) utilizando la biomasa seca de la cepa *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*. Se trabajó a diferentes valores de pH y diferentes niveles de concentración para determinar el pH y la concentración óptimos para la bioadsorción. La determinación de los parámetros químicos-físicos se realizó en la Empresa Geominera Oriente de Santiago de Cuba. Se determinaron las isotermas por los modelos de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich, resultando que la capacidad máxima de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca de la cepa *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 fue de 0.89 y 4.61 mg. g⁻¹, siendo los porcentajes de remoción superiores al 90%. La capacidad máxima de adsorción de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para estos metales fue de 3.83 y 15.63 mg. g⁻¹, alcanzando máximo porcentajes de remoción de 90.8%. Los valores de E (Energía libre media de adsorción) obtenidos del modelo de Dubinin-Radushkevich para *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 en cromo (VI) y plomo (II) fueron de 10000 y 15811.4 kJ.mol⁻¹, respectivamente, para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* fue de 10000 kJ.mol⁻¹, evidenciando que para estas condiciones experimentales el proceso de adsorción es de naturaleza química.

Palabras claves: bioadsorción, *Kluyveromyces marxianus*, *Tamarindus indica*

ABSTRACT

Bioadsorption is a process in which different types of microbial biomass and agricultural by-products are used. The objective of the work was to study the bioadsorption of chromium (VI) and lead (II) using the dry biomass of the strain *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 and the peel of the fruit of the *Tamarindus indica* plant. We worked at different pH values and different concentration levels to determine the optimal pH and concentration for bioadsorption. The determination of the chemical-physical parameters was carried out in the Geominera Oriente Company of Santiago de Cuba. The isotherms were determined by the Langmuir, Freundlich and Dubinin-Radushkevich models, resulting in that the maximum chromium (VI) and lead (II) adsorption capacity by the dry biomass of the *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 strain was 0.89 and 4.61 mg. g⁻¹, with removal percentages greater than 90%. The maximum adsorption capacity of the fruit peel of the *Tamarindus indica* plant for these metals was 3.83 and 15.63 mg. g⁻¹, reaching maximum removal percentages of 90.8%. The values of E (mean free energy of adsorption) obtained from the Dubinin-Radushkevich model for *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 in chromium (VI) and lead (II) were 10,000 and 15811.4 kJ.mol⁻¹, respectively, for the fruit peel of the *Tamarindus indica* plant was 10,000 kJ.mol⁻¹, showing that for these experimental conditions the adsorption process is chemical in nature.

Key words: bioadsorption, *Kluyveromyces marxianus*, *Tamarindus indica*

Introducción

La contaminación ambiental es un problema mundial que ha atraído la atención de varios sectores de la sociedad, los cuales han realizado diversos esfuerzos para tratar de disminuir la magnitud del problema. De particular relevancia es la contaminación del agua, ya que este líquido es esencial para la vida de todos los organismos vivos del planeta (Malone, 1999). Con la finalidad de disminuir el problema de contaminación de agua, se han establecido diversas normas ambientales que pretenden regular la introducción de agentes contaminantes al agua y, con ello, controlar el grado de alteración de la calidad del vital líquido; además, se han buscado tecnologías fisicoquímicas y/o biológicas más eficientes y eficaces para la remoción de los contaminantes.

A pesar de lo anterior, el problema de la contaminación del agua persiste y, en algunos casos, se ha ido agravando ya que en muchas de las industrias que actualmente se instalan en los países en vías de desarrollo, no cumplen con la normatividad establecida en éstos, ni con la de sus países de origen (Soto y col., 2004). La descarga de aguas residuales industriales en los cuerpos de agua es una de las principales causas de contaminación, y en muchos lugares, más de la mitad de los contaminantes presentes en los cuerpos de agua provienen de ellas (Atkinson y col., 1998).

Los metales pesados son, probablemente, los agentes tóxicos más antiguos conocidos por el hombre. Existen referencias de intoxicaciones con estos agentes que datan desde la era cristiana en la antigua Grecia y Egipto. Alrededor de 80 de los elementos de la tabla periódica son considerados como metales, pero sólo 30 han sido identificados con posibles efectos tóxicos para el hombre (Fundación Mapfre, 1996).

Los metales pesados o tóxicos se caracterizan por tener una densidad mayor o menor a 5 g/cm^3 (Reoane y col., 2000), no son biodegradables, se acumulan en el ambiente y son altamente tóxicos, incluso a bajas concentraciones, por lo que son considerados un gran peligro para la estabilidad del medio ambiente (Das y col., 2008).

Elementos metálicos tales como arsénico, mercurio, cadmio, cromo, níquel, zinc, cobre, plomo, entre otros, son peligrosos para el medio ambiente debido a sus efectos tóxicos. La pirámide alimentaria los recibe como consecuencia de la actividad humana, que a diferencia de los compuestos orgánicos estos no son biodegradables, lo que trae como consecuencia su acumulación en la naturaleza y como en la cúspide de la pirámide se encuentra el hombre, éste es quien recibe los metales de forma pre concentrada (Volesky, 1999).

Existe un variado número de métodos químicos para la eliminación de metales pesados contaminantes de medios líquidos, entre los que se encuentran: precipitación, evaporación, intercambio iónico, tratamiento electroquímico y tecnologías de membrana; métodos que suelen ser costosos e inefectivos, especialmente cuando se aplican en ambientes con concentraciones de metales por debajo de 100 mg. L^{-1} (Zhou y col., 1991). En cambio, existen métodos biológicos que permiten minimizar la generación de desechos tóxicos y la recuperación del metal, que hace que sean más eficientes, rápidos y económicos que los métodos químicos, además de poder ser aplicados fundamentalmente cuando existen bajas concentraciones de metales (Wase y col., 1997 y Volesky y col., 1999), un ejemplo es la bioadsorción. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos físicos –químicos y biológicos (Lloyd y col., 2003).

En este sentido, la investigación en bioadsorción ha demostrado en los últimos años el potencial de esta tecnología para el tratamiento de aguas contaminadas por metales pesados. Además, es posible utilizar la biomasa viva o muerta, libre o inmovilizada. Los primeros estudios para el tratamiento de metales pesados presentes en el medio ambiente, se enfocaron en el uso de microorganismos por la capacidad natural de las células de absorber especies metálicas como cromo, níquel, plomo, cadmio, mercurio, entre otros, sin embargo, los problemas asociados al manejo de los cultivos y los resultados de las investigaciones en los mecanismos de absorción derivaron en el uso de biomásas secas.

Por otra parte, los subproductos agrícolas son una fuente valiosa de materias primas que pueden ser aprovechados en la aplicación de nuevos procedimientos, que contribuyan a aportar soluciones a los problemas de contaminación ambiental, creados por el vertido de residuales líquidos en el medio ambiente.

En las células de microorganismos y vegetales, una característica química importante de la pared celular, es que poseen polímeros sustituidos con grupos aminos, amidos, carboxílicos y fosfatos, que expuestos hacia el exterior celular son capaces de retener cationes metálicos por medio de interacciones físico-químicas.

La bioadsorción se caracteriza por ser un mecanismo de cinética rápida que no presenta una alta dependencia con la temperatura (Volesky, 1990). La remoción de metales por este medio, desempeña un papel determinante en los ciclos de las especies orgánicas e inorgánicas que interactúan en el medio ambiente, siendo la base para nuevos procesos de tratamiento de efluentes contaminados. El uso de biomásas no vivas evita problemas de contaminación y no son costosos ya que el biomaterial puede ser regenerado (Muñoz, 2007).

En Santiago de Cuba, en el sector industrial, se encuentra industrias que generan aguas residuales con contenido metálico, ejemplo de estas son: Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales (Renté), que genera volúmenes considerables de efluentes, fundamentalmente con contenido de cromo (VI) y plomo (II), la Planta Galvánica de la Empresa Conformadora “30 de noviembre” y la Fábrica de Fibrocemento Santiago de Cuba, por citar algunas de estas. Estos efluentes son vertidos a la bahía santiaguera lo que ha traído como consecuencia una afectación considerable a ese ecosistema. Este fenómeno tiene gran impacto en la sociedad, ya que estos contaminantes son causantes de diferentes enfermedades que afectan al ser humano. Los peces y los invertebrados marinos, son especialmente sensibles a la exposición y pueden transmitirse de forma directa a la cadena alimentaria, por lo que un tratamiento sustentable de los residuales contaminados, constituye una tecnología, que básicamente permite la recuperación del medio en un período de tiempo relativamente corto, hasta los valores normados según la categoría “E” del cuerpo receptor de la NC 521:2007 “Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones”.

Problema Científico

Los residuos agrícolas sólidos y microorganismos no viables son potencialmente útiles para el tratamiento de residuales contaminados con metales pesados. Sin embargo, aún no son suficientes las evidencias experimentales, que apoyen el uso de biomasa seca de origen microbiano y vegetal para la adsorción de metales pesados en efluentes industriales.

Formulación de la Hipótesis.

- Si la biomasa seca, de origen microbiano y vegetal, es capaz de adsorber metales pesados, entonces es posible el tratamiento de efluentes industriales con contenido de metales pesados, mediante técnicas de bioadsorción.

Objetivo General:

- Evaluar las potencialidades que tienen la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* como bioadsorbentes para la remoción de cromo (VI) y plomo (II) en disoluciones sintéticas.

Objetivos Específicos:

- Determinar los factores de mayor influencia sobre la capacidad de bioadsorción de metales pesados en soluciones sintéticas.
- Establecer la cinética y naturaleza de los procesos de bioadsorción.

Capítulo I

I. FUNDAMENTACIÓN TEÓRICA

I.1.- Contaminación del agua por metales pesados

La contaminación por metales pesados es uno de los problemas ambientales más importantes de la actualidad. Actualmente existe un creciente interés mundial por encontrar métodos eficientes para el tratamiento de estos contaminantes por medio de materiales con alta capacidad de adsorción, para lo cual se han realizado constantes investigaciones con el propósito de determinar las capacidades de remoción de estos contaminantes en el agua mediante diferentes mecanismos (Jaramillo, 2014).

Muchos de los metales pesados son esenciales, en bajas concentraciones, para el crecimiento humano, como el manganeso (Mn), el hierro (Fe), el cobalto (Co), el níquel (Ni), el cobre (Cu), el zinc (Zn) y el molibdeno (Mo). El cobre (Cu), el zinc (Zn) y el manganeso (Mn) son esenciales para el crecimiento microbiano y otros como el oro (Au), la plata (Ag), el plomo (Pb), el cromo (Cr) y cadmio (Cd) son altamente tóxicos para las células vivas (Chicaiza, 2016).

La recalcitrancia y consiguiente persistencia de los mismos en el agua, hace que por medio de procesos naturales como la biomagnificación, su concentración llegue a ser tan elevada que alcance niveles tóxicos para la vida. Estos son considerados los contaminantes inorgánicos más perniciosos para el medio ambiente, aún cuando se encuentren presentes en pequeñas cantidades, incluso indetectables.

En la tabla 1 se exponen algunos de los efectos sobre la salud que provoca la exposición prolongada a niveles superiores a los niveles límites establecidos para estos elementos (US EPA, 2009, Ruchita y col., 2015).

En muchos países han sido adoptadas legislaciones estrictas que establecen concentraciones permisibles de metales pesados en los ecosistemas acuáticos y en dependencia del uso que se les den a las aguas del cuerpo receptor (Ahmaruzzaman, 2011).

Entre los mecanismos moleculares que determinan la toxicidad de los metales pesados, se encuentran: 1. Desplazamiento de iones metálicos esenciales para las biomoléculas y el bloqueo de sus grupos funcionales; 2. Modificación de la conformación activa de las biomoléculas (sobre todo enzimas y poli nucleótidos); 3. Ruptura de la integridad de las biomoléculas y 4. Modificación de otros agentes biológicamente activos.

También se cuenta con las NC 27: 2012; NC 521:2007 (tabla 2) que regulan las concentraciones máximas admisibles en los residuales a verter en el alcantarillado y en las zonas costeras respectivamente.

En Cuba la legislación referente a metales pesados es dispersa. Los requisitos para las fuentes de abastecimiento de agua y para el baño en masas de aguas interiores, la normativa cubana cuenta con las normas NC 1021: 2014 Higiene comunal. Fuentes de abastecimiento de agua. Calidad y protección sanitaria, en el término 3.2: Fuentes de abastecimiento superficiales que establece los límites máximos permisibles para el uso de estas aguas y la NC 22:1999 Lugares de baño en costas y en masas de aguas interiores. Requisitos higiénico-sanitarios, en su acápite 8.8 plantea que: el pH de las aguas usadas para el baño, se mantendrán en un intervalo de 6,1 a 8,9 y en el 8.12 plantea que: en las aguas destinadas al baño no se permitirá la presencia de sustancias tóxicas o irritantes, cuya acción por contacto, ingestión o inhalación, produzcan reacciones adversas sobre la salud humana.

Tabla 1. Efectos potenciales a la salud por exposición a metales pesados

Elementos	Límites regulatorios EPA (ppm)	Efectos potenciales a la salud
Mercurio	2.0	Enfermedades autoinmunes, depresión, fatiga, caída del pelo, pérdida de memoria, insomnio, psicosis, daños cerebrales, fallos en pulmones y riñones.
Cadmio	5.0	Carcinogénico, mutagénico, disruptor endocrino, daño pulmonar, fragilidad ósea, afecta la regulación del calcio.
Plomo	15	El exceso de exposición en los niños causa desarrollo dispar, reduce la inteligencia, pérdidas de memoria a corto plazo, problemas de coordinación, riesgo de enfermedades cardiovasculares.
Cromo	0.1	Sobre la piel causa dermatitis y sensibilización de la piel. Produce tos, bronquitis crónica, ulceraciones del tabique nasal y piel, dolores respiratorios y de cabeza, hemorragia nasal, dermatitis aguda.
Arsénico	0.01	Afecta procesos celulares esenciales como la fosforilación oxidativa y síntesis de ATP.
Níquel	0.2	La exposición a largo plazo puede causar pérdida de peso corporal, daño al corazón y al hígado y la irritación de piel. Algunos compuestos de níquel son carcinogénicos en seres humanos.
Selenio	50	Afecta la función endocrina, deficiencias en la actividad de las células NK, hepatotoxicidad y disturbios gastrointestinales. Se acumula en el tejido vivo.
Zinc	0.5	Puede afectar al sistema inmunológico y enzimático de los niños. Causa fatiga y disnea.
Cobre	1.3	Daños en el cerebro y los riñones, niveles elevados causan cirrosis hepática y anemia crónica, irrita el estómago e intestinos.
Cobalto	0.2	Causa vómitos y náuseas, problemas de visión, cardiopatías y daño de las tiroides.
Manganeso	0.4	Afecta mayormente el tracto respiratorio y el cerebro. Los síntomas por envenenamiento con Manganeso son alucinaciones, olvidos y daños en los nervios. Puede causar parkinson, embolia de los pulmones y bronquitis.

Tabla 2. Requisitos establecidos para las fuentes de abastecimiento de agua

Componente	LMA (mg. L⁻¹)
Cromo hexavalente	2.0
Plomo	2.0

Tabla 3. Datos generales y características físico-químicas del Cromo (VI)

Parámetro	Características
Número atomic	24
Valencia	II, III, IV, V y VI
Estado de oxidación	2+, 3+ y 6+
Electronegatividad	1.6
Radio covalente (°A)	1.27
Radio iónico (°A)	0.69
Radio atómico (°A)	1.27
Configuración electronic	[Ar]3d ⁵ 4s ¹
Primer potencial de ionización (eV)	6.80
Masa atómica (g/mol)	51.996
Densidad (g/mL)	7.19
Punto de ebullición (°C)	2665
Punto de fusión (°C)	1875
Descubridor	Vaughlin 1797

Numerosos efluentes industriales presentan concentraciones relativamente elevadas de metales pesados, entre los que producen habitualmente efluentes con contenido de Cd, Zn, Cu, Pb, Hg, Cr, Ni o Co. Las industrias asociadas a tales actividades efectúan el tratamiento de efluentes basados en la precipitación química (Demir, 2007; Zoubolis, 2004). Estos son útiles en concentraciones superiores a 100 mg. L⁻¹, no siendo el caso de muchos de los efluentes, quedando o no parcialmente tratados. En tales situaciones es necesaria la búsqueda de tratamientos que minimicen o eliminen el impacto de estos al menor costo posible, siendo el tratamiento biológico el más adecuado para estos fines y están en dependencia del tipo de metal que se pretenda remover.

I.2. - Características y toxicidad del Cromo hexavalente (VI) y Plomo (II)

I.2.1. - Características y toxicidad del cromo (VI)

Elemento químico de número atómico 24 que se encuentra en el grupo VI B de la tabla periódica de los elementos químicos. Es un metal de transición, frágil, de color blanco plateado, con distribución electrónica [Ar] 3d⁵4s¹ y es muy resistente a la corrosión. No se encuentra en estado elemental en la naturaleza. Su mineral más importante por abundancia es la cromita (FeCr₂O₄ o FeO.Cr₂O₃). El cromo puro se obtiene por reducción del óxido de cromo (III) con aluminio (procedimiento aluminotérmico) mediante electrólisis o a partir de yoduro crómico. Sus características más relevantes se detallan en la tabla 3.

El estado de oxidación más alto es 6+, aunque sus compuestos son muy oxidantes; los estados de oxidación 4+ y 5+ son poco frecuentes, mientras que los estados más estables son 2+ y 3+. También es posible obtener compuestos en los que el cromo presenta estados de oxidación más bajos, pero son bastante raros. Existen cuatro isótopos naturales del cromo: ⁵⁰Cr, ⁵²Cr, ⁵³Cr y ⁵⁴Cr. Se han producido otros mediante reacciones radioquímicas, de los cuales el más importante es el ⁵¹Cr.

I.2.2. - Características y toxicidad del plomo (II).

Del latín plumbum, es el elemento químico de número atómico 82, cuyo símbolo es **Pb**. El plomo pertenece al grupo de elementos metálicos conocido como metales del bloque p, que están situados junto a los metaloides o semimetales en la tabla periódica. Este tipo de elementos tienden a ser blandos y presentan puntos de fusión bajos. El estado del plomo en su forma natural es sólido, el plomo es un elemento abundante que se encuentra en aire, agua, suelo, plantas y animales. El plomo es uno de los cuatro metales que tienen un mayor efecto dañino sobre la salud humana. Este puede entrar en el cuerpo humano a través de la comida (65%), agua (20%) y aire (15%). Las comidas como fruta, vegetales, carnes, granos, mariscos, refrescos y vino pueden contener cantidades significantes del metal. Sus características más relevantes se detallan en la tabla 4.

Tabla 4. Datos generales y características físico-químicas del Plomo (II)

Parámetros	Caraterísticas
Símbolo químico	Pb
Número atómico	82
Grupo	14
Aspecto	Gris azulado
Bloque	p
Densidad	11340 kg/m ³
Masa atómica	207.2 u
Radio medio	180 pm
Radio atómico	154
Radio covalente	147 pm
Radio de van der Waals	202 pm
Configuración electrónica	[Xe]4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Estados de oxidación	4. 2 (anfótero)
Estructura cristalina	Cúbica centrada en las caras
Estado	Sólido
Punto de fusión	600.61 K
Punto de ebullición	2022 K
Calor de fusión	4.799 kJ/mol
Presión de vapor	4.21 × 10 ⁻⁷ Pa a 600 K
Electronegatividad	2.33 (Pauling)
Calor específico	129 J/(kg·K)
Conductividad eléctrica	4.81 × 10 ⁶ m ⁻¹ ·Ω ⁻¹
Conductividad térmica	35.3 W/(m·K)

I.3. Remoción de metales pesados en efluentes industriales.

Si se tienen en cuenta los efectos que tienen los metales pesados, debido a su presencia en el agua, es evidente que se hace necesaria su eliminación.

Las industrias, se ven obligadas a reducir la cantidad y la peligrosidad de sus vertidos al medio ambiente, a causa de las presiones legales, sociales y económicas. Este hecho ha conducido a que dichas industrias concentren sus esfuerzos en evacuar vertidos más limpios y en reciclar o reutilizar su contenido en proporciones significativas. Un proceso que se lleve a cabo en ciclo cerrado, es el máximo objetivo, donde todos los desechos serían reciclados y la única salida de este ciclo sería productos que pudieran venderse.

La remoción de metales pesados presentes en las aguas residuales tradicionalmente se realiza a través de varios procesos que incluyen: precipitación química, coagulación química, extracción por solventes, intercambio iónico, ósmosis inversa y adsorción (Abdel y col., 2014).

La precipitación química en muchos casos es inefectiva desde el punto de vista ambiental debido a que introduce compuestos que resultan por sí mismos contaminantes. Este tipo de tratamiento también produce grandes cantidades de lodos que requieren de tratamiento, en ocasiones con un alto grado de dificultad. En el caso del intercambio iónico, la ósmosis inversa y la extracción con solventes, resultan extremadamente costosos cuando se trata grandes volúmenes de aguas residuales que contienen bajas concentraciones de metales. Estas tecnologías consumen cantidades considerables de reactivos químicos o energía (Ding y col., 2012).

Dentro de las tecnologías convencionales, los procesos de adsorción pueden ser efectivos siempre y cuando se seleccionen los adsorbentes adecuados. En estos casos son de preferencia materiales con una gran capacidad de adsorción como el carbón activado, la alúmina, la sílice o el óxido férrico. Sin embargo, estos materiales resultan caros y difíciles de separar del residual después de su uso (Agarwal y col., 2013).

Se puede decir que los métodos convencionales para la remoción de metales en solución están limitados por barreras económicas, técnicas y ambientales, especialmente cuando la concentración de los metales en el residual es baja, en el orden de los 100 ppm (Abdel y col., 2014).

I.4. Biorremediación de metales pesados

Algunos organismos y sus productos son de gran aplicación en procesos de bioadsorción o bioacumulación de metales pesados en solución, los mismos ofrecen una alternativa a las técnicas convencionales para la eliminación o recuperación de metales. En base a lo anterior se ha generado un gran interés en la extracción de iones de metales pesados de aguas residuales utilizando procesos biotecnológicos (Villegas, 1995).

La resistencia o tolerancia experimentada por microorganismos es posible gracias a la acción de diferentes mecanismos (Lloyd, 2003). Estos fenómenos son:

Bioacumulación: involucra un sistema de transporte de membrana que internaliza al metal pesado presente en el entorno celular con gasto de energía. Una vez incorporado el metal pesado al citoplasma, éste es secuestrado por la presencia de proteínas ricas en grupos sulfhidrilos llamadas metalotioneínas o también puede ser compartimentado dentro de una vacuola, como ocurre en hongos, (Valls y col., 2002).

Biomíneralización: Los microorganismos son capaces de precipitar metales en forma de carbonatos e hidróxidos, mediante un mecanismo de resistencia codificado en plásmidos. Aparece por el funcionamiento de una bomba que expulsa el metal tóxico presente en el citoplasma hacia el exterior celular en contracorriente a un flujo de iones hidronios (H^+) hacia el interior celular. Esto produce una alcalinización localizada sobre la superficie celular externa y por lo tanto la precipitación del metal pesado. Otra forma de precipitar los metales es a través de la formación de sulfuros o fosfatos, como resultado de alguna actividad enzimática celular. (Lloyd, 2001; Lovley, 2000).

Biotransformación: Involucra un cambio químico sobre el metal pesado, como por ejemplo en el estado de oxidación o metilación. Esta transformación biológica de los metales pesados que resultan tóxicos mediada por enzimas microbianas, puede dar como resultado compuestos poco solubles en agua o bien compuestos volátiles (Jianlong, 2001).

Quimiosorción: Describe aquellas reacciones donde los microorganismos biomineralizan un metal, formando un depósito primario. Depósito que funciona como núcleo de cristalización, con la subsecuente deposición del metal de interés, promoviendo y acelerando así el mecanismo de mineralización. Un ejemplo de este proceso es el agregado de Fe en un efluente a tratar, en presencia de bacterias reductoras del sulfato. Estos microorganismos producen sulfuros que precipitan en forma de FeS, sobre la superficie celular. Los otros metales contaminantes utilizan el FeS formado como soporte y cristalizan sobre sus cristales. Luego, aprovechando las propiedades magnéticas del Fe, pueden separarse fácilmente de la fase soluble, descontaminando así el material (Valls, 2002).

Biosorción: El término biosorción se utiliza para referirse a la captación de metales que lleva a cabo una biomasa completa (viva o muerta), a través de mecanismos físico-químicos como la adsorción o el intercambio iónico. Cuando se utiliza biomasa viva, los mecanismos metabólicos de captación pueden contribuir en el proceso (Cañizares y col., 2000).

I.4.1 Bioadsorción. Fundamento teórico, tipos de adsorción y factores influyentes

La bioadsorción es un proceso físico-químico, que se define como la remoción de sustancia de una solución a través de materiales biológicos. Es realizada por organismos o sus componentes tanto en estado vivo como muerto y se ha impulsado como una tecnología promisorio debido a su simplicidad, analogía operativa con el intercambio iónico, eficiencia aparente y disponibilidad de la biomasa y bioproductos de desechos (Kelly y col., 2012).

La utilización a escala industrial de los bioadsorbentes aun se encuentra lejos de la realidad. Para que un bioadsorbente pueda llegar a ser considerado como un material competitivo y valioso a escala industrial, debe cumplir varias características importantes (Macek y col., 2011): Tener una alta capacidad de adsorción; estar disponible en cantidades suficientes en una localidad determinada; ser barato y no tener valor para otros usos; el metal adsorbido debe ser fácilmente recuperado y el adsorbente tiene que ser capaz de ser reutilizado.

Varios materiales han sido reportados como bioadsorbentes para la remoción de metales pesados de soluciones acuosas. Entre ellos se han citado bacterias, hongos, levaduras, algas, plantas, desechos de industrias alimenticias y agrícolas, entre otros (Ghaedi y col., 2013). Por otro lado, la producción masiva de ciertos hongos y levaduras a nivel industrial (producción de ácidos orgánicos, alcohol, enzimas, etc.), hace de estos

microorganismos una alternativa para su uso como materiales biosorbentes para la retención de metales pesados en efluentes contaminados.

El uso de biomasa muerta, explotando las propiedades químicas del material biosorbente, presenta algunas ventajas, tales como: bajo costo, alta eficiencia de retención y regeneración potencial, lo cual ha despertado el interés de desarrollar filtros biosorbentes con estos materiales. Un numeroso grupo de cultivos fúngicos, que son empleados a nivel industrial, comienzan a ser examinados para determinar su capacidad de secuestro y retención de iones metálicos. (Gutiérrez, 2002).

En los microorganismos los grupos funcionales presentes en la pared celular son los responsables de la adsorción de los iones metálicos en solución. Durante este proceso ocurren interacciones entre el metal y los grupos funcionales presentes en la pared celular de los biomateriales. Los mecanismos de adsorción presentes en estos casos son la formación de complejos y compuestos por coordinación, quelación, intercambio iónico, precipitación inorgánica, o una combinación de estos procesos (Joo y col., 2010).

Los principales grupos funcionales que actúan como sitios activos son los aminos ($-NH_3$), carboxilatos ($-COO^-$), las amidas ($-NH_2$), los fosfatos (PO_4^{3-}), los tioles ($-SH$) y los hidróxidos ($-OH$) (Onyancha y col., 2008), disponibles como sitios de adsorción capaces de retener especies metálicas en su pared, las cuales no son incorporadas a su metabolismo por su carácter tóxico y pesado, los que posteriormente pueden ser tratados y recuperados.

1.4.2 Tipos de adsorción

Atendiendo a las fuerzas de interacción entre las moléculas de adsorbente y adsorbato, se acepta la existencia de dos tipos fundamentales de adsorción:

Adsorción física: Cuando las fuerzas son debido a las fuerzas de Van del Waals como las interacciones tipo dipolo-dipolo, dipolo-dipolo inducido o fuerzas de dispersión, se usa el término de adsorción física o fisisorción, en este tipo de adsorción, la molécula adsorbida no está fija en un lugar específico de la superficie, sino está libre de trasladarse en la interface.

Adsorción química: Cuando las fuerzas son enlaces covalentes se aplica el término de adsorción química o quimisorción, en este el adsorbato forma enlaces fuertes en los centros activos del adsorbente, se asemeja a una reacción química y requiere una transferencia de electrones entre adsorbente y adsorbato.

1.4.3 - Factores que influyen en el proceso de adsorción

Varios son los factores que afectan la bioadsorción de iones metálicos por la biomasa, son de mayor importancia el pH, la dosis de biomasa utilizada, la concentración inicial del ión metálico y el tiempo de contacto.

1.4.3.1.-Efecto del pH

La concentración de iones H^+ es uno de los factores más importantes que afectan en la adsorción (Pagnanelli, 2003). Los metales en disolución acuosa se encuentran en forma de diferentes especies químicas en función del pH de la disolución, esto es indicativo de la fuerte dependencia que existirá entre el pH de la disolución y la posibilidad de recuperación del metal, ya que, si varían las características de las especies, sobre todo volumen y carga total, también varían las posibles interacciones entre el metal y la superficie del material adsorbente.

Además, cabe considerar que la superficie del material se puede ver afectada al ponerse en contacto con disoluciones ácidas o básicas, provocando reacciones con su

superficie que modifiquen la capacidad de establecer interacciones con el metal. Una variación del pH provoca modificaciones en los grupos funcionales que se encuentran en la superficie del material, pudiendo alterar la capacidad de interacción con las especies metálicas; por tanto, la capacidad de adsorción puede verse afectada por el pH.

Es el factor más importante tanto en la bioadsorción de cationes como de aniones, con un efecto diferente en cada caso. La bioadsorción de cationes se favorece a valores de pH superiores a 4.5 y la adsorción de aniones se favorece a pH bajos, entre 1.5 y 4. En estudios de bioadsorción de cromo hexavalente con musgo de turba (Sharma y col., citados por Martín y col., 2008) y mazorca de maíz (Bosinco y col., citados por Martín y col., 2008), se encontró que mientras una parte del Cr (VI) se adsorbía en la biomasa, otra parte se reducía a Cr (III) hasta alcanzar un equilibrio, además, el valor óptimo del pH para la remoción máxima de Cr (VI) y Cr (III) estaba comprendido entre 1.5 y 2.5. Se considera que el pH puede incidir de tres formas en la bioadsorción del metal: afectando el estado químico del sitio activo; dañando la estructura del biomaterial a valores extremos de pH, como los empleados en la regeneración del adsorbente y modificando la especiación del metal en solución.

1.4.3.2.- Efecto de la concentración inicial del ión metálico (soluto)

Uno de los parámetros más importantes, ya que normalmente un aumento de la cantidad de metal en disolución permite aumentar su recuperación. Este aumento está causado por el equilibrio que se establece entre el metal en disolución y el metal adsorbido por el material adsorbente, equilibrio que depende en cada caso de la cantidad de metal inicial de la disolución.

Para conocer la efectividad de un adsorbente es necesario conocer cuál es la cantidad máxima de metal (capacidad máxima) que puede adsorber. Los materiales adsorbentes establecen diferentes equilibrios de recuperación de metal cuando se ponen en contacto con disoluciones de diferente concentración de metal. Estos equilibrios dependen en todos los casos de las condiciones experimentales y son diferentes para cada temperatura. Al representar los resultados de los equilibrios entre la cantidad de metal adsorbido y la cantidad que queda en la disolución, para unas determinadas condiciones, se obtiene la isoterma de equilibrio y su ecuación se puede determinar utilizando distintos modelos.

1.4.3.3. - Tiempo de contacto

Intervienen diversas etapas difusión externa, difusión interna, fijación superficial y transferencia de materia en el sistema. Por lo tanto, para cada sistema metal-adsorbente se establecen unos equilibrios determinados y la velocidad de adsorción dependerá fundamentalmente de la naturaleza de estas relaciones. En todos los procesos de adsorción es necesario conocer el tiempo que el sistema tarda en alcanzar el equilibrio, es decir el momento a partir del cual, por más que se mantenga el contacto entre el adsorbato y el metal no se producirá más adsorción.

1.5.- Isotermas de la bioadsorción

Las isotermas de adsorción han sido ampliamente usadas para modelar el equilibrio de bioadsorción y para predecir las interacciones del metal a diferentes concentraciones y condiciones ambientales.

Las ecuaciones más comúnmente utilizadas para describir los datos experimentales son las isotermas de Freundlich y de Langmuir, ambos son modelos no lineales que sugieren que el metal cubre una sola capa en la superficie de la biomasa.

I.5.1.- Tipos de isotermas de adsorción

La relación en equilibrio entre un adsorbente y un soluto son explicadas satisfactoriamente a través de las isotermas de adsorción (Mittal y col., 2010).

Las isotermas de adsorción describen la relación entre la masa de soluto adsorbida por unidad de masa de adsorbente y la concentración de este soluto en la solución. Son caracterizadas por parámetros definidos que expresan las propiedades superficiales y la afinidad de un adsorbente y también pueden ser usados para comparar las capacidades de los adsorbentes para diferentes solutos bajo determinadas condiciones físico-químicas (Bulgariu y col., 2012).

En la literatura son empleados varios modelos de isotermas de adsorción para ajustar los datos experimentales con el objetivo de estudiar la naturaleza de los procesos de bioadsorción. Estos modelos incluyen isotermas de dos parámetros como son la de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (Abdel y col., 2014).

I.5.1.1.-Isoterma de Langmuir

El modelo de *Langmuir* asume que la adsorción ocurre únicamente en una monocapa, con una superficie uniforme, homogéneamente estructural y que puede ocurrir en un número fijo de sitios localizados del adsorbente, con todos los puntos de adsorción idéntica y energéticamente equivalentes y sin interacción entre las especies adsorbidas en los sitios adyacentes. (Balanta, 2010). Este modelo fue desarrollado por Irving Langmuir en 1916 y asume que una vez que el sitio ha sido ocupado, no podrá continuar la adsorción en él.

De esta forma, la superficie eventualmente alcanzará un punto de saturación que representa el estado máximo de adsorción (Farhan y col., 2013). La característica esencial puede ser expresada en términos de un parámetro adimensional denominado Factor de separación (R_L) que indica si la naturaleza de la adsorción será favorable o desfavorable. El proceso de adsorción como función del Factor de separación puede ser descrito como desfavorable si $R_L > 1$, lineal si $R_L = 1$, favorable si $0 < R_L < 1$ e irreversibles en caso de que $R_L = 0$ (Esmaeili y col., 2015).

I.5.1.2.- Isoterma de Freundlich

Este modelo es empleado para corregir los defectos de la isoterma de *Langmuir*, en particular para determinadas regiones de concentración. El modelo de la isoterma de Freundlich se aplica para describir los procesos de adsorción en múltiples sitios indistintamente de su distribución sobre superficies heterogéneas con la interacción entre las especies adsorbidas, sin presentar una barrera energética. (Balanta, 2010). La aplicación de la ecuación de Freundlich también sugiere que la energía de adsorción decrece exponencialmente al ocuparse los centros de adsorción de un adsorbente (Farhan y col., 2013). La isoterma de Freundlich es una ecuación empírica basada en la adsorción de los iones sobre una superficie heterogénea (Esmaeili y col., 2014).

Los valores de n indican el grado de no linealidad entre la masa de soluto adsorbido y su concentración en la solución de tal forma que si $n=1$, entonces la adsorción es lineal, si $n < 1$, se dice que la adsorción es un proceso químico y si $n > 1$, entonces la adsorción es un proceso físico (Farhan y col., 2013).

I.5.1.3- Isoterma de Dubinin-Radushkevich

La ecuación de Dubinin-Radushkevich, es una ecuación semi-empírica donde el proceso de adsorción sigue un mecanismo de llenado de los poros del adsorbente. Este modelo asume que la adsorción tiene un carácter multicapas, que involucra las fuerzas

de Van der Waals y es aplicable a los procesos de adsorción física (Boparai y col., 2011).

La Energía libre media de adsorción (E) por mol de bioadsorbente que es transferida a la superficie del sólido desde una distancia infinita en el seno del fluido puede ser obtenida a partir de las constantes dadas por el modelo de Dubinin-Radushkevich y es un parámetro habitualmente usado para distinguir un proceso de adsorción física de uno de adsorción química (Itodo y col., 2010; Dada y col., 2012; Esmaeili y col., 2015).

Para valores de E menores de 8 kJ.mol^{-1} , se infiere que el proceso de bioadsorción es de naturaleza física en la que intervienen las fuerzas de interacción débiles electrostáticas de Van der Waals; valores de E entre 8 y 16 kJ.mol^{-1} , indican que en el proceso de bioadsorción predomina el intercambio de iones y para valores de E superiores a 16 kJ.mol^{-1} , entonces se considera que la bioadsorción es de naturaleza química, predominando la formación de enlaces estables entre el adsorbente y los iones metálicos (Boparai y col., 2011).

I.6. - Selección de bioadsorbentes. Características generales del bioadsorbente empleado en la investigación

A pesar de que se han encontrado diferentes tipos de bioadsorbentes, que son efectivos para concentrar y recuperar metales pesados (Villaescusa, 2000). Uno de los factores principales al seleccionar un bioadsorbente es su origen. Éstos pueden ser los siguientes (Vieira y col., 2003):

- Residuos procedentes de procesos industriales, por lo que deberían obtenerse gratuitamente o a muy bajo costo.
- Organismos fácilmente disponibles y en grandes cantidades en la naturaleza.
- Organismos que se reproduzcan rápidamente, especialmente cultivados para procesos de biosorción.

I.6.1.- Características generales del bioadsorbente *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

La *Kluyveromyces marxianus* es un microorganismo unicelular (fig.1), nucleado, sin motilidad, homotalico, perteneciente a la subclase de los hemiascomicetos, se reproduce por gemación multilateral, liberándose las esporas al llegar a su madurez, sus esporas son esféricas. Posee capacidad de crecer en un amplio intervalo de temperaturas ($4 \text{ }^{\circ}\text{C}$ a $52 \text{ }^{\circ}\text{C}$): característica esta que la hace aplicable en fermentaciones a elevada temperatura, exhibe altas velocidades de crecimiento. Es una levadura respirofermentativa (aerobia-facultativa), por lo que puede obtener energía tanto por el ciclo del ácido tricarbóxico (fosforilación oxidativa) como por fermentación etanólica. Es considerada generalmente como segura o GRAS (Generally Regarded As Safe) permitiendo la aplicación del microorganismo y sus derivados en las industrias alimenticia, farmacéutica y biotecnológica. (Urdaneta, 2016). La pared celular de *Kluyveromyces marxianus*, posee una composición de quitina que oscila entre 0.57 y 1.9 % en base a peso seco, lo cual está en dependencia de las condiciones de cultivo en cuanto a composición del sustrato, temperatura del cultivo y pH, similares a los obtenidos en otras levaduras, destaca el hecho que en los cultivos limitados de nitrógeno (estrés nutricional) y a $40 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (estrés físico) los valores son significativamente superiores (Serrat y col., 2011); por su parte la relación glucanos/carbohidratos totales está en el orden de 60 - 75 %. Tanto quitina como los compuestos péptidos-glucanos presentes en la pared celular de hongos y levaduras, son los protagonistas en la

adsorción de metales pesados, existiendo una fuerte atracción de los iones metálicos por los grupos funcionales de estas macromoléculas.

I.6.2. *Tamarindus indica*

I.6.2.1 Características del fruto

En la Figura 2a. Se presenta un árbol de gran tamaño, conocido comúnmente como tamarindo (nombre común: Tamarindo, nombre Científico: *Tamarindus Indica* L., subfamilia: Caesalpinaide); nativo de las sabanas secas de África tropical, se ha plantado y naturalizado extensamente en las regiones tropicales y subtropicales, de tres continentes, con gran presencia en Asia, Oceanía, América Central, el Caribe, la región norte de América del Sur y en México.

Pandharipande y col., (2013) en su investigación referencian el método de adsorción como una alternativa viable y económica para la remoción de iones metálicos como el Cr (VI) y Ni (II) utilizando como adsorbente la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*. La eliminación de Ni (II) y Cr (VI) en soluciones acuosas aumentó con el incremento de la cantidad de adsorbente con variaciones entre 50 y 85.36 % y 22 y 90.35%, respectivamente.

Mutongo y col., (2014) estudiaron residuos industriales de cáscara de papa en la remoción de cromo hexavalente, encontrando que una dosificación de adsorbente de 4 g. L⁻¹ fue eficaz en la eliminación completa del ion metálico a pH 2.5 en 48 minutos con un porcentaje de eliminación del 74.84% y de 87.79% a partir de concentraciones de 100 mg. L⁻¹ y 60 mg. L⁻¹ de Cr (VI) respectivamente.

Poojari y col., (2015) evaluaron cáscara de naranja en la remoción de cromo hexavalente controlando parámetros como pH de la solución, dosis de bioadsorbente, concentración inicial de Cr (VI), tiempo de contacto y temperatura. Encontraron que a pH 2.0 se consigue una eliminación del 71.01% del metal y con una dosis de adsorbente 5 mg. ml⁻¹.

I.6.2.2 El fruto, el consumo y los desechos

El tamarindo generalmente comienza a producir fruta entre los 7 y los 10 años de edad (reproducción por semilla), por reproducción vegetativa produce los 3 o 4 años y la producción de vainas se estabiliza alrededor de los 15 años, su fruto es una vaina indehiscente (permanece cerrada cuando madura), oblonga o lineal algo comprimida lateralmente y comúnmente curvada con una capa externa (epicarpio), café canela o café grisáceo, al madurar su capa crustácea seca y escamosa es quebradiza pudiendo persistir las vainas en el árbol por varios meses.

Los productos derivados del tamarindo tienen una gran diversidad de aplicaciones, su madera es utilizada en el medio rural para la fabricación de implementos de labranza, utensilios de cocina, leña, carbón vegetal, por sus propiedades culinarias se usa extensamente en la cocina, así como en la obtención de dulces y bebidas refrescantes, además teniendo en cuenta que la cáscara de tamarindo es un producto de desecho y de bajo costo, está puede ser empleada para remover metales contaminantes. Fig.2b.

Existen varios tratamientos químicos de la biomasa no viva, los cuales incluyen el contacto del biosorbente con ácidos, álcalis, disolventes orgánicos y otros químicos. (Popurrí y col., 2007) estudiaron la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* realizándole tratamientos químicos y de forma natural con el objetivo de llevar a cabo la remoción de Cr (VI) ;(Sivasankar y col., 2010)

La elección del bioadsorbente vegetal en estudio, se llevó a cabo bajo investigación en la Fábrica de Jugo, América Libre del Municipio Contramaestre Provincia Santiago de

Cuba, como desecho de la producción y en opción a darle un valor agregado, considerando que es abundante en la naturaleza, su costo mínimo, y que se encontrara de manera abundante en nuestro país. Por lo tanto, se eligió como biosorbente la *Tamarindus Indica* (cáscara de tamarindo).

I.7. Descripción del proceso de producción de la empresa objeto de estudio

I.7.1 La Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales “Renté”

La Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales “Renté” se encuentra en la Península de Renté, a 9 km al suroeste de la ciudad de Santiago de Cuba, limita al norte con la refinería “Hermanos Díaz”; y al sur, este y oeste con la bahía santiaguera.

Posee una capacidad instalada de 460 MW a través de 4 Unidades Generadoras Rusas de 100 MW y 6 baterías de Grupos Electrónicos Hyundai de Fuel – Oil de 2.5 MW, que incrementa la cantidad de agua residual oleosa con la puesta en servicio de los Grupos Electrónicos Hyundai Fuel – Oil. La situación de la entidad es crítica con relación a este residual con las acciones realizadas en la Bahía Santiaguera por el gobierno y organizaciones de la provincia (dragado en dos etapas, limpieza, mantenimiento a equipos para limpiar la bahía, etc.), con un costo superior a los 15 millones de dólares. La entidad además realiza otras operaciones contaminantes (mantenimiento y lubricación a equipos, sistemas y transportes automotores, etc.) y no cuenta con un sistema efectivo de tratamiento para estos residuales, vertiendo los mismos a la bahía sin cumplir con los límites de vertimiento de concentración de aceite, grasas e hidrocarburos totales, en los residuales oleosos generados en la entidad (aspecto ambiental significativo) hasta los valores normados según la categoría “E” del cuerpo receptor de la NC 521:2007 “Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones”.

La central termoeléctrica Antonio Maceo, Rente, es de tipo vapor, esta instalación cuenta con un número de equipos que permiten por medio de la energía calorífica producir vapor, este se conduce a la turbina donde su energía cinética se convierte en mecánica, la que transmite al generador para producir la energía eléctrica. Para el cumplimiento de este proceso es necesario el uso de una caldera, la cual da origen al vapor de agua, y así obtener la potencia para mover las turbinas.

En la caldera el agua fluye del economizador a los tubos de las paredes, posteriormente se dirige hacia los de la cubierta del paso de convección y hacia el sobrecalentador primario. Por lo común, la transición hacia la fase vapor se inicia en los circuitos del economizador y dependiendo de las condiciones de operación, se cuenta también con uno o más calentadores (recalentadores y sobrecalentadores) para volver a calentar el vapor a baja presión y aprovechar la eficiencia térmica.

Durante el funcionamiento de la caldera se forman desechos que contienen sustancias clasificadas como nocivas; las cuales son extraídas mediante la operación de lavado. Este residual tóxico, el cual tiene como destino final la Bahía, es generado por el lavado de las unidades cuando se realizan limpiezas, mantenimientos, reparaciones o algún tipo de parada vinculada al sistema.

Los Calentadores de Aire Regenerativos (CAR), son estructuras metálicas por donde transita el aire que será utilizado posteriormente como materia prima en las calderas. Es un equipo de vital importancia en las centrales termoeléctricas, ya que permite aumentar la temperatura del aire que se suministra a los quemadores de las calderas, obteniéndose un mayor rendimiento energético en las mismas. Aunque los mismos

están ubicados en el área de generación de electricidad, son estructuras independientes, que pueden estar o no en las unidades.

El funcionamiento de este sistema se basa en el fenómeno de transferencia de calor. Los CAR presentan cestos que están compuestos por láminas metálicas que se desplazan con un rotor. Estos se calientan con las emisiones gaseosas procedentes de las calderas que pasan por el exterior del equipo, produciéndose un intercambio a contracorriente con el aire que circula por dentro del mismo. (Anexo 1).

Con vistas a incrementar la funcionabilidad y elevar la efectividad de las calderas, en la Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales "Renté" se ejecutan procesos tales como: Lavado de los Calentadores de Aire Regenerativos (CAR), Lavado de las superficies de calentamiento y Lavado químico de las calderas, que generan grandes cantidades de agua residual y en muchos casos sin un tratamiento previo. Entre los principales problemas ambientales de la termoeléctrica se encuentran: Emisiones gaseosas por la quema de combustible, contaminación de la bahía por vertimiento de residuales líquidos productos de los procesos de lavados a la caldera y los residuales oleosos y domésticos, y la generación de desechos sólidos producto de los mantenimientos.

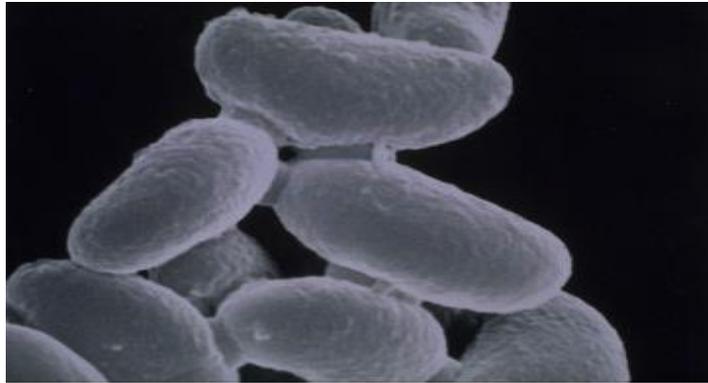


Fig. 1. *Kluveromyces marxianus* CCEBI 2011.

(Fuente: https://www.diark.org/diark/species_list/Kluveromyces_marxianus_DMKU3_1042)

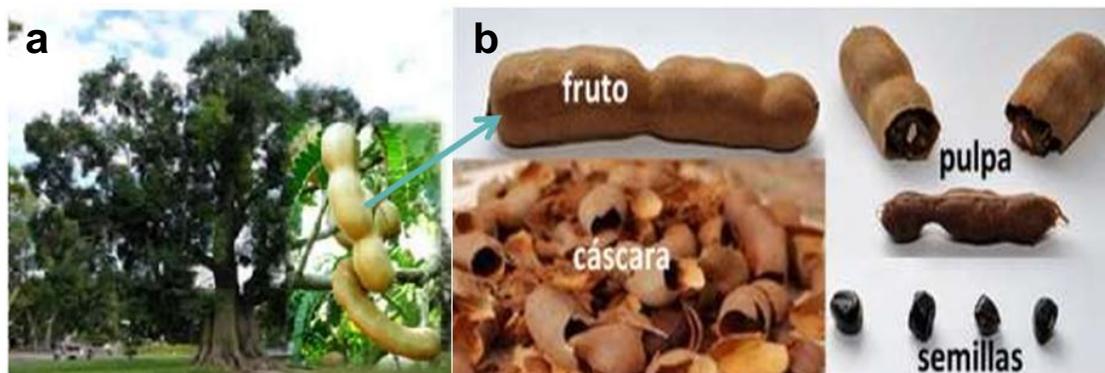


Fig.2 *Árbol de tamarindo y Fruto (Cáscara del fruto Tamarindus indica)*-a, partes que integran el fruto de tamarindo-b. (Fuente: Diark a resource for eukaryotic genome research)

Capítulo II

II. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se llevó a cabo en el Laboratorio de Microbiología del Centro de Estudios de Biotecnología Industrial (CEBI) de la Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, en el laboratorio analítico de la Facultad de Ingeniería Química y Agronomía y en el Laboratorio Elio Trincado de la empresa Geominera de Santiago de Cuba.

II.1.- Obtención de la biomasa seca como bioadsorbente

II.1.1- Selección de la cepa microbiana

La cepa seleccionada para cumplir los objetivos propuestos en este trabajo fue *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 perteneciente a la colección de cepas del CEBI.

II.1.2.- Cultivo microbiano de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

II.1.2.1.- Preparación del pre-inóculo

Para el estudio se partió de muestras frescas (18 h de incubación) tomada de la cepa seleccionada de *Kluyveromyces marxianus* conservada en cuñas de YPGA con una composición (levadura 1.0 g.L⁻¹, peptona micológica 2.0 g.L⁻¹, glucosa 2.0 g.L⁻¹ y agar 2.0 g.L⁻¹) en la colección de cultivo CCEBI a 4 °C, se preparó el pre-inóculo en erlenmeyer de 250 mL de capacidad (levadura 1.0 g.L⁻¹, peptona micológica 2.0 g.L⁻¹ y glucosa 2.0 g.L⁻¹), añadiéndole una azada de la misma, bajo cabina de flujo laminar (CLB 20103-Korea). El cultivo se incubó durante 72 h a 150 rpm y 32 °C ± 2 a pH 7.0 ± 0.2 unidades.

II.1.2.2. Condiciones del cultivo de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

Para el cultivo de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 se tomaron los 120 mL del pre-inóculo y se sembraron en erlenmeyers de 1 L de capacidad, conteniendo 600 mL de caldo YPG estéril. El cultivo se dejó crecer entre 6-7 días a 32 °C ± 2 con agitación continua a 150 rpm en minizaranda (Mizard, 2001-Cuba) y a pH 7 ± 0.2 unidades. Este procedimiento se repitió 3 veces hasta obtener toda la biomasa necesaria para el estudio.

II.1.2.3. Obtención y secado de la biomasa

Los cultivos se centrifugaron a 4500 rpm durante 10 min en centrífuga de laboratorio (Neofuge 15, 2009-China). El precipitado se lavó 3 veces con agua destilada para eliminar iones u otros residuos propios del medio, el cual una vez limpio se depositaron en cápsula de porcelana para conocer la masa húmeda con ayuda de la balanza técnica (IP 30, 1983 RDA). Posteriormente se procedió al secado en estufa (AISET-YLD-6000-China) a 105 °C durante un tiempo aproximado de 12 horas hasta peso constante, transcurrido el mismo se determinó el peso seco según (APHA, 1998). La biomasa seca se pulverizó por medio de un mortero, se pesó y conservó en frascos secos herméticamente cerrados.

II. 2. Colección de la cáscara de tamarindo

Se colectaron muestras del fruto de tamarindo en la Fábrica de Jugo, América Libre del Municipio Contramaestre Provincia Santiago de Cuba. Se retiró la cáscara de los frutos (Fig. 2b), se enjuagó con suficiente agua destilada para remover las impurezas

adheridas y se secó en la estufa a 70 °C durante 5 horas. Posteriormente, se trituraron y molieron empleando una licuadora marca IKA WERKE. Luego se tamizó para obtener el tamaño de grano deseado. El tamaño de partícula obtenido fue de 0.84mm (Ahalya y col., 2008). La muestra se colocó en un recipiente adecuado, el cual se etiquetó como CT-N y se almacenó, hasta su uso.

II. 3. Preparación de las soluciones de plomo (II) y cromo (VI)

Las disoluciones de cromo (VI) y plomo (II) empleadas para este estudio, se prepararon a partir del nitrato de plomo $Pb(NO_3)_2$ grado reactivo MERCK, y las de cromo a partir del dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) grado reactivo MERCK. Se pesaron las masas correspondientes para obtener soluciones madres de concentración 1.0 g. L⁻¹ para cada una de las sales, a partir de las cuales se lograron todas las disoluciones necesarias para llevar a cabo los ensayos propuestos en este trabajo. A todas las disoluciones mediante el pH-metro (PACITONIC-Alemania) con electrodo de vidrio combinado se les ajustó el pH utilizando NaOH 0.01N o HCL 0.01N, según fuera necesario, acorde a los experimentos a realizar. Los pH de trabajo oscilaron entre 2.5 y 6.0 unidades. Todas las disoluciones se prepararon con agua destilada.

II.4.- Cuantificación de Plomo (II) y Cromo (VI)

Las concentraciones de los metales se determinaron por Espectroscopia Óptica de Emisión Atómica mediante Plasma de Acoplamiento Inductivo (ICP-AES) en un espectrómetro AMETEK, ALEMANIA. Para ello, transcurrido el tiempo de contacto, las muestras se centrifugaron a 4500 rpm en centrifuga (Neofuge 5 Heal Force, CHINA) durante 10 minutos; la solución sobrenadante se filtró por medio de jeringuillas con filtros Milipore acoplado (White GSWP, 0.22 ± 0.2 µm) de 20 mm de diámetro (Jong y col., 2004), para eliminar los sólidos que pueden interferir en el análisis, los filtrados obtenidos se conservaron a 4 °C hasta su posterior lectura.

II.5.- Análisis estadístico de los resultados

Los datos fueron procesados en una LAPTOP TOSHIBA, con ayuda del Sistema Estadístico Statgraphics plus, versión 5.1. Todos los gráficos fueron realizados en Microsoft Excel versión 2010. Para detectar diferencias significativas se realizó una comparación de medias.

II.6. - PROTOCOLOS EXPERIMENTALES

El plan de trabajo experimental se llevó a cabo a través de la ejecución de los siguientes protocolos

II.6.1. Protocolo para la determinación de los parámetros óptimos para la adsorción de plomo (II) y cromo (VI) por la biomasa seca de la cepa de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

a. Selección del pH óptimo para la bioadsorción del plomo (II) y cromo (VI).

Para los experimentos de adsorción con la cepa estudiada se seleccionó 0.25 g. L⁻¹ de biomasa, valor reportado por (Tur y col., 2012), para experimentar el comportamiento de la biomasa a estos niveles. Las soluciones de plomo (II) fueron preparadas a partir de un patrón primario de $Pb(NO_3)_2$ y para el cromo (VI), con $K_2Cr_2O_7$, obtenidas de una solución estándar de 1.0 g. L⁻¹ cada una en volumétricos de 1000 mL. La concentración

seleccionada para el plomo (II) y del cromo (VI), escogidos de acuerdo a los niveles de concentración en que se encuentra en las aguas de la Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales “Renté”, (valores similares a la media), bajo agitación en zaranda a 120 rpm durante 60 min. El estudio se realizó a niveles de pH (5.5 y 6.0 unidades) para la biomasa seca de la cepa de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a pH 2.5, 3.5 y 5.5 unidades. Para el ajuste del pH se utilizó un pH-metro (PATROCINIC), por adición de soluciones diluidas de HCl (Uni-chem) e NaOH (UNI-CHEM). Una vez alcanzado el tiempo de contacto establecido de la solución con el bioadsorbente, se procede a la determinación de plomo (II) y cromo (VI) según lo descrito en el epígrafe II.4.

b. Evaluación de la influencia de concentración inicial del metal, para la remoción de plomo (II) y cromo (VI) en las muestras analizadas.

La evaluación de la influencia de la concentración de los metales en el proceso de adsorción por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, se realiza teniendo en cuenta los parámetros óptimos alcanzados en los experimentos anteriores y en las mismas condiciones de experimentación. Los niveles de concentración estudiados fueron 0.2, 2.5, 7.5 y 10.0 mg·L⁻¹ para el plomo (II) y 2.5, 10.0, 20.0 y 40.0 mg·L⁻¹ para el cromo (VI), a seleccionados de acuerdo a los niveles de concentración en que se encuentran en las aguas de la Central Termoeléctrica Antonio Maceo Grajales “Renté”, valores que están similares, por debajo y por encima de la media. La concentración se determinó según lo descrito en el epígrafe II.4.

II.6.2. - Protocolo para la determinación de los parámetros de equilibrio para el plomo (II) y cromo (VI), por la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

II.6.2.1- Protocolo para la determinación de los parámetros de equilibrio

Para describir el comportamiento de la biomasa seca de la cepa *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* como bioadsorbentes de plomo (II) y cromo (VI), a los resultados experimentales obtenidos les fueron aplicados los modelos de isothermas de adsorción de Langmuir, Freundlich, y Dubinin-Radushkevich. Estos modelos tienen el propósito de relacionar la concentración del ion metálico en solución con la cantidad adsorbida en la superficie del bioadsorbentes (Malkoc y col., 2005).

Los datos de adsorción fueron evaluados usando la isoterma de adsorción de Langmuir

en su forma lineal según: $qe = \frac{q_{max} b Ce}{1 + b Ce}$, (ecuación 1)

Donde q_{max} (mg. g⁻¹) y b (L.mg⁻¹) son las constantes de Langmuir relacionadas con la capacidad máxima de adsorción de la biomasa y la energía libre de adsorción, respectivamente

La representación lineal, mostrará una recta si los datos experimentales se corresponden con el modelo. Las constantes q_{max} y b fueron calculadas a partir del

intercepto y la pendiente de la recta de mejor ajuste a los datos experimentales respectivamente.

El Factor de separación (R_L) se determinó según la expresión, (Esmaeili y Beni, 2015).

$$R_L = \frac{1}{(1 + bC_0)} \quad (\text{ecuación 2})$$

Para la aplicación de la isoterma de Freundlich se utilizó la ecuación, (Esmaeili y Beni, 2014). Ecuación 2.

$$qe = KfCe^{1/n} \quad (\text{ecuación 3})$$

Donde Kf ($mg. g^{-1}$) y n son las constantes de Freundlich e indican la capacidad y la intensidad de la adsorción respectivamente.

La representación lineal de $\ln(qe)$ contra $\ln(Ce)$, mostrará una recta si los datos experimentales se corresponden con el modelo. Las constantes Kf y n fueron calculadas a partir del intercepto y la pendiente de la recta de mejor ajuste a los datos experimentales respectivamente.

La ecuación de Dubinin-Radushkevich, es usada para diferenciar la adsorción física de los iones metálicos de la adsorción química (Esmaeili y Beni, 2015). Para la aplicación de este modelo se utilizaron las ecuaciones 4 y 5.

$$qe = q_{DR} \exp(-\beta_{DR}\varepsilon^2) \quad (\text{ecuación 4})$$

donde q_{DR} es la capacidad máxima de adsorción ($mmol/g$), β_{DR} es el coeficiente de actividad relacionado con la energía libre de adsorción (mol^2/KJ^2) y ε es el potencial de Polanyi según la ecuación 4.

$$\varepsilon = RT \ln\left(1 + \frac{1}{Ce}\right) \quad (\text{ecuación 5})$$

donde R es la constante de los gases, de $8,314 \text{ kJ/ mol. K}$ y T es la temperatura absoluta en grados Kelvin.

Donde: q_{DR} es la capacidad máxima de adsorción ($mmol/g$), β_{DR} es el coeficiente de actividad relacionado con la energía libre de adsorción (mol^2/KJ^2) y ε es el potencial de Polanyi.

Las constantes q_{DR} y β_{DR} se determinaron a partir de la representación lineal de $\ln(qe)$ vs ε^2 . La representación lineal de $\ln(qe)$ contra ε^2 , mostrará una recta si los datos experimentales se corresponden con el modelo. Las constantes q_{DR} y β_{DR} fueron calculadas a partir del intercepto y la pendiente de la recta de mejor ajuste a los datos experimentales respectivamente.

II.7. Protocolo para la determinación del cálculo de rendimiento biomasa/sustrato para las biombras *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

Se procedió al cálculo de rendimiento para las biombras de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 Monod (1942, 1949) y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, obteniéndose con la ecuación 6 y 7:

$Y_{x/s} = - \Delta X / \Delta S \times 100 \%$ (ecuación 6) para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI
2011

$Y = X_f / X_o \times 100 \%$ (ecuación 7) para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

Donde:

$Y_{x/s}$ rendimiento biomasa / sustrato

ΔX variación de la biomasa final – biomasa inicial

ΔS variación de la concentración del sustrato final – concentración del sustrato inicial

X_0 biomasa inicial

X_f biomasa final

Y rendimiento

Capítulo III

III. RESULTADOS Y DISCUSION

III.1. Obtención de Biomasa Seca

En la colección de cultivos microbianos del Centro de Estudios de Biotecnología Industrial de la Universidad de Oriente, se conservan cepas con potencialidades para degradar hidrocarburos y adsorber metales pesados, por lo que en principio se seleccionó una levadura para evaluar la capacidad que poseen de adsorber cromo (VI) y plomo (II). La cepa empleada se escogió de acuerdo a los antecedentes que presenta *Kluyveromyces marxianus* sobre la remoción de metales pesados y los criterios para la selección de la misma se presentan a continuación:

Kluyveromyces marxianus CCEBI 2011: cepa aislada de residuales líquidos de la industria cafetalera. Ha sido empleada en la producción de etanol y enzimas pectinasas. Se destaca por ser una cepa floculante, termotolerante, con elevada velocidad de crecimiento y una amplia diversidad metabólica, lo que le permite crecer en sustratos muy variados (Serrat y col., 2002; Fonseca y col., 2008). Además, se caracteriza por un rápido crecimiento y producción de biomasa aún en condiciones que no sean las idóneas para su crecimiento (Serrat y col., 2002 y Fonseca y col., 2008).

La producción y masa de la biomasa obtenida está relacionada con diferentes parámetros como son: el tamaño, la composición celular y el tiempo de generación, que varían en función del tipo de microorganismo (Tur y col., 2012), además hay otros factores externos que pueden influir en el crecimiento microbiano como son el pH, la temperatura, la composición del medio de cultivo, la concentración de sales, entre otros (Madigan y col., 2002 y Urdaneta y col., 2016).

Después del proceso de fermentación y secado se obtuvieron 10.3 g de biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011. El resultado logrado concuerda con lo planteado por autores como Serrat y col. en 2002 y Fonseca y col. en 2008.

Luego de haber secado y obtenido la biomasa de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* de acuerdo a la característica de la misma, se pudo calcular el rendimiento, lo cual atribuye al uso para el proceso de bioadsorción de metales pesados, teniendo en cuenta su costo mínimo, y que se encontrara de manera abundante en nuestro país.

El costo de obtención de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 es de alrededor de 133.26 CUP, (tabla 5) sin tener en cuenta el gasto de electricidad y otros materiales. Este costo fue superior a la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* por ser este un desecho.

Teniendo en cuenta el gasto de la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011, se puede asumir que para la obtención de la misma el proceso de fermentación fue llevado a cabo por el investigador, controlando y desarrollando dicho proceso, no siendo así para la obtención de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para el despulpe fue realizado por varias manos de obra motivo el cual se hace más complejo al analizar dicho costo, introduciendo en este transportación, combustible y otros. Sin embargo, para las dos biomásas las dosis de adsorbente fueron diferentes, para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 de origen microbiano fue de 0.25 g y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* fue de 1.0 g.

A pesar de que el costo para la obtención de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 estuvo por encima del costo de la cáscara del fruto de la planta

Tamarindus indica, la biomasa microbiana tiene mayor potencialidad para ser empleada como bioadsorbente ya que se lograron mejores porcentajes de remoción de los metales pesados estudiados (superior al 90 %), con menor cantidad de biomasa. No obstante, no se debe desestimar a la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* como bioadsorbente ya que sus porcentajes de remoción alcanzaron un 90.8 %, lo que le confiere un valor agregado a este desecho que se genera en grandes cantidades en la Empresa Agroindustrial América Libre.

Tomando en cuenta lo anterior se puede sustituir un variado número de métodos químicos para la eliminación de metales pesados contaminantes de medios líquidos, entre los que se encuentran: precipitación, evaporación, intercambio iónico, tratamiento electroquímico y tecnologías de membrana; métodos que suelen ser más costosos que la utilización de biomasa microbiana y vegetales; con la finalidad de disminuir el problema de contaminación del agua. Para lo cual se han establecido diversas normas ambientales que pretenden regular la introducción de agentes contaminantes al agua y, con ello, controlar el grado de alteración de la calidad del vital líquido.

El uso de biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para la eliminación de metales pesados a partir de soluciones diluidas tienen el potencial para hacerlo mejor y a menor costo. Los métodos químicos resultan costosos debido a que el agente activo no puede ser recuperado para su posterior reutilización. Además, el producto final es un lodo con alta concentración de metales lo que dificulta su eliminación. La biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* son bioacumuladores muy eficientes de metales solubles, especialmente a partir de concentraciones externas diluidas, por esto las tecnologías basadas en las biomasa de origen microbiano y vegetal ofrecen una alternativa o ayudan a las técnicas convencionales para la eliminación y recuperación de metales ofreciendo una protección medioambiental.

Tabla.5. Rendimiento y costo para la obtención de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011

Nutrientes en el medio de cultivo	Cantidad (g)	Rendimiento (%)	Precio (CUP)
Peptona	42	51.5	53.89
Gucosa	42		48.48
Levadura	21		30.89
		Total	133.26

III 2. Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

El análisis se realizó en base a los parámetros fundamentales que indican las potencialidades de biomasa microbiana y vegetal para el proceso de adsorción, que son pH, concentración y capacidad máxima de adsorción.

El estudio de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por *Kluyveromyces marxianus* se realizó a pH de 5.5 y 6.0 unidades, ya que el pH es el parámetro más importante a tener en cuenta en el proceso de biosorción porque afecta la solubilidad de los metales o la activación de los grupos funcionales en la biomasa, al ser la interacción de los cationes metálicos con los sitios de unión de la biomasa muy sensible a los valores de este parámetro.

III.2.1 Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a diferentes pH

En el presente estudio se determinó el efecto del pH en el proceso de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cepa *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 para lo cual se prepararon soluciones sintéticas de cromo (VI) y plomo (II) con valores de pH 5.5 y 6.0 unidades, con vistas a conocer el comportamiento de la cepa ensayada en la remoción de los metales.

La tabla 6 muestra la remoción del cromo (VI) a pH 5.5 y 6.0 unidades. Se observa que a pH 5.5 unidades, los porcentos de remoción alcanzan valores entre 94.0 y 95.2%. A pH 6.0 unidades, los porcentos de remoción alcanzan valores entre 97.3 y 99.4%;

En la tabla 7 se muestra la variación de la remoción del plomo (II) en función del pH. El porcentaje de remoción estuvo entre 81.1 y 92.9 % a pH 5.5 y a pH 6.0 unidades la remoción obtenida estuvo entre 90.6 y 94.9 %.

El pH de la solución tiene un efecto significativo en la capacidad de biosorción, debido fundamentalmente al fenómeno de protonización que ocurre a bajos valores de pH y al efecto del mismo en la química de la solución; por tanto, la capacidad de adsorción puede verse afectada por el pH. Los sitios de unión en los microorganismos son los grupos carboxilos, aminas, fosfatos, sulfatos e hidroxilos. El aumento de la disponibilidad de estos grupos funcionales, depende del desplazamiento de protones que está en función del pH (Gupta, 2000).

La pared celular de *Kluyveromyces marxianus*, posee una composición de quitina que oscila entre 0.57 y 1.9 % en base a peso seco (Serrat y col., 2011); por su parte la relación glucanos/carbohidratos totales está en el orden de 60 - 75 %. Tanto la quitina como los compuestos péptidos-glucanos presentes en su pared celular son los protagonistas en la adsorción de metales pesados, existiendo una fuerte atracción de los iones metálicos por los grupos funcionales de estas macromoléculas.

A pH bajos, los protones (H^+) se encuentran en una concentración elevada, existiendo competencia con los iones metálicos por ocupar los sitios de unión en el biosorbente, esta competencia generalmente conlleva a una reducción de la inmovilización de los metales presentes en disolución. Es decir, la protonación de la pared celular inhibe fuertemente la adsorción de metales si el pH es muy ácido (Guibal, 1991). Además, cuando el pH disminuye, la superficie de la célula tiende a estar más cargada positivamente, reduciendo la atracción entre la biomasa y los iones metálicos, existiendo competencia entre los protones y el metal. También a bajos valores de pH la

mayoría de los grupos funcionales de las moléculas que conforman la pared celular no se encuentran disociados y pierden la capacidad de unirse a los iones metálicos presentes en la solución (Allaboun y col., 2008); sin embargo, pueden participar en reacciones de formación de complejos.

Tabla.6. Remoción de cromo (VI) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a pH 5.5 y 6.0 unidades (condiciones: dosis de adsorbentes 0.25 g, 120 rpm, y tiempo de contacto 60 min)

pH 5.5			pH 6.0		
C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	% de remoción	C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	% de remoción
2.5	2.35	94.0	2.5	2.48	99.2
10.0	9.52	95.2	10.0	9.94	99.4
20.0	18.96	94.8	20.0	19.84	99.2
40.0	37.96	94.9	40.0	38.93	97.3

Co: concentración inicial; Ce: concentración equilibrio

Tabla.7. Remoción de plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a pH 5.5 y 6.0 unidades (condiciones: dosis de adsorbente 0.25 g, 120 rpm y tiempo de contacto 60 min)

pH 5.5			pH 6.0		
C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	% de remoción	C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	% de remoción
0.2	0.1857	92.9	0.2	0.1898	94.9
2.5	2.264	90.6	2.5	2.295	91.8
7.5	6.264	83.5	7.5	6.853	91.4
10.0	8.106	81.1	10.0	9.0588	90.6

Co: concentración inicial; Ce: concentración equilibrio

Al incrementarse el pH, las cargas negativas en la biomasa aumentan y el estado iónico de algunos ligandos como los carboxilos, favorecen el establecimiento de enlaces con los iones metálicos. (Díaz y col., 2016). A pH más alto se facilita la inmovilización de los metales, ya que la superficie de la pared celular se encuentra cargada negativamente (Chang, 1997). Del mismo modo (Tur y col., 2012), reportaron el pH 6.2 unidades como el más adecuado para realizar el proceso de bioadsorción de Pb (II) por *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011. Pérez y col. en el 2006, obtuvieron para la remoción de cobre por *Pseudomona aureginosa* un pH óptimo de 6.5 unidades, mientras que para zinc y manganeso el pH óptimo de remoción fue 7.0 unidades. De igual modo, Díaz y col. en el 2016, obtuvieron el mayor valor de adsorción de níquel por *Phyllanthus orbicularis* a pH 6.5 unidades. Estos resultados concuerdan con los obtenidos en esta investigación en cuanto a que el proceso de adsorción de metales pesados se favorece a pH entre 6 - 6.5 unidades. Todo lo anterior demuestra que el pH puede modificar la adsorción de los metales dependiendo del tipo de biomasa y del sorbato empleado.

III.2.2 Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a diferentes concentraciones de los iones

La bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* se realizó en soluciones sintéticas cuyas concentraciones iniciales de cromo (VI) fueron de 2.5, 10.0, 20.0 y 40.0 mg. L⁻¹ y de 0.2, 2.5, 7.5 y 10.0 mg. L⁻¹ para el plomo (II). Estas concentraciones se escogieron tomando como referencia los valores de concentración de cromo (VI) y plomo (II) en aguas residuales de varias industrias de la provincia Santiago de Cuba (tabla 8). La capacidad de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) se realizó bajo las siguientes condiciones: dosis de adsorbente 0.25 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y pH 6.0 unidades.

La tabla 9 muestra el comportamiento de la eficiencia de remoción de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a las concentraciones estudiadas. Los valores de remoción de cromo (VI) oscilaron entre 97.3 y 99.4 %, destacándose que el mayor porcentaje de remoción fue de 99.4 % para la concentración de 10.0 mg. L⁻¹ de cromo (VI). En el caso del plomo (II) la remoción estuvo entre 90.6 y 94.9%, obteniéndose mayor porcentaje de remoción en la solución de concentración 0.2 mg. L⁻¹

El resumen estadístico con respecto a las concentraciones y porcentaje de remoción, resultó que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, con un nivel de confianza del 95,0%. Cumpliéndose que la hipótesis Alt.: media1 <> media 2, puesto que el valor-P calculado es menor que 0.05, se puede rechazar la hipótesis nula en favor de la alterna, teniendo en cuenta este análisis se puede reafirmar que, aunque todos los porcentos de remoción fueron superiores al 90.0%, existe una discreta disminución del porcentaje de remoción al aumentar la concentración para el metal cromo (VI) y el plomo (II). Anexo 2 y 3.

Tabla 8. Valores medio de pH y concentración de cromo (VI) y plomo (II) en diferentes empresas de Santiago de Cuba

Parametros	Planta Galvánica ⁽¹⁾	Fibrocimiento ⁽²⁾	Termoeléctrica ⁽³⁾
pH	2.3-2.9	4.68	2.06-3.99
Concentración (mg. L⁻¹)	Cr (VI) 8.67	Cr (VI) 1.16	Cr (VI) 29.25
	Pb (II) 1.28		Pb (II) 1.21

Fuente: ⁽¹⁾ Calzado y col., 2016; ⁽²⁾ Calzado y col., 2016; ⁽³⁾ Hodelín y col., 2020;

Tabla. 9. Parámetros obtenidos de la adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI (condiciones: dosis de adsorbente 0.25 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y pH 6.0)

Cromo (VI)			Plomo (II)		
C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	R (%)	C ₀ (mg. L ⁻¹)	C _e (mg. L ⁻¹)	R (%)
2.5	2.48	99.2	0.2	0.1898	94.9
10.0	9.94	99.4	2.5	2.295	91.8
20.0	19.84	99.2	7.5	6.853	91.4
40.0	38.93	97.3	10.0	9.0588	90.6

Co: concentración inicial; Ce: concentración equilibrio; R (%): porciento de remoción

La pared celular de las levaduras está compuesta fundamentalmente por β - glucanos y mananos. Las mananoproteínas que son glicoproteínas ricas en mananos, se encuentran alrededor de la capa interna que consiste en β -(1,3) glucanos y β -(1,6) glucanos, además de contener quitina en su composición. Esta compleja estructura posibilita una mayor disponibilidad de sitios para la adsorción (Yoshida y col., 2009). Algunos autores (Tewari y col., 2005; Bai y col., 2001) sostienen que la cantidad de metal eliminado por las biomásas de diferentes microorganismos, tales como *Mucor hiemalis* y *Rhizopus nigricans*, aumenta en proporción directa con el incremento de la concentración del ión metálico en solución; bajo las óptimas condiciones de trabajo (pH 2 unidades, dosis de adsorbente 1 g.L⁻¹, tiempo de contacto 240 minutos, 120 rpm y concentración 200 mg.L⁻¹). Este criterio no concuerda con el resultado alcanzado para el cromo (VI) y plomo (II), mostrando mejor porcentaje de remoción a 10.0 y 0.2 mg. L⁻¹, coincidiendo con Tur y col. en 2012 quienes trabajaron en la adsorción del plomo (II) por *Kluyveromyces marxianus*. Matus y col. en 2011, obtuvieron que a medida que aumenta la concentración inicial de cobre (II) el porcentaje de adsorción disminuye. Los porcentajes de remoción disminuyen debido a que al aumentar la concentración de cromo (VI) los sitios activos del biomaterial son ocupados rápidamente y los sitios disponibles disminuyen en la misma proporción para la cáscara de plátano (*Musa paradisiaca*). (Carrillo y col., 2017).

III.3. Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a diferentes pH

En el presente estudio se determinó el efecto del pH en el proceso de biosorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*. El estudio se realizó a pH 2.5, 3.5 y 5.5 unidades, con vistas a conocer el comportamiento de la biomasa ensayada en la remoción de los metales. Para el cromo (VI), los porcentajes de remoción a pH 2.5 unidades oscilaron entre 77.85 y 89.8%; a pH 3.5 unidades entre 74.20 y 88.08 % y a pH 5.5 unidades entre 60.30 y 74.17% (tabla 10). Con respecto al plomo (II) los porcentajes de remoción a pH 2.5 unidades oscilaron entre 83.21 y 90.75%; a pH 3.5 unidades entre 13.0 y 88.06 % y a pH 5.5 unidades entre 5 y 86.94 % (tabla 11). En todos los casos, a los tres valores de pH estudiados, se puede apreciar una disminución del porcentaje de remoción con el aumento del pH, coincidiendo con lo obtenido por Jagruti y col. en 2018.

Los mejores resultados de remoción se obtienen a pH 2.5 unidades tanto para el cromo (VI) como para el plomo (II). Lo anterior puede deberse a que la biomasa con la que se trabaja es de origen vegetal y a valores bajos de pH se activa la protonación de su superficie, que al cargarse positivamente ejerce una fuerte atracción por los aniones HCrO_4^- , $\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$, CrO_4^{2-} , $\text{Cr}_4\text{O}_{13}^{2-}$ y $\text{Cr}_3\text{O}_{10}^{2-}$ (Rollinson, 1973) que son la forma más frecuente de encontrar al cromo (VI) en disolución, lo que induce a un incremento en la bioadsorción de este metal. Sin embargo, cuando el pH aumenta, se incrementa la concentración de iones OH^- , induciendo cambios en la superficie del adsorbente, impidiendo la bioadsorción de los iones cromo (VI) cargados negativamente, lo cual disminuye la adsorción del metal a valores de pH (Gadd y col., 1980).

Tabla.10. Remoción de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a diferentes pH (condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, tiempo de contacto 60 min, 120 rpm y tamaño de partícula 0.84 mm)

pH 2.5			pH 3.5			pH 5.5		
C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)	C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)	C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)
2.5	2.245	89.8	2.5	2.202	88.1	2.5	1.854	74.2
10.0	8.0544	80.5	10.0	7.981	79.8	10.0	6.989	69.9
20.0	15.984	79.9	20.0	15.012	75.1	20.0	12.942	64.7
40.0	31.138	77.9	40.0	29.679	74.2	40.0	24.121	60.3

C₀: concentración inicial; Ce: concentración equilibrio; R (%): porcentaje de remoción

Tabla. 11. Remoción de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a diferentes pH (condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, tiempo de contacto 60 min, 120 rpm y tamaño de partícula 0.84 mm)

pH 2.5			pH 3.5			pH 5.5		
C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)	C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)	C ₀ (mg.L ⁻¹)	Ce (mg.L ⁻¹)	R (%)
0.2	0.1815	90.8	0.2	0.026	13.0	0.2	0.01	5.0
2.5	2.2375	89.5	2.5	2.1695	86.8	2.5	2.1435	85.7
7.5	6.0705	80.9	7.5	6.4105	85.5	7.5	6.1857	82.5
10.0	8.3212	83.2	10.0	8.806	88.1	10.0	8.6935	86.9

C₀: concentración inicial; Ce: concentración equilibrio; R (%): porcentaje de remoción

Con respecto a las biomásas naturales, la mayoría de los autores reportan un pH óptimo de 2.0 para la adsorción de plomo (II); entre estas se pueden citar: la corteza de eucalipto, bagazo y pulpa de caña de azúcar (Sharma y col., 1994) y la cáscara de arroz modificada químicamente según Egges y col., 2011. Con la biomasa de *Caelsapinia spinosa*, obtuvieron muy bajo porcentaje de remoción y esto se debe a la escasa selectividad del plomo (II) con respecto a los grupos funcionales (Linares y col., 2015; Tejada y col., 2015).

Los resultados obtenidos confirman claramente la importancia del pH en el proceso de remoción de metales pesados. Su influencia en el proceso de biosorción de iones metálicos, se da por la competencia entre los iones del metal y los iones hidronio, presentes en la solución y por los sitios activos en la superficie de la biomasa. La dependencia de la captura de los iones por la biomasa en función del pH, puede justificarse por la asociación o disociación de algunos grupos funcionales presentes, como, por ejemplo, los grupos carboxilo.

III.3.1. Estudio de la capacidad de bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* ensayadas a diferentes concentraciones

Para evaluar la capacidad de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa estudiada, se fijaron las siguientes condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, tiempo de contacto 60 min, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm y pH 2.5 unidades escogido por los resultados obtenidos en el experimento anterior. Las concentraciones ensayadas fueron 2.5, 10.0, 20.0 y 40.0 mg/L para el cromo (VI) y 0.2, 2.5, 7.5 y 10.0 mg/L para el plomo (II) (ver tabla 12).

El porcentaje de remoción para el cromo (VI) se encuentra entre 77.9 y 89.8 % y para el plomo (II) están entre 83.2 y 90.8 %. El mayor porcentaje de remoción para el cromo (VI) se obtuvo en la solución de concentración de 2.5 mg. L⁻¹ y para el plomo (II) en la solución de concentración de 0.2 mg. L⁻¹. En ambos casos se observa una tendencia a la disminución de la remoción con el aumento de la concentración de iones, por lo que a menor concentración de los iones la remoción será más eficiente. Un comportamiento similar fue reportado por Gupta y col., 2006 y Calzado y col., 2006.

Por tanto, en el resumen estadístico con respecto a las concentraciones y porcentaje de remoción, resultó que existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medias de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, con un nivel de confianza del 95.0%. Cumpliéndose que la hipótesis Alt.: media1 <> media 2, puesto que el valor-P calculado es menor que 0.05, se puede rechazar la hipótesis nula en favor de la alterna, teniendo en cuenta este análisis se puede reafirmar que, aunque todos los porcentajes de remoción fueron superiores al 90.0%, existe una marcada diferencia entre las concentraciones y el porcentaje de remoción, lo que podemos asumir que a medida que aumenta la concentración de los metales disminuye el porcentaje de remoción para el metal cromo (VI) y el plomo (II). Anexos 4 y 5.

Tabla. 12. Porcentaje de remoción cromo (VI) y plomo (II) obtenido utilizando la cáscara seca del fruto de la planta de *Tamarindus indica* (condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, tiempo de contacto 60 min, pH a 2.5, 120 rpm y tamaño de partícula 0.84 mm)

Cromo (VI)			Plomo (II)		
C₀ (mg.L⁻¹)	C_e (mg.L⁻¹)	R (%)	C₀ (mg.L⁻¹)	C_e (mg.L⁻¹)	R (%)
2.5	2.245	89.8	0.2	0.182	90.8
10.0	8.054	80.5	2.5	2.238	89.5
20.0	15.984	79.9	7.5	6.071	80.9
40.0	31.138	77.9	10.0	8.321	83.2

La mayoría de los autores reportan menores eficiencias de remoción de metales empleando otras biomazas, por ejemplo: la corteza de eucalipto (Sarin y col., 2006); bagazo y pulpa de caña de azúcar (Sharma y col., 1994), la fibra de coco (Huang y col., 1977) y la lana (Dakiki y col., 2002). Al aumentar la cantidad de biomasa, también se incrementa la remoción de cromo (VI) y plomo (II) en solución debido a que hay más sitios de bioadsorción del metal, ya que la cantidad de bioadsorbente añadido determina el número de sitios de unión disponibles para su bioadsorción. (Cervantes y col., 2001). Resultados similares se han reportado para *Rhizopus nigricans*, aunque éstos últimos con 10 g de biomasa (Bai y col., 2001). Estos resultados son diferentes a lo reportado por Zubair y col. en 2008 para la biomasa de los desechos de la mandarina, quienes reportan una concentración óptima de biomasa para 100 mg. L⁻¹. Sin embargo, esto no se cumple debido a que un menor tamaño de partícula de la biomasa en solución permite una mejor dispersión de la misma, lo cual facilita el contacto de los grupos activos de cada uno de los materiales biológicos con el sorbato metálico, lo que produce una mayor captura de iones metálicos (Muñoz y col., 2007).

Comparando la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, se puede afirmar que ambas biomazas tienen valores de pH óptimos de bioadsorción diferentes, siendo de 6.0 unidades para *Kluyveromyces marxianus* y de 2.5 unidades para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*. Esto se debe a que la composición de la pared celular de ambos organismos es diferente. Además, se puede asumir que la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 resulta la más apropiada para el proceso de bioadsorción; mostrando valores por encima del 90 % de remoción para el proceso de bioadsorción de metales pesados.

En la tabla 13 se muestran los porcentos de remoción de algunos metales empleando varias biomazas de origen vegetal y microbiano bajo diferentes condiciones de cultivo, reportados por distintos investigadores.

La cantidad de biomasa utilizada oscila en un rango de 1 a 600 mg. L⁻¹; el tiempo de contacto entre 50 y 7200 min; la dosis de adsorbente 0.08 y 5 g; el pH entre 1 y 6.0 unidades. Los porcentos de remoción estuvieron entre 70.7 y 100 %. Se pudo constatar que los mejores porcentos de remoción están dados a pH 1.0 unidades en el caso de biomasa vegetal y pH 6 unidades cuando se emplean biomazas de origen microbiano, logrando valores por encima del 90.0 %. En comparación con los resultados obtenidos en esta investigación, los parámetros fijados fueron: dosis de adsorbentes de 0.25 g en el caso de la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* para los metales de cromo (VI) y plomo (II) y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* de 1.0 g; tiempo de contacto 60 min; concentración inicial para el cromo (VI) y plomo (II) de 10.0 mg. L⁻¹ y 0.2 mg.L⁻¹, respectivamente. Con la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* se alcanzaron porcentos máximos de remoción de 99.4 y 94.9 % a pH 6.0 unidades para el cromo (VI) y el plomo (II) respectivamente. En el caso de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, los mayores porcentos de remoción se obtuvieron a pH 2.5 unidades; para el cromo (VI) la remoción fue de 89.9 % a la concentración de 2.5 mg. L⁻¹, y para plomo (II) la mayor remoción fue de 90.8 % a la concentración de 0.2 mg. L⁻¹. El tiempo de contacto y la dosis de adsorbentes fueron menores que lo reportado por otros autores logrando mejores porcentos de remoción. Además, el pH óptimo para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* y de la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* se asemejan a los resultados reportados en la literatura. La biomasa seca de

Kluyveromyces marxianus se puede emplear para aguas de pH moderado y en el caso de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* se puede utilizar en aguas con pH ácidos.

Tabla 13. Comparación de estudio de diferentes biomazas en el proceso de bioadsorción por varios autores.

Biomazas	Metal	C (mg.L ⁻¹)	D. Ads.(g)	t (min)	R (%)	pH	Referencia
Cepas de Bacterias	Cr (VI)	1.16	0.6	60	80.1	6.00	Cascaret y col., 2010
Cáscara de aguacate (0.3 a 0.5 mm)	Cr (VI)	102	1	7200	99.81	2.00	Netzahuatl y col., 2010
Cáscara de mamey	Cr (VI)	100	5	50	100.00	1.00	Acosta y col., 2012
Cáscara de tamarindo (0.84 mm) (con tratamiento térmico y químico)	Co (II)	600	1	1440	74.36	5.85	López y col., 2014
Amaranto	Cr (VI)	100	5	240	100.00	1.00	Rodríguez y col., 2017
Cáscara de mandarina (0.3 – 0.6 mm)	Pb (II) Cr (VI)	5		120	71.90 54.40	4	Vergara y col., 2017
Alga marina parda (<i>Macrocystis Pyrifera</i>)	Cu (II)	1.97	1.25	120	95.05	5	Vilca y col., 2017
Cáscara de plátano (tratada con H ₂ SO ₄)	Cr (VI)	5	0.1	20	92.00	2	Carrillo y col., 2017
Coronta de maíz (tratada con H ₂ SO ₄)	Cr (VI)	1.6	0.250	60	83.75	4.2	Rondan y col., 2016
Semilla de mango (0,3 a 0,5 mm)	Cr (VI)	102	1	7200	98.47	2	Netzahuatl y col., 2008
Cáscara de naranja	Cr (VI)	50	5	420	100.00	1	Martínez y col., 2012
Cáscara de coco	Cr (VI)	1.00	5	60	98.0	3	Calzado y col., 2016
<i>Kluyveromyces marxianus</i>	Pb (II)	2	0.6	60	97.0	6.2	Tur y col., 2012
<i>Mucor rouxii</i> IM-80 (hongo)	Cd (II)	1	0.08	2400	71.2	6	Acosta y col., 2007
Corteza de <i>Pyrus communis</i> (0.3 – 05 mm)	Cr (VI)	102	1	96	70.7	2	Netzahuatl y col., 2010
<i>Kluyveromyces marxianus</i>	Cr (VI) Pb (II)	40.0 0.2	0.25	60	99.9 94.9	6.0	En estudio
<i>Tamarindus indica</i>	Cr (VI) Pb (II)	2.5 0.2	1.0	60	89.8 90.75	2.5	En estudio

c(metal): concentración del metal; D. Ads.: Dosis de adsorbente; t: tiempo; R (%): porcentaje de remoción

III. 4. Análisis estadístico

III.4.1. Estudio estadístico en la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011- cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* en la bioadsorción de cromo (VI) y plomo (II)

Los anexos 6 y 7 muestran los resultados estadísticos resumen para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*. De particular interés aquí son las diferencias significativa entre las biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* de la existencia de diferencias significativas entre las medias de las bioadsorción del cromo (VI) y plomo (II) para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*, obtenidas para una dosis de adsorbente de 0.25 g.L⁻¹; tiempo de contacto 60 min; pH 6.0 unidades; 120 rpm y concentración inicial de 2.5; 10.0; 20.0 y 40.0 mg.L⁻¹ para el cromo (VI) y 0.2; 2.5; 7.5 y 10.0 mg.L⁻¹ para el plomo (II); y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* una dosis de adsorbente de 1.0 g.L⁻¹; tiempo de contacto 60 min; tamaño de partícula 0.84 mm; pH 2.5 unidades y 120 rpm, cumpliéndose que la hipótesis Alt.: $\mu_1 \neq \mu_2$. Debido a que el valor-P calculado es menor que 0.05, nivel de significación seleccionado; $P = 0.00216372$ se puede rechazar la hipótesis nula en favor de la alterna. Debido a que el valor-P es menor que 0.05, existe una diferencia estadísticamente significativa entre las medianas con un nivel de confianza del 95.0 %. Puesto que el intervalo no contiene el valor de 1, si hay diferencia estadísticamente significativa entre las desviaciones estándar entre la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* con un nivel de confianza del 95.0%.

Comparando a la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para los metales cromo (VI) y plomo (II) en cuanto al porcentaje de remoción hay diferencias significativa entre ellas, siendo la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 mostrando mejor potencialidad en el proceso de bioadsorción.

III.5. Isotermas de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) en soluciones acuosas por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

Los datos de equilibrio se expresan normalmente como isotermas de adsorción ya que son parte esencial para modelar este proceso y por lo tanto para el diseño, cálculo de eficiencias y costos de la adsorción. Las isotermas también permiten estimar el grado de purificación que puede ser alcanzado, la cantidad de adsorbente requerido, y la sensibilidad del proceso respecto a la concentración del producto; es por ello que en el presente estudio se construyeron las isotermas de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por los bioadsorbentes estudiados. A los resultados experimentales obtenidos en los ensayos de adsorción con soluciones sintéticas, les fueron aplicados los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (D-R) que permiten describir el comportamiento de los bioadsorbentes.

III.5.1. Isotermas de adsorción de cromo (VI) en soluciones acuosas por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

III.5.1.1 Isotermas de adsorción de cromo (VI) en soluciones acuosas por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a diferentes pH

Para describir el comportamiento de adsorción del cromo (VI) por la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a pH 5.5 y 6.0 unidades, los datos obtenidos sobre el efecto de la concentración inicial fueron probados usando los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (D-R), los parámetros obtenidos para cada modelo se muestran en la tabla 14; en las figuras 3 y 4.

En la evaluación de los datos de adsorción usando la isoterma de adsorción de Langmuir en su forma lineal, de la ecuación 1, se obtuvo una línea recta. De la pendiente de la línea recta y de la intercepción se obtuvieron los valores de la $q_{\text{máx}}$ y K_L , siendo 0.8878 mg. g⁻¹ y 312.24 mol. g⁻¹, con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.9851$ a pH 5.5 unidades y 0.5697 mg. g⁻¹ y 38.096 mol. g⁻¹, con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.9959$ a pH 6.0 unidades respectivamente. En este estudio el valor de factor de separación (ecuación 2) R_L oscila entre 0.0002 – 0.001 a pH 5.5 unidades y 0.00066 – 0.993 a pH 6.0 unidades, por lo que podemos asumir que el proceso de adsorción es favorable. Figura 5

La isoterma de adsorción de Freundlich para el cromo (VI) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011. El modelo de Freundlich es evaluado por la ecuación 3 que es característica de una recta, donde los valores de $1/n$ 1.365 y 6.4018 mol.g⁻¹ a pH 5.5 unidades y (0.94 mol.g⁻¹) y K (3.6656 mol.g⁻¹) a pH 6.0 unidades, respectivamente; fueron obtenidos a partir de los valores de la pendiente y la intercepción con el eje Y de la recta obtenida. Teniendo en cuenta que el recíproco de n se mantiene en valores menores que 1, el valor obtenido es atribuido a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción (Granados y col., 2004), confirmando que la naturaleza de dicha adsorción es un proceso químico.

Por otro lado, de la evaluación de los datos con la isoterma de adsorción de Dubinin-Radushkevich (D-R) (ecuación 4 y 5), en su forma lineal, se obtiene una gráfica de $\ln q_e$ vs. ε^2 . Los valores obtenidos de la máxima cantidad de cromo (VI) que pueden ser adsorbidos por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y de la energía media de adsorción, obtenidas de la pendiente y la intercepción de esta línea recta con el eje Y, fueron de 7.6257 mol. g⁻¹ y de 10000 kJ. mol⁻¹ a pH 5.5 unidades y 7.5189 mol. g⁻¹ y 10000 kJ. mol⁻¹ a pH 6.0 unidades. La energía media de adsorción (E) fue valorada usando la relación $E = 1 / (2\beta)^{1/2}$. El valor obtenido de E fue superior a 16 kJ/mol, por lo que se infiere que el proceso de bioadsorción es de naturaleza química.

Tabla.14. Parámetros de los modelos empleados para la adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011

Modelo	Parámetro	Adsorción de Cr (VI)		Adsorción de Pb (II)	
		pH 5.5	pH 6.0	pH 5.5	pH 6.0
Langmuir	qm (mol. g ⁻¹)	0.89	0.57	3.33	4.61
	Kd	312.2	38.10	33.07	47.35
	R ²	0.9851	0.9962	1	0.9995
Freundlich	n	1.37	0.94	1.63	1.09
	K _f (mol. g ⁻¹)	6.40	3.67	3.69	3.42
	R ²	0.9049	0.9959	1	0.998
Dubinin-Radushkevich	qs (mg. g ⁻¹)	7.63	7.52	1.0643	1.5565
	β (mol ² /KJ ²)	5.00E-09	5.00E-09	3.00E-09	2.00E-09
	E (kJ.mol ⁻¹)	10000	10000	12909.9	15811.4
	R ²	0.9984	0.9997	0.849	0.9089

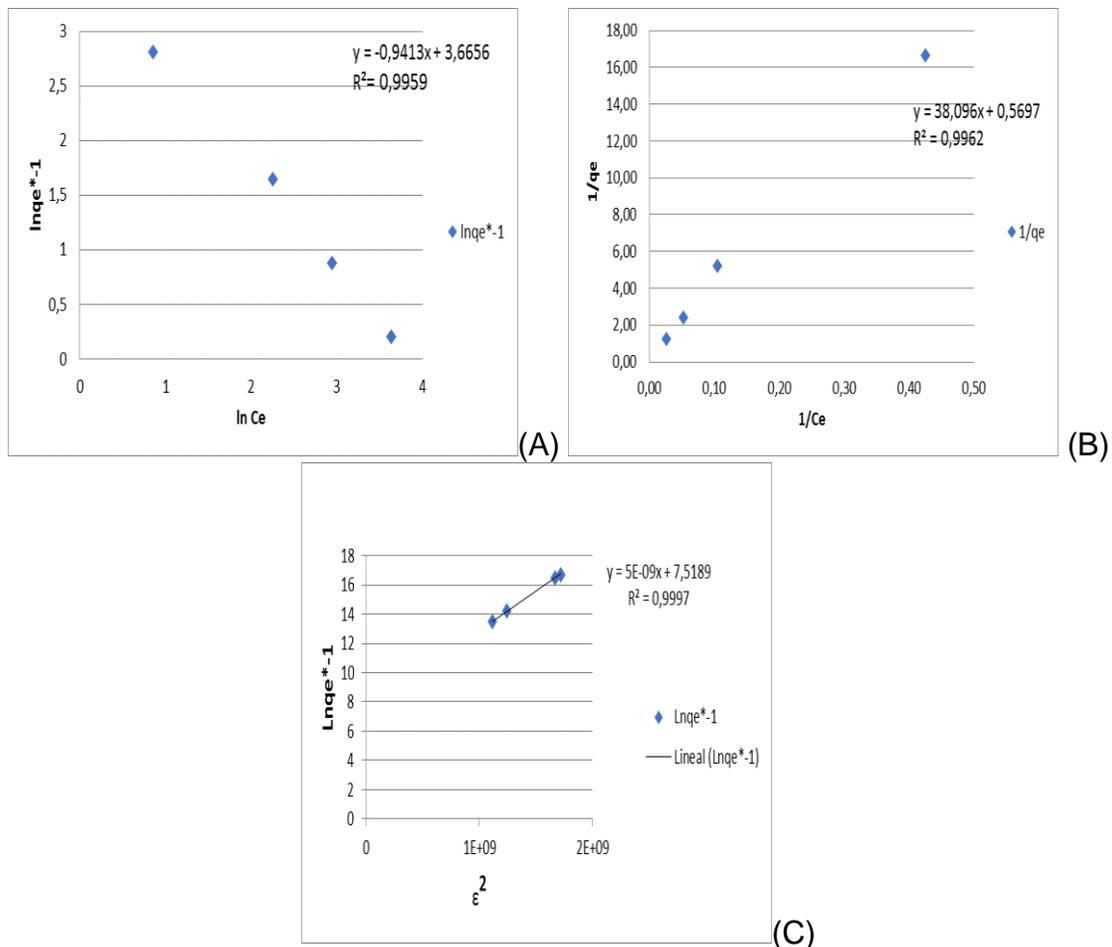


Figura 3. Isotherma de adsorción de Freundlich (A), Lammuirg (B) y Dubinin-Radushkevich (C) de cromo (VI) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 (pH 6.0 unidades, 120 rpm, dosis de adsorbente 0.25 g. L^{-1} y tiempo de contacto 60 min)

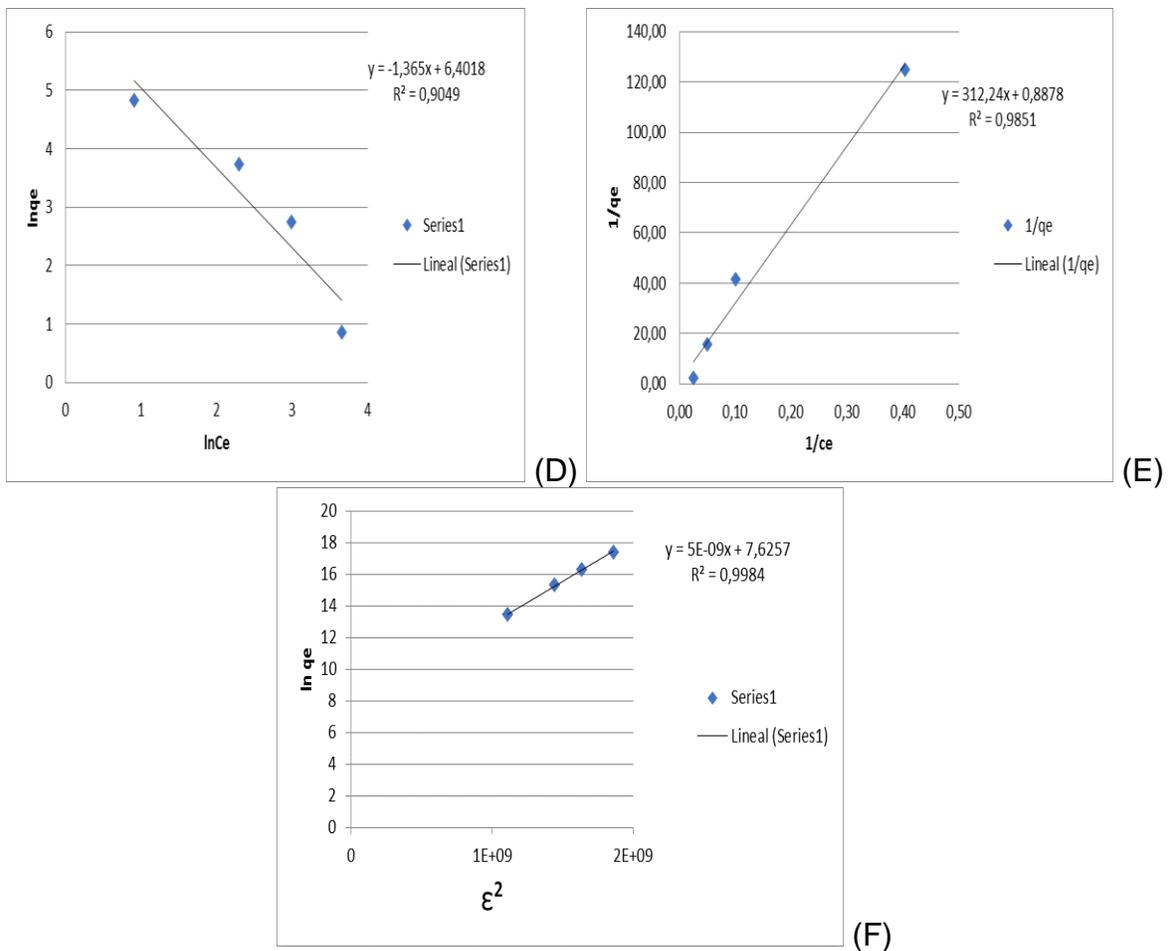


Figura 4. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(D), Lammuirg ^(E) y Dubinin-Radushkevich ^(F) de cromo (VI) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 (pH 5.5 unidades, 120 rpm, dosis de adsorbente 0.25 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)

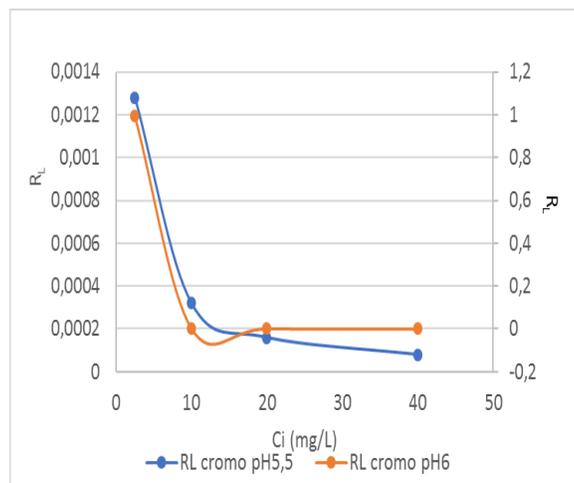


Figura 5. Variación del factor de separación R_L de cromo (VI) de la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 (condiciones: dosis de adsorbente 0.25 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y concentración inicial 2.5; 10.0; 20.0 y 40.0 mg. L⁻¹).

III.5.1.2. Isotermas de adsorción de plomo (II) en soluciones acuosas por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a diferentes pH

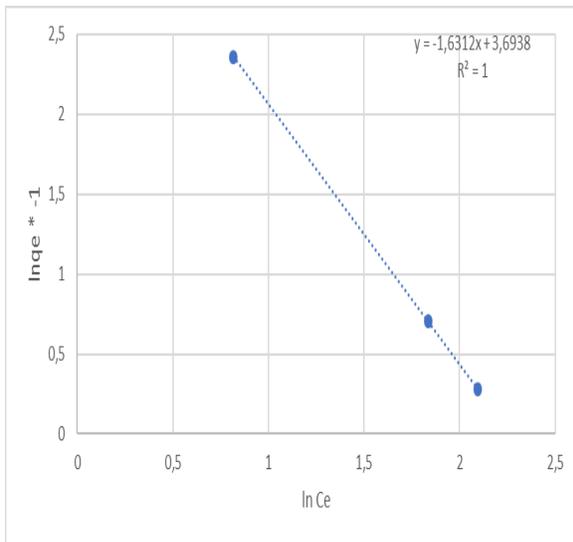
Para describir el comportamiento de adsorción del plomo (VI) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 a pH 5.5 y 6.0 unidades, los datos obtenidos sobre el efecto de la concentración inicial fueron probados usando los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (D-R), los parámetros obtenidos para cada modelo se muestran en la tabla 14; las figuras 6 y 7

La isoterma de Langmuir muestra una línea recta en el intervalo de concentración ensayada; lo que indica que la adsorción obedece el modelo de Langmuir. De la pendiente de la línea recta y la intercepción se obtuvieron los valores de la $q_{\text{máx}}$ y K_L de 3.3312 mg. g⁻¹ y 33.07 mol. g⁻¹ con un coeficiente de correlación $R^2 = 1$ a pH 5.5 unidades y 4.6074 mg. g⁻¹ y 47.35 mol. g⁻¹ con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.9995$ a pH 6.0 unidades. El R_L oscila entre 0.003 – 0.13 a pH 5.5 unidades y 0.0021 – 0.096 a pH 6.0 unidades, lo que se corresponde a un proceso de adsorción favorable. El valor del factor de separación obtenido para la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 para cada uno de los valores de pH experimentados se muestra comparativamente en la figura 8.

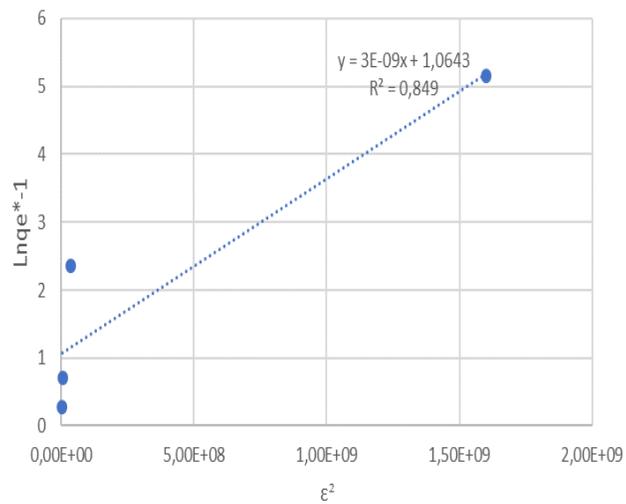
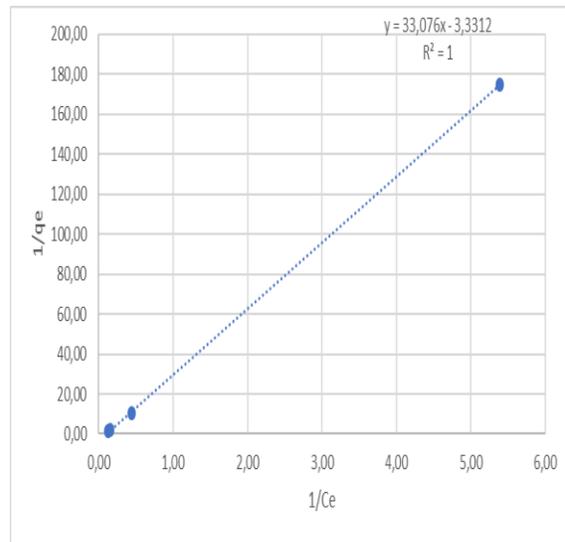
De acuerdo a los resultados experimentales el Factor de separación se mantiene en valores favorables para el rango de concentraciones y pH estudiados, demostrando la capacidad de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 para adsorber, bajo diversas condiciones, lo que indica su potencialidad de uso en un rango de valores de pH 5.5 y 6.0 unidades y concentración inicial de 2.5; 10.0; 20.0 y 40.0 mg.L⁻¹ para el cromo (VI), así como para el plomo (II) a 0.2; 2.5; 7.5 y 10.0 mg.L⁻¹; asumiendo que a medida que aumenta la concentración de estos metales de estudio disminuye el factor de separación, este modelo considera que la energía de adsorción de cada molécula es independiente de la superficie del material, la adsorción tiene lugar solamente sobre algunos sitios y no hay ninguna interacción entre las moléculas.

Los valores de $1/n$ y K , fueron obtenidos con la ayuda de la pendiente e intercepción de la línea recta, siendo de 1.6312 y 3.6938 mol. g⁻¹ a pH 5.5 unidades y 1.0933 y 3.4172 mol. g⁻¹ a pH 6.0 unidades, respectivamente. Teniendo en cuenta que el recíproco de n se mantiene en valores menores que 1, el valor obtenido es atribuido a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción (Granados y col., 2004), confirmando que la naturaleza de dicha adsorción es un proceso químico.

Según Dubinin- Radushkevich (D-R) en su forma lineal (Helfferich y col., 1962.) los valores obtenidos de la máxima cantidad de plomo (II) que pueden ser adsorbidos por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y de la energía media de adsorción, obtenidas de la pendiente e intercepción de esta línea recta, fueron de 1.0643 mol. g⁻¹ y $E = 12909.9$ KJ. mol⁻¹ a pH 5.5 unidades y 1.5565 mol. g⁻¹ y $E = 15811.4$ kJ. mol⁻¹ a pH 6.0 unidades, respectivamente. La energía media de adsorción (E) fue valorada usando la relación $E = 1 / (2\beta)^{1/2}$. El valor obtenido de E fue superior a 16 kJ. mol⁻¹, se ajusta que el proceso de bioadsorción es de naturaleza química.



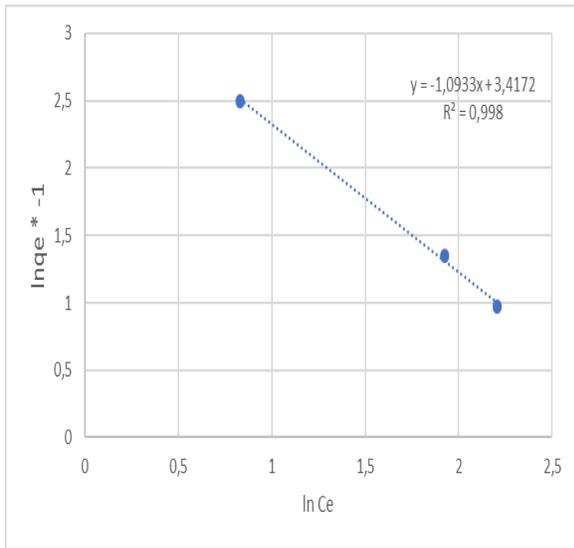
(G)



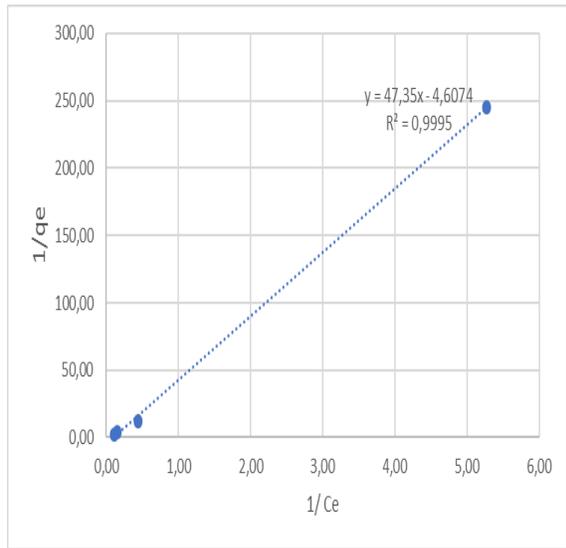
(H)

(I)

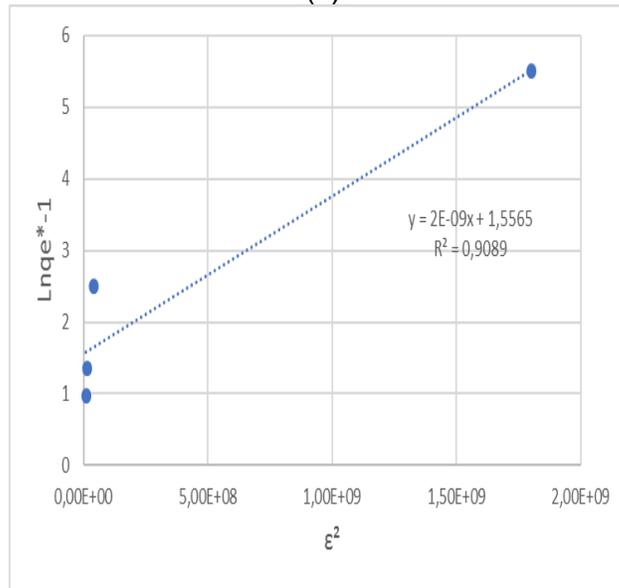
Figura 6. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(G), Lammuirg ^(H) y Dubinin-Radushkevich ^(I) de plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 (pH 5.5 unidades, 120 rpm, dosis de adsorbente 0.25 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)



(J)



(K)



(L)

Figura 7. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(J), Lammuirg ^(K) y Dubinin-Radushkevich ^(L) de plomo (II) por la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 (pH 6.0 unidades, 120 rpm, dosis de adsorbente $0.25 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$ y tiempo de contacto 60 min)

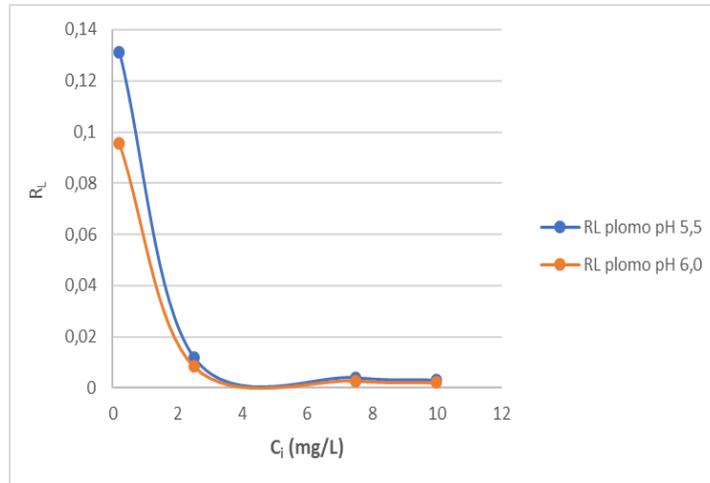


Figura 8. Variación del factor de separación R_L de plomo (II) de la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 (condiciones: dosis de adsorbente 0.25 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y concentración inicial 0.2; 2.5; 7.5 y 10.0 mg. L⁻¹).

III.6.1. Isotermas de adsorción de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a diferentes pH

Para describir el comportamiento de adsorción del plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a pH 2.5, 3.5 y 5.5 unidades, los datos obtenidos sobre el efecto de la concentración inicial fueron probados usando los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (D-R), los parámetros obtenidos para cada modelo se muestran en la tabla 15 y las figuras 9, 10 y 11.

Los datos de adsorción también fueron evaluados usando la isoterma de adsorción de Langmuir en su forma lineal según la (ecuación 1).

La isoterma de Langmuir es probablemente el modelo más extensamente aplicado para una isoterma de adsorción; este modelo considera que la energía de adsorción de cada molécula es independiente de la superficie del material, la adsorción tiene lugar solamente sobre algunos sitios y no hay ninguna interacción entre las moléculas.

Se obtuvo una línea recta cuando se graficaron sobre el intervalo de concentración; la línea recta indica que la adsorción obedece el modelo de Langmuir. De la pendiente de la línea recta y la intercepción se obtuvieron los valores de la $q_{m\acute{a}x}$ y K_L de 7.2524 mg.g⁻¹ y 99.43 mol.g⁻¹ respectivamente, con un coeficiente de correlación $R^2 = 1$ a pH 2.5 unidades, 15.631 mg.g⁻¹ y 1.091 mol.g⁻¹ con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.8141$ a pH 3.5 unidades, 14.328 mg.g⁻¹ y 0.3835 mol.g⁻¹, con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.7999$ a pH 5.5 unidades. La característica esencial puede ser expresada en términos de un parámetro adimensional denominado Factor de separación (ecuación 2) (R_L) que indica si la naturaleza de la adsorción será favorable o desfavorable. El proceso de adsorción como función del Factor de separación, el valor de R_L oscila entre 0.001 – 0.048 a pH 2.5 unidades, 0.08 – 0.82 a pH 3.5 unidades y 0.21 – 0.93 a pH 5.5 unidades lo que corresponde a un proceso favorable. Figura 12

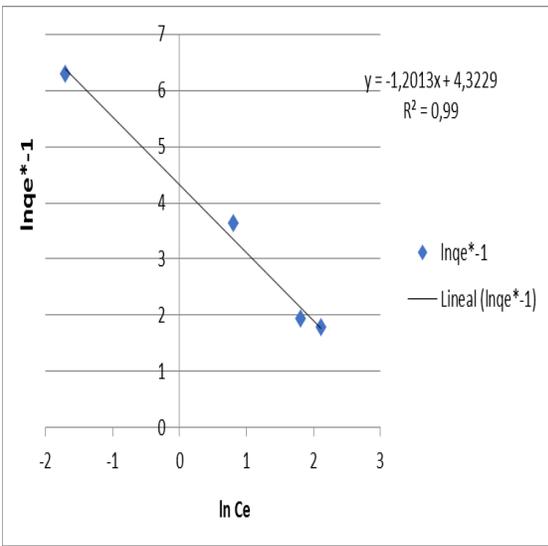
El modelo de Freundlich evaluado por la ecuación 3.

Los valores de $1/n$ y K , corresponden a la intensidad de adsorción y a la máxima capacidad de adsorción respectivamente; estos valores fueron obtenidos con la ayuda de la pendiente e intercepción de la línea recta y los valores correspondientes encontrados fueron 1.2013 y 4.3229 mol.g⁻¹ a pH 2.5 unidades, 0.3133 y 3.0415 mol.g⁻¹ a pH 3.5 y 1 y 0 mol.g⁻¹ a pH 5.5 unidades respectivamente.

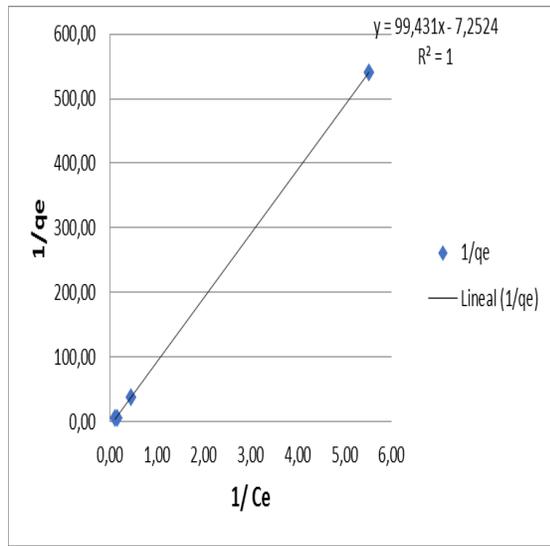
Teniendo en cuenta que el recíproco de n se mantiene en valores $n < 1$ el valor obtenido es atribuido a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción (Granados y col., 2004), se ajusta a que dicha adsorción es un proceso químico.

Por otro lado, los datos también fueron evaluados con la isoterma de adsorción de Dubinin- Radushkevich (D-R) en su forma lineal (Helfferich y col., 1962.) (ecuación 4 y 5).

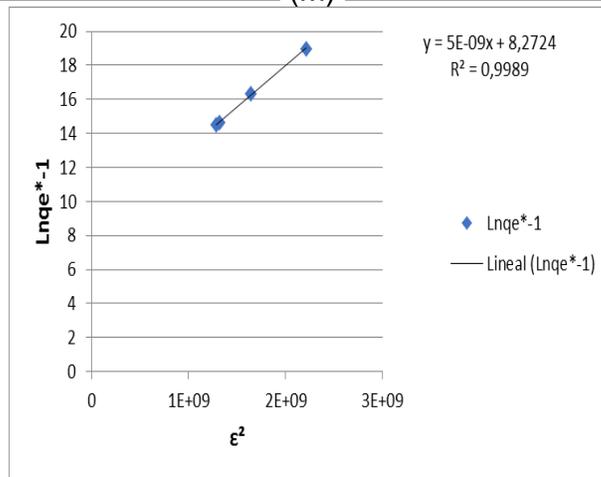
La aplicación del modelo de Dubinin-Radushkevich a los datos experimentales mostró un buen ajuste, permitiendo inferir un parámetro de utilidad en la evaluación del sistema de adsorción, la Energía libre media de adsorción (E) por mol de bioadsorbente, la que es transferida a la superficie del sólido desde una distancia infinita en el seno del fluido. Este parámetro es habitualmente usado para distinguir un proceso de adsorción física de uno de adsorción química (Itodo y col., 2010, Dada y col., 2012, Esmaeili y col.,



(M)



(N)



(Ñ)

Figura 9. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(M), Lammuirg ^(N) y Dubinin-Radushkevich ^(Ñ) de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 2.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)

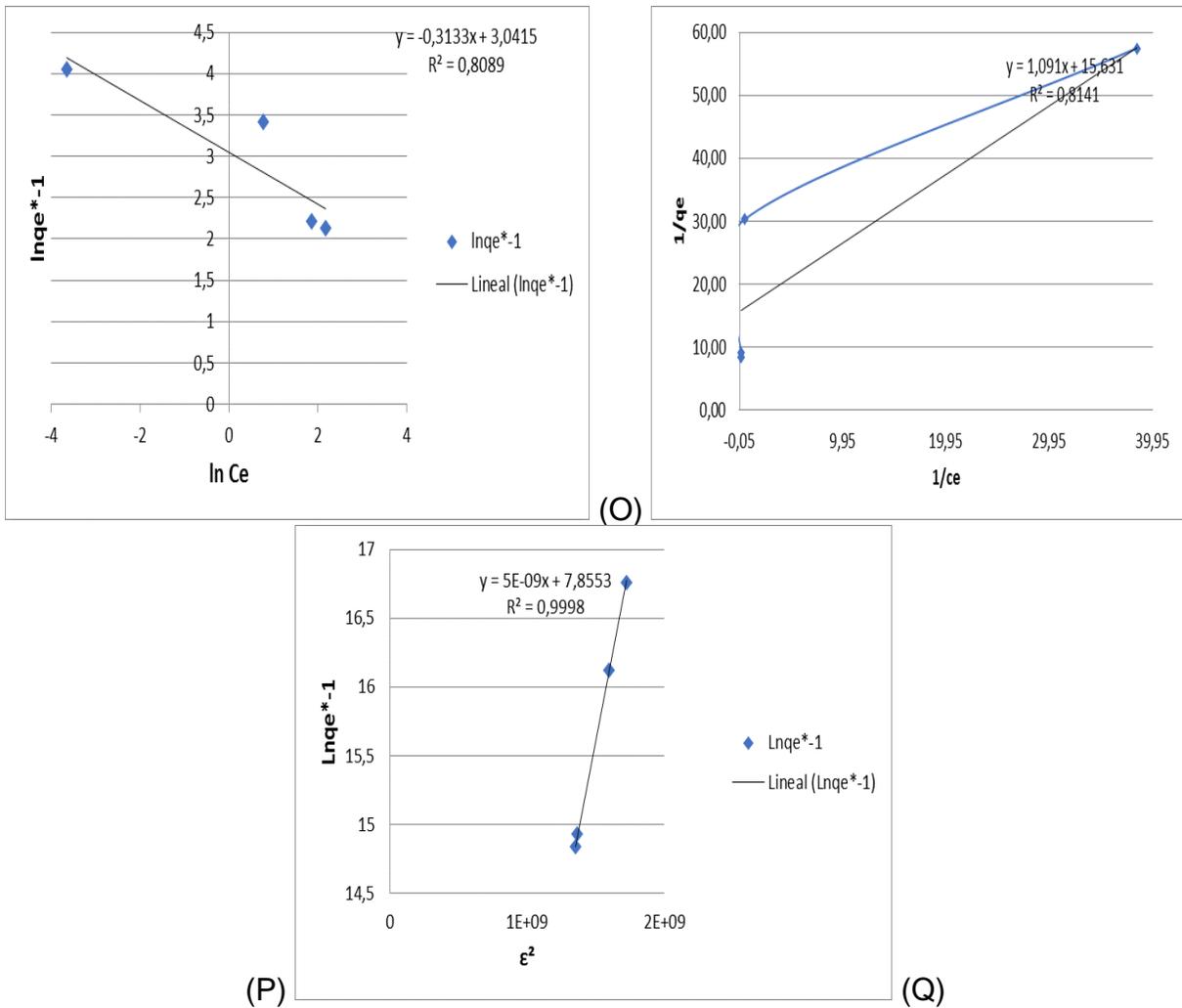
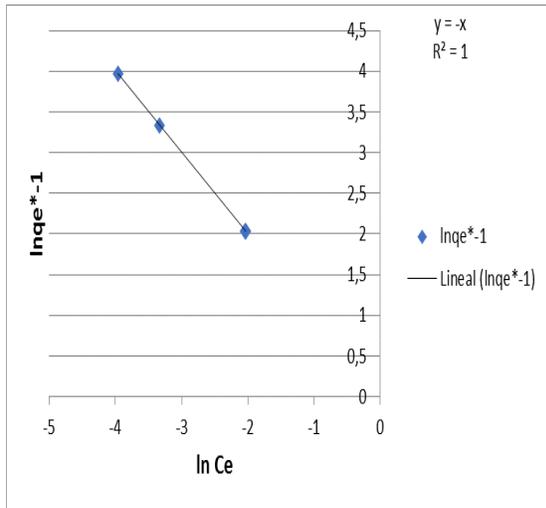
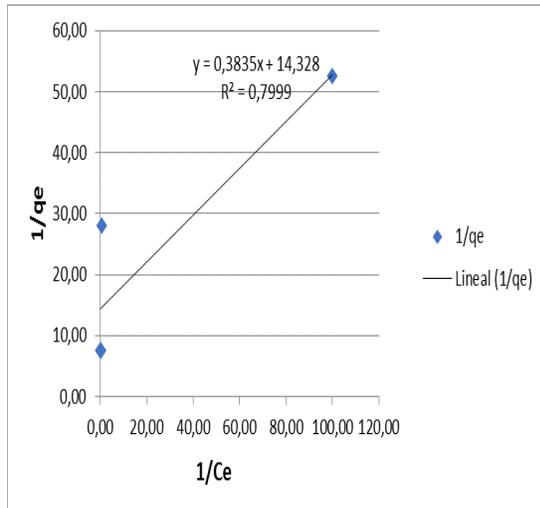


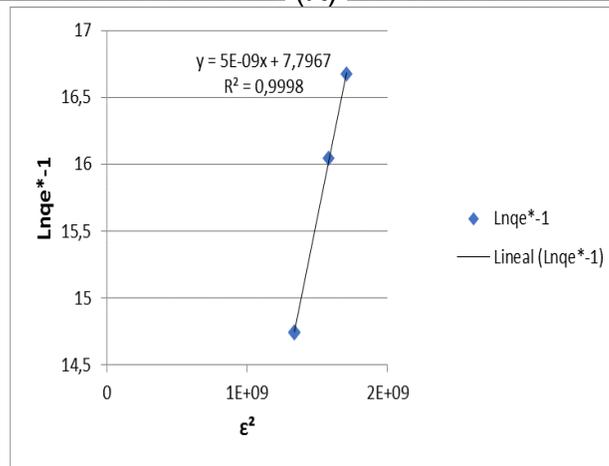
Figura 10. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(O) , Lammuirg ^(P) y Dubinin-Radushkevich ^(Q) de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 3.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)



(R)



(S)



(T)

Figura 11. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(R), Lammuirg ^(S) y Dubinin-Radushkevich ^(T) de plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 5.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)

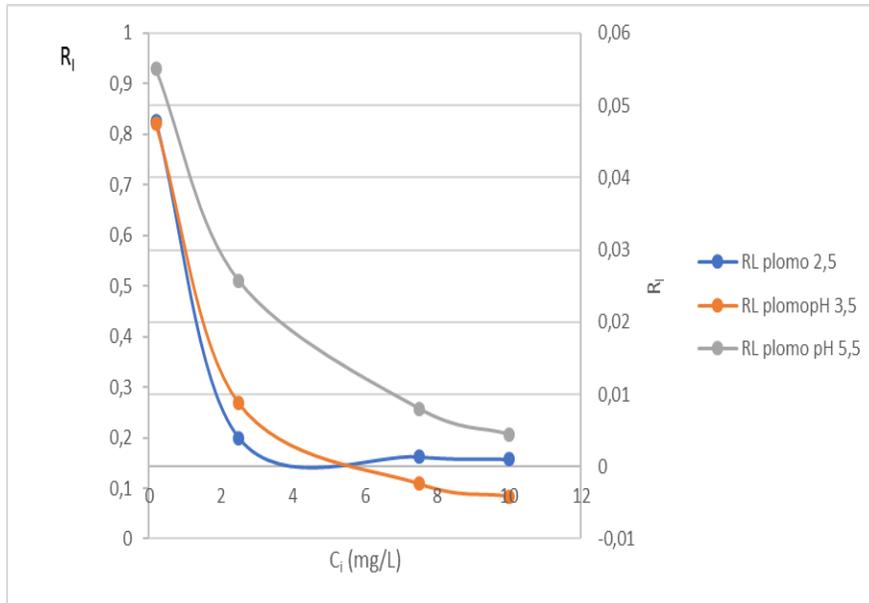


Figura 12. Variación del factor de separación R_L de plomo (II) de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y concentración inicial 0.2; 2.5; 7.5 y 10.0 mg. L⁻¹)

Los valores obtenidos de la máxima cantidad de plomo (II) que pueden ser adsorbidos por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* y de la energía media de adsorción, obtenidas de la pendiente e intercepción de esta línea recta, fueron de 8.2724 mol. g⁻¹ y E= 10000 kJ. mol⁻¹ a pH 2.5 unidades, 7.8553 mol. g⁻¹ y E= 10000 kJ. mol⁻¹ a pH 3.5 unidades y de 8.2724 mol. g⁻¹ y E= 10000 kJ. mol⁻¹ a pH 5.5 unidades, respectivamente. La energía media de adsorción (E) fue valorada usando la relación $E = 1 / (2\beta)^{1/2}$. Para valores de E superiores a 16 kJ. mol⁻¹, entonces se considera que la bioadsorción es de naturaleza química, predominando la formación de enlaces estables entre el adsorbente y los iones metálicos.

III.6.2. Isotermas de adsorción de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a diferentes pH

Para describir el comportamiento de adsorción del cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* a pH 2.5, 3.5 y 5.5 unidades, los datos obtenidos sobre el efecto de la concentración inicial fueron probados usando los modelos de isotermas de adsorción de Langmuir, Freundlich y Dubinin-Radushkevich (D-R), los parámetros obtenidos para cada modelo se muestran en la tabla 15 y figuras 13, 14 y 15.

Los datos de adsorción también fueron evaluados usando la isoterma de adsorción de Langmuir en su forma lineal según la (ecuación 1).

La isoterma de Langmuir es probablemente el modelo más extensamente aplicado para una isoterma de adsorción; este modelo considera que la energía de adsorción de cada molécula es independiente de la superficie del material, la adsorción tiene lugar solamente sobre algunos sitios y no hay ninguna interacción entre las moléculas.

Se obtuvo una línea recta cuando se graficaron sobre el intervalo de concentración; la línea recta indica que la adsorción obedece el modelo de Langmuir. De la pendiente de la línea recta y la intercepción se obtuvieron los valores de la $q_{m\acute{a}x}$ y K_L de 3.5282 mg.g⁻¹ y 95.26 mol.g⁻¹ respectivamente, con un coeficiente de correlación $R^2 = 0.9877$ a pH 2.5 unidades, 3.2492 y 80.15 mol.g⁻¹, $R^2 = 0.9919$ a pH 3.5 unidades y 0.8308 mg. g⁻¹ y 30.18 mol.g⁻¹, $R^2 = 0.9994$ a pH 5.5 unidades. La característica esencial puede ser expresada en términos de un parámetro adimensional denominado Factor de separación (ecuación 2) que indica si la naturaleza de la adsorción será favorable o desfavorable. El proceso de adsorción como función del Factor de separación, el valor obtenido de R_L oscila entre 0.00026 – 0.004 a pH 2.5 unidades, 0.0003 – 0.005 a pH 3.5 unidades y 0.0008 – 0.01 a pH 5.5 unidades, lo que muestra que el proceso de adsorción es favorable. El valor del factor de separación obtenido para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para cada uno de los valores de pH experimentados se muestra comparativamente en la figura 16.

De acuerdo a los resultados experimentales el Factor de separación se mantiene en valores favorables para el rango de concentraciones y pH estudiados, demostrando la capacidad de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para adsorber, bajo diversas condiciones, lo que indica su potencialidad de uso en un rango de valores de pH 2.5; 3.5 y 5.5 unidades y concentración inicial de 2.5; 10.0; 20.0 y 40.0 mg.L⁻¹ para el cromo (VI) y 0.2; 2.5; 7.5 y 10.0 mg.L⁻¹ para el plomo (II); con la tendencia en que se incrementa la concentración de los metales de estudio disminuye el factor de separación.

El modelo de Freundlich evaluado por la ecuación 3.

Los valores de $1/n$ y K , corresponden a la intensidad de adsorción y a la máxima capacidad de adsorción respectivamente; estos valores fueron obtenidos con la ayuda de la pendiente e intercepción de la línea recta y los valores correspondientes encontrados fueron 1.348 y $4.6531 \text{ mol.g}^{-1}$ a pH 2.5 unidades, 1.3815 y $4.5407 \text{ mol.g}^{-1}$ a pH 3.5 unidades y 1.2479 y $3.5477 \text{ mol.g}^{-1}$ a pH 5.5 unidades respectivamente.

Teniendo en cuenta que el recíproco de n se mantiene en valores $n < 1$, el cual se corresponde a la naturaleza heterogénea de la superficie del adsorbente con una distribución exponencial de la energía de los sitios de adsorción (Granados y col., 2004), dicha adsorción se ajusta a un proceso químico.

Por otro lado, los datos también fueron evaluados con la isoterma de adsorción de Dubinin-Radushkevich (D-R) en su forma lineal (Helfferich y col., 1962.) (ecuación 4 y 5).

La aplicación del modelo de Dubinin-Radushkevich a los datos experimentales mostró un buen ajuste, permitiendo inferir un parámetro de utilidad en la evaluación del sistema de adsorción, la Energía libre media de adsorción (E) por mol de bioadsorbente, la que es transferida a la superficie del sólido desde una distancia infinita en el seno del fluido. Este parámetro es habitualmente usado para distinguir un proceso de adsorción física de uno de adsorción química (Itodo y col., 2010, Dada y col., 2012, Esmaeili y col., 2015).

Los valores obtenidos de la máxima cantidad de cromo (VI) que pueden ser adsorbidos por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* y de la energía media de adsorción, obtenidas de la pendiente e intercepción de esta línea recta, fueron de $8.3237 \text{ mol.g}^{-1}$ y $E = 10000 \text{ kJ.mol}^{-1}$ a pH 2.5 unidades, de $7.1461 \text{ mol.g}^{-1}$ y $E = 9128.7 \text{ kJ.mol}^{-1}$ a pH 3.5 unidades y $6.8452 \text{ mol.g}^{-1}$ y $E = 9128.7 \text{ kJ.mol}^{-1}$ a pH 5.5 unidades, respectivamente. La energía media de adsorción (E) fue valorada usando la relación $E = 1 / (2\beta)^{1/2}$. El valor obtenido de E fue superior a 16 kJ.mol^{-1} , concuerda que el proceso de bioadsorción es de naturaleza química.

Tomando como referencia las Isotermas de Lammuirg, Freundlich y Dubinin-Radushkevich, llegamos a la conclusión de que las isotermas nos muestra la línea de tendencia y el coeficiente de correlación el cual muestra valores superiores a 0.98 cercanos a 1 en la gran mayoría de los casos para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cascara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para los metales de cromo (VI) y plomo (II), que en si es un resultado cuyo significado es que existe una cierta relación directa entre la concentración del analito en fase acuosa (C_e) y el biomaterial que lo retiene en su superficie.

Tabla.15. Parámetros de los modelos de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*

Modelo	Parámetro	Adsorción de Cr (VI)			Adsorción de Pb (II)		
		pH 2.5	pH 3.5	pH 5.5	pH 2.5	pH 3.5	pH 5.5
Langmuir	qm (mol.g ⁻¹)	3.8252	3.2492	0.8308	7.2524	15.631	14.328
	Kd	95.26	80.15	30.18	92.43	1.09	0.38
	R ²	0.9877	0.9919	0.9994	1	0.8141	0.7999
Freundlich	N	1.348	1.3815	1.2479	1.2013	0.3133	1
	K _f (mol.g ⁻¹)	4.6531	4.5407	3.5477	4.3229	3.0415	0
	R ²	0.9909	0.9954	0.9984	0.99	0.8089	1
Dubinin-Radushkevich	q _s (mg.g ⁻¹)	8.3237	7.1461	6.8452	8.2724	7.8553	7.7967
	β(mol ² /KJ ²)	5.00E-09	6.00E-09	6.00E-09	5.00E-09	5.00E-09	5.00E-09
	E (kJ.mol ⁻¹)	10000	9128.7	9128.7	10000	10000	10000
	R ²	0.9987	0.9988	0.9988	0.9989	0.9998	0.9998

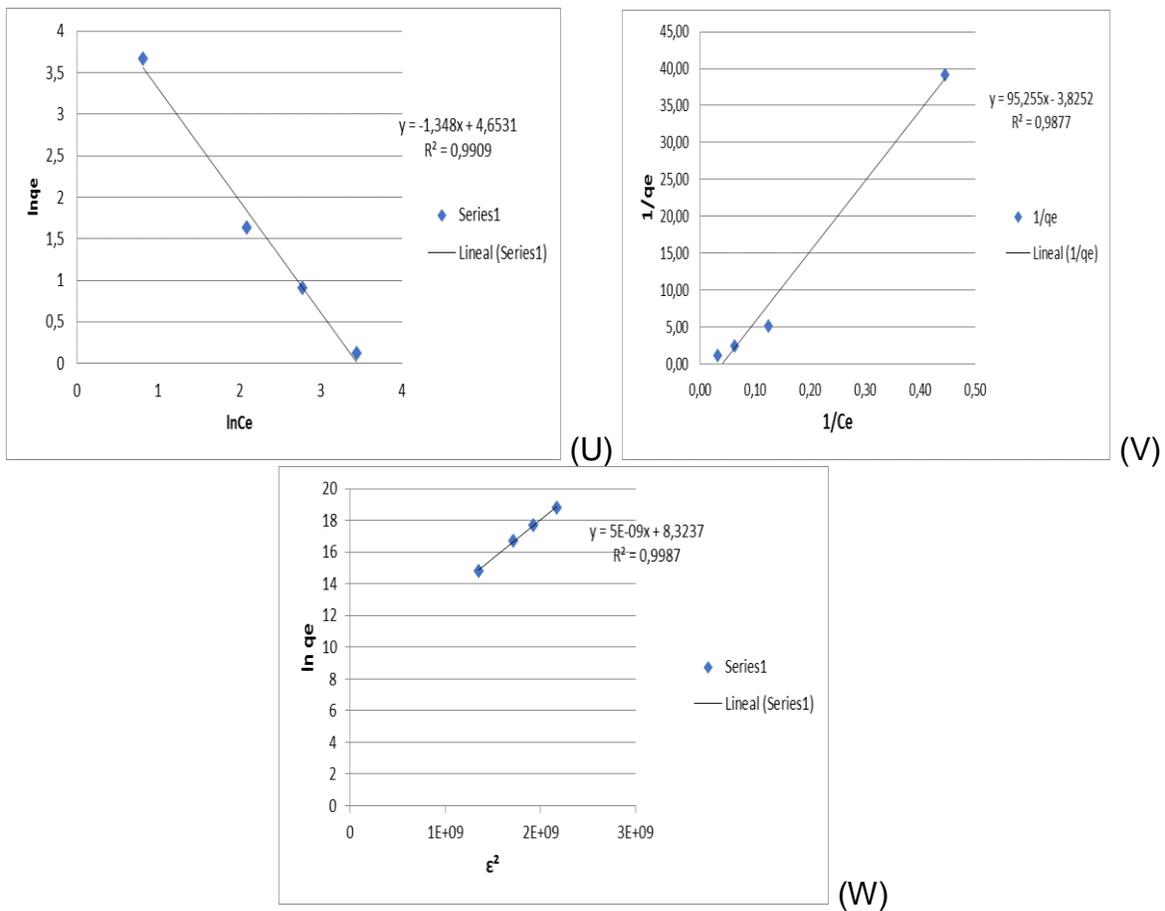
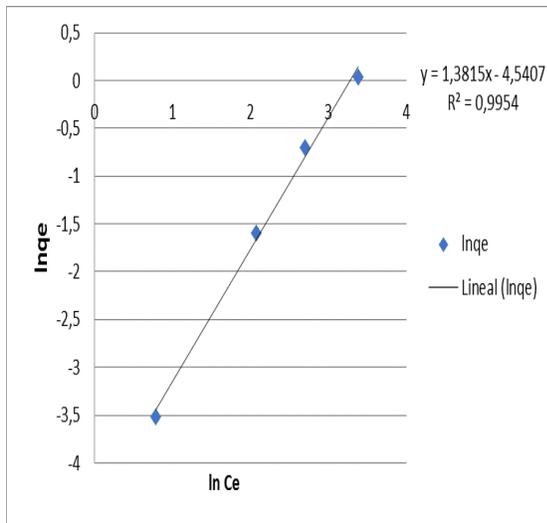
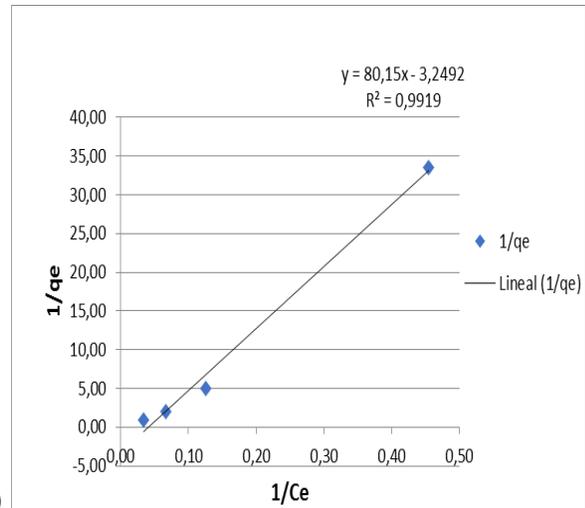


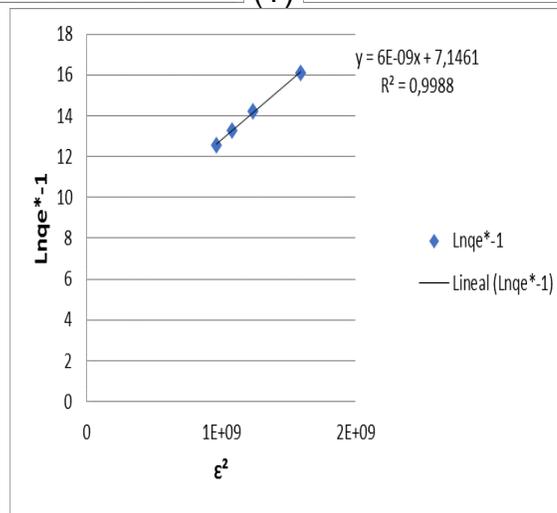
Figura 13. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(U), Lammuirg ^(V) y Dubinin-Radushkevich ^(W) de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 2.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)



(Y)



(X)



(Z)

Figura 14. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(Y), Lammuirg ^(X) y Dubinin-Radushkevich ^(Z) de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 3.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L^{-1} y tiempo de contacto 60 min)

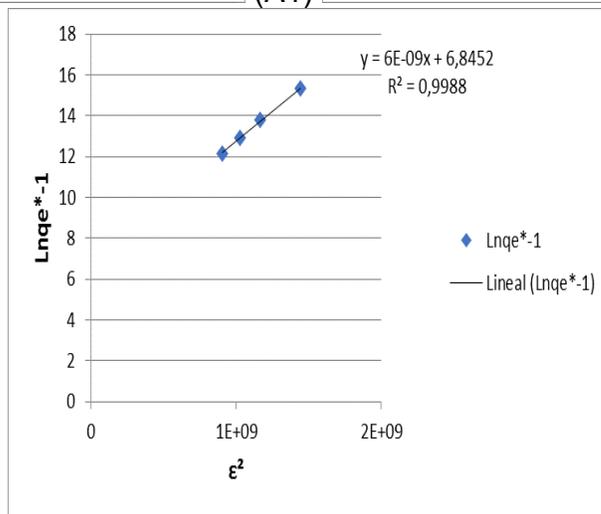
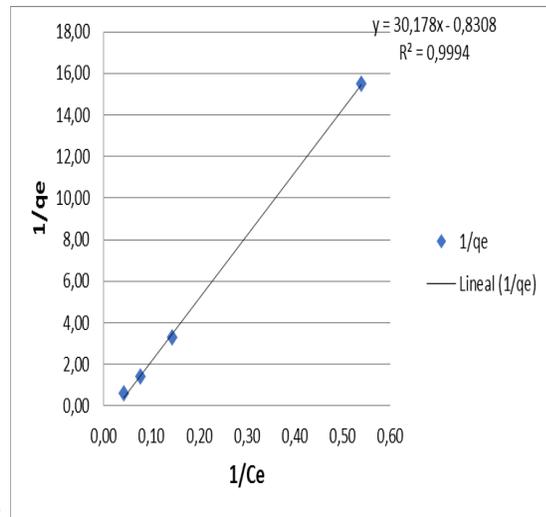
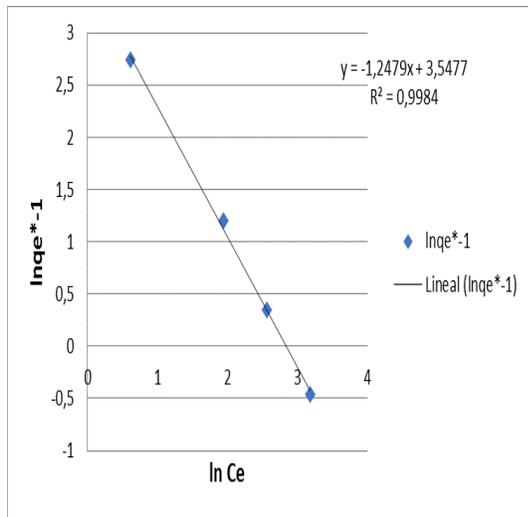


Figura 15. Isotherma de adsorción de Freundlich ^(A1) , Lammuirg ^(B1) y Dubinin-Radushkevich ^(C1) de cromo (VI) por la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (pH 5.5 unidades, 120 rpm, tamaño de partícula 0.84 mm, dosis de adsorbente 1.0 g. L⁻¹ y tiempo de contacto 60 min)

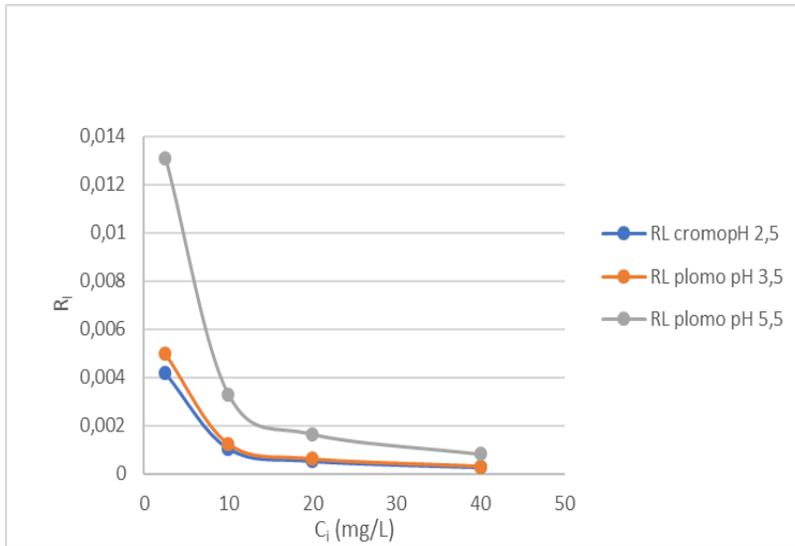


Figura 16. Variación del factor de separación R_L de cromo (VI) de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* (condiciones: dosis de adsorbente 1.0 g, 120 rpm, tiempo de contacto 60 min y concentración inicial 2.5; 10.0; 20.0 y 40.0 mg. L⁻¹).

Las isothermas de Lammuirg, Freundlich y Dubinin-Radushkevich para la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 para los metales de cromo (VI) y plomo (II) muestran resultados óptimos para la isoterma de Lammuirg la capacidad máxima 0.89 mg. g⁻¹ y R² = 0.9962; Freundlich K= 6.40, n = 1.37; Dubinin-Radushkevich E = 10000 KJ. mol⁻¹ para el metal cromo (VI) y para las isothermas de Lammuirg la capacidad máxima 4.61 mg. g⁻¹ y R² = 1; Freundlich K= 3.69, n = 1.63; Dubinin-Radushkevich E = 15811.4 KJ. mol⁻¹ para el metal plomo (II).

En el caso de la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para las isothermas de Lammuirg la capacidad máxima 3.83 mg. g⁻¹ y R² = 0.9994; Freundlich K= 4.65, n=1.35; Dubinin-Radushkevich E = 10000 KJ. mol⁻¹ para el metal cromo (VI) y Lammuirg la capacidad máxima 15.63 mg. g⁻¹ y R² = 1; Freundlich K= 4.32, n = 1.20; Dubinin-Radushkevich E = 10000 KJ.mol⁻¹ para el metal plomo (II) coincidiendo para ambas biomasa que el proceso de adsorción es de naturaleza química; para la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 el valor de RL se encuentra entre 0.0001 – 0.9 para el metal cromo (VI) y 0.002 – 0.13 para el metal plomo (II) y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* el valor de RL oscila entre 0.0003 – 0.01 para el metal cromo (VI) y 0.001 – 0.9 para el metal plomo (II); en comparación con otras biomasa con diferentes condiciones de estudios otros autores reportan resultados óptimos; por ejemplo en la cáscara de tamarindo los valores reportados fueron: el valor de RL estuvo entre 0.1843 - 0.9186 para la concentración de 5 mg.L⁻¹- 250 mg.L⁻¹ para el metal zinc(II); el valor de n en Freundlich fue de 1.1457, teniendo en cuenta que el recíproco de n se mantiene en valores n<1, lo que indica que dicha adsorción es de naturaleza química, R² = 0.9983, con un valor de E=0.7071 KJ. mol⁻¹ mostrando que dicho proceso de adsorción es de naturaleza física (Jagruti y col., 2018); para la cáscara de mandarina, Freundlich K=1.32; n =1.42 para el plomo (II) y K=2.98 y n = 2.2 para el cromo (VI), (Vergara y col., 2017); asemejandose en algunos casos en nuestra investigación.

La capacidad de adsorción de una biomasa determinada depende de varios factores entre los que se encuentran el pH de la solución, la naturaleza de la biomasa y del ion que se pretende adsorber, la presencia de otros elementos en la solución que modifiquen las características de la biomasa o compitan por los sitios activos con el ion en cuestión, el tiempo de contacto, la temperatura del sistema y en menor medida la velocidad de agitación (Volesky y col. 1994). Por esto, cuando se trata de comparar varias biomasa como adsorbentes, estas deben ser sometidas a las mismas condiciones de adsorción y evaluar las isothermas obtenidas.

Por cuanto; cuando se trata de comparar la capacidad máxima de adsorción de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* con otras biomasa reportadas por otros autores en diferentes condiciones de trabajo para los metales de cromo (VI) y plomo (II) muestran potencialidades en la recuperación de los metales de estudio, obteniendo para la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 para los metales de cromo (VI) y plomo (II) 0.89 y 4.61 mg.g⁻¹ y para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* 3.83 y 15.63 mg. g⁻¹. Tabla 16

Tabla.16. Comparación de diferentes materiales adsorbentes basado en su máxima capacidad de adsorción.

Bioadsorbente	Metales		Capacidad máxima qm (mg. g ⁻¹)		Referencia
	Pb (II)	Cr (VI)			
Cáscara de mandarina	Pb (II)	Cr (VI)	39.68	20.53	Vergara y col., 2017
Corteza de <i>Pyrus communis</i>		Cr (VI)	101.09		Netzahuatl y col., 2010
Cáscara del aguacate		Cr (VI)	101.81		Netzahuatl y col., 2010
<i>Mucor hiemalis</i>		Cr (VI)	53.5		Tewari y col., 2005
Tegumento de la nuez		Cr (VI)	102		Pineda y col., 2011
Compost		Cr (VI)	6.25		Vargas y col., 2012
Alga marina parda <i>Macrocystis Pyrifera</i>		Cu	6.67		Quiroz y col., 2017
Cáscara de tamarindo (tratamiento térmico)		Co (II)	41		López y col., 2014
Cascarilla de cacao (tratado con ácido cítrico)		Cr (VI)	105.15		Barrera y col., 2018
Cáscara de naranja		Cr (VI)	297		Martínez y col., 2012
Semilla de mango		Cr (VI)	100.44		Netzahuatl y col., 2008
Cáscara de tamarindo		Cr (VI)	1.80		Ahalya N y col., 2008
Semilla de tamarindo		Cr (VI)	11.08		Gupta y col., 2011
Cáscara de tamarindo (tratada con ácido tartárico)		Zn (II))	53.191		Jagruti y col., 2019
Semilla de tamarindo		Cr (VI)	29.41		Gayathri y col., 2013
<i>Kluyveromyces marxianus</i>	Pb (II)	Cr (VI)	4.61	0.89	Trabajo actual
Cáscara del fruto <i>Tamarindus indica</i>	Pb (II)	Cr (VI)	15.63	3.83	Trabajo actual

Conclusiones

Conclusiones

1. La capacidad máxima de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) para la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 fue de 0.89 y 4.61 mg.g⁻¹, logrando porcentajes de remoción de cromo (VI) de 99.4% y plomo (II) de 94.9% para concentraciones de 10.0 mg.L⁻¹ y 0.2 mg.L⁻¹ a valores óptimos de pH 6.0; 120 rpm, dosis de adsorbente de 0.25 g.L⁻¹ y tiempo contacto 60 minutos. En tanto para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* la capacidad máxima de adsorción de cromo (VI) y plomo (II) fue de 3.83 y 15.63 mg.g⁻¹, logrando valores de porcentajes de remoción para el cromo (VI) de 89.8 y 90.8% para el plomo(II) a concentraciones 2.5 mg.L⁻¹ y 0.2 mg.L⁻¹ y pH 2.5, 120 rpm, tiempo de contacto 60 minutos, tamaño de partícula 0.84 mm y dosis de adsorbente de 1.0 g.L⁻¹
2. Los valores de E obtenido derivado del modelo de Dubinin-Radushkevich para las biomásas de *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011, en cromo (VI) y plomo (II) fueron de 10000 y 15811.4 kJ. mol⁻¹, y cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* fue de 10000 KJ. mol⁻¹ para ambos metales, corroborando que para estas condiciones experimentales el proceso de adsorción es de naturaleza química.

Recomendaciones

Recomendaciones

1. Realizar el proceso de desorción de metales pesados a la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica*.
2. Realizar un estudio de difracción de rayos X, espectroscopía de infrarrojo, espectrofotometría de absorción atómica a la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 y la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* después del proceso de bioadsorción de metales pesados
3. Realizar una evaluación con tratamiento térmico y químico a la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* para el proceso de bioadsorción de metales pesados.
4. Realizar un estudio de la curva de crecimiento de la biomasa seca de *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011 para evaluar su óptima potencialidad de crecimiento.

Bibliografía

Bibliografía

- Abdel-Ghani y El-Chaghaby, 2014, Abdel Ghani, Nour T. and Ghadir A. El-Chaghaby (2014). Biosorption for metal ions removal from aqueous solutions: a review of recent studies, International Journal of Latest Research in Science and Technology Vol. 3(1): 24-42.
- Acosta, Ismael; Sandoval, Patricia; Bautista, Diana; Hernández, Nathalie; Cardenas, Juan F; Martínez, Victor M. Bioadsorción de Cr (VI) por la cáscara de mamey. Avances en Ciencias e Ingeniería; vol. 3, num. 2, abril – junio, 2012, pp. 1 -9.
- Acosta, María de Guadalupe Moctezuma-Zárate, Juan F. Cárdenas y Conrado Gutiérrez. Bioadsorción de Cadmio (II) en Solución Acuosa por Biomasa Fúngicas. Información Tecnológica – Vol. 18 N° 1 - 2007 9.
- Agarwal y col. 2013, Agarwal, G. S., Bhuptawat, H. K., & Chaudhari, S. (2006). Biosorption of aqueous chromium (VI) by Tamarindus indica seeds. Bioresource Technol, 7(97), 949-956.
- Ahalya N., Kanamadi R D and Ramachandra T V., 2008. Biosorption of Chromium (VI) by Tamarindus indica pod shells, Journal of Environmental Science Research International, 1 (2):77-81
- Ahmaruzzaman M. (2011). Industrial wastes as low-cost potential adsorbents for the treatment of wastewater laden with heavy metals. Adv. Colloid Interface Sci. Vol. 166: 36-59.
- Allaboun, H. and F.A. Abu Al-Rub (2008). Dynamics, Mechanistics and Equilibrium Studies for the Biosorption of Nickel on Palm Tree Leaves. Jordan Journal of Civil Engineering, Vol. 2(2): 124-138.
- APHA, 1998, APHA (1998). "Standard Methods for the examination of water and wastewater". 20th Edición. Ed. APHA. Washington D.C. USA. pp 1193.
- Atkinson BW., Bux F. and Kanan HC (1998) Considerations for application of biosorption technology to remediate metal-contaminated industrial effluents. Elsevier Science, Vol 24, No 2, pp. 129-135.
- Bai, R.S. & Abraham, T.E. (2001). Biosorption of Cr (VI) from aqueous solution by *Rhizopus nigricans*. Bioresource Technology: 79, 73-81.
- Balanta Grande, Danny, Carlos David, Zuluaga Fabio. (2010). Extracción, identificación y caracterización de quitosano del micelio de *Aspergillus niger* y sus aplicaciones como material bioadsorbente en el tratamiento de aguas. Revista Iberoamericana de Polímeros Volumen 11(5), Rev. Iberoam. Polim., 11(5), 297-316 (2010).
- Barrera Alfaro Julieth Paola; Esquivel Ortiz Hasbleidy. biosorción de cromo (VI) en soluciones acuosas con cascarilla de cacao modificada con ácido cítrico. Trabajo de grado para optar al título de: Ingeniero Químico. 2018.
- BioResources, 5(2), 838-853.
- Boparai HK, Joseph M, O.Carroll DM. (2011) Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles. J Hazard Mater. Vol. 186: 458-465.

- Bulgariu D, Bulgariu L. (2012) Equilibrium and kinetics studies of heavy metal ions biosorption on green algae waste biomass. *Bioresour. Technol.* Vol. 103: 489-493. Calzado Lamela, Orlindes. (2016). Bioadsorción de cromo (VI) en aguas residuales industriales. Tesis en opción al Título Académico de Máster en Biotecnología. Mención: Biotecnología Ambiental.
- Cañizares-Villanueva, R. O. (2000). Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Rev. Lat. Microbiol.* 42:131-141.
- Carillo, V, Alejandra. Estudio de la remoción de cromo (VI) presente en solución acuosa, empleando la biomasa de la *Musa paradisiaca* como biosorbente. Tesis para obtener el título de Licenciada en Ciencias Ambientales. 2017.
- Cascaret Carmenaty, Dannis Adrian. Evaluación del Residual de la Planta Galvánica de la Empresa Conformadora “30 de noviembre” de Santiago de Cuba. Tratamiento de la Contaminación de Cromo (VI) por Bioadsorción. Tesis presentada en Opción al Título Académico de Master en Biotecnología. Mención Biotecnología Ambiental. 2010.
- Cervantes, C., Campos, J., Devars, S., Gutierrez, F., Lozano, H., Torres, J.C. & Moreno, R. (2001). Interactions of chromium with microorganisms and plants. *FEMS Microbiology Reviews*: 25, 333-347.
- Chang J., Law R., and Chang C. (1997). Biosorption of Lead, Copper and Cadmium by Biomass of *Pseudomonas aeruginosa* Pu21. *Elsevier Science*, Vol 31, No 7, pp. 1651-1658.
- *Chem. Pharm. Res.*, 2(1), 7-20.
- Chicaiza, Erika (2016). Proyecto de Investigación. Bioadsorción de metales pesados mediante biomasa de *Saccharomyces uvarum* extraída de aguas residuales de una cervecería local. Universidad Central del Ecuador Facultad de Ciencias Químicas Laboratorio de Microbiología de Alimentos
- Dada, Olalekan and A.M. Olatunya (2012). Langmuir, Freundlich, Temkin and Dubinin-Radushkevich Isotherms Studies of Equilibrium Sorption of Zn²⁺ Unto Phosphoric Acid Modified Rice Husk. *IOSR Journal of Applied Chemistry*, Vol. (1): 38-45.
- Dakiki, M., Khamis, M., Manassra, A. & Mereb, M. (2002). Selective adsorption of chromium (VI) in industrial wastewater using low cost abundantly adsorbents. *Advances in Environmental Research*: 6, 533-540.
- Das, N., Vimala, R., & Karthika, P. (2008). Biosorption of heavy metals - An overview. *Indian Journal of Biotechnology*, 7, 159-169.
- Demir, A., y Arisoy, M., 2007. Biological and chemical removal of Cr (VI) from waste water: cost and benefit analysis, *Journal of Hazardous Materials* 147:275-280.
- Díaz Puig, A., Chaviano Beitra, A., Guilarte-Gainza, A., Pérez Silva, R.M. Bioadsorción de iones de níquel (II) disueltos en licor residual por biomasa de *Phyllanthus orbicularis*. *Tecnología Química*, 2016, vol. XXXVII, no. 1, p. 58-76.
- Ding, T. Y., Hii S.L., Ong, L.G.A., Comparison of pretreatment strategies for conversion of coconut husk fiber to fermentable sugars., *BioResources*, Vol. 7, No. 2, 2012, pp. 1540-1547.

- Eggs, N., Salvarezza, S., Azario, R., Fernández, N., & García, M. del C. (2012). Adsorción De Cromo Hexavalente En La Cáscara De Arroz Modificada Químicamente. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(3), 141–151.
- Eggs, Nancy; Salvarezza, Susana; Azario, Ricardo; Fernández, Nicolás; García, María del C. (2011). Adsorción de cromo hexavalente en la cáscara de arroz modificada químicamente. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(3), 141–151
- Esmaeili A. A. Aghababai Beni (2014). A novel fixed-bed reactor design incorporating an electrospun PVA/chitosan nanofiber membrane. *Journal of Hazard Materials*, Vol. 280: 788-796.
- Esmaeili A. y Aghababai Beni A. (2015). Biosorption of nickel and cobalt from plant effluent by *Sargassum glaucescens* nanoparticles at new membrane reactor. *Int. J. Environ. Sci. Technol*, Vol. 12: 2055-2064.
- Farhan AM, Al-Dujaili AH, Awwad AM. (2013) Equilibrium and kinetic studies of cadmium (II) and lead (II) ions biosorption onto *Ficus carica* leaves. *Int J Ind Chem*. Vol. 4: 24-34.
- Fundacion Mapfre, M. (1996). Metales Pesados Toxicos. Normativa actual y tecnicas de análisis. España: Mapfre Medicina S. A.
- Gadd, G.M. & Griffiths, A.J. (1980). Effect of copper on morphology of *Aureobasidium pullulans*. *Transactions of the British Mycological Society*: 74(2), 387-392.
- Gayathri R., Thirumarimurugan M. and Kannadasan T. Removal of Chromium (VI) ions from Aqueous Solution using Tamarind Seeds as an Adsorbent Department of Chemical Engineering, Coimbatore Institute of Technology, Coimbatore, Tamil Nadu, India. *international journal of pharmaceutical and chemical sciences*, Vol. 2 (2) Apr-Jun 2013
- Ghaedi y col. 2013, Ghaedi M, Hajati S; Karimi F., Barazesh B., Ghezelbash G. (2013) Equilibrium kinetic and isotherm of some metal ion biosorption. *J. Ind Eng Chem*. Vol 19: 987-992.
- Gupta SS., Bhattacharyya KG. (2011). Kinetics of adsorption of metal ions on inorganic materials: A review. *Adv Colloid Interface Sci*. Vol. 162: 39-58.
- Gupta, B. V. (2009). Utilization of waste product (Tamarind seeds) for removal of Cr (VI) from aqueous solutions: Equilibrium, kinetic, and regeneration studies. *Journal of environmental management* (90), 3013-3022
- Gupta, S. and Babu, B. V. (2006). "Adsorption of Cr (VI) by a Low-Cost Adsorbent Prepared from Neem Leaves", *Proceedings of National Conference on Environmental Conservation (NCEC-2006)*, BITS-Pilani, September 1-3, 2006, pp. 175-180.
- Gutiérrez Cerón, Miguel Angel; González González, Leandro Rodrigo; Sánchez Mora, Enrique; Mellado Peralta, Doris (2002). Biosorción de pb2+ por biomasa de *Saccharomyces cerevisiae*
- Helfferich, FG (1962) *Ion Exchange*, McGraw - Hill, New York.
- Hernandez, B., & Mendoza, I. (2013). Semillas de Tamarindo (*Tamarindus indica*) como coagulante en aguas con alta turbiedad. *Redieluz*, 91 - 96.
- Ho y McKay, 1999, Ho, Y.S. and G. McKay (1999). Pseudo-second order model for sorption processes. *Proc. Biochem*. Vol. 34: 451-465.

- Huang, C.P. & Wu, M.H. (1977). The removal chromium (VI) from dilute aqueous solution by activated carbon. *Water Research*: 11, 673-679.
- Itodo, A.U. and H.U. Itodo (2010). Sorption Energies Estimation Using Dubinin-Radushkevich and Temkin Adsorption Isotherms. *Life Science Journal*, Vol. 7 (4): 31-39.
- Jagruti S. Vaza and Satish A. Bhalerao, ISSN: 2455-2631, November 2018 IJSDR | volume 3, Issue 1, IJSDR1811043 International Journal of Scientific Development and Research (IJSDR) www.ijedr.org 244, Tamarind pod shell (*Tamarindus indica L.*) as biosorbent to remove zinc (II) ions from aqueous solution.
- Jaramillo, César (2014). Remoción de Zinc y Cobre con *Zea mays*, modificado con NaOH e.
- Jianlong W.; Xinmin Z.; Decai D & Ding Z. (2001). Bioadsorption of lead (II) from aqueous solution by fungal biomass of *Aspergillus niger*. *Journal of Biotechnology*. 87:273-277.
- Jong y Parry, D. L. (2004). Adsorption of Pb²⁺, Cd, Zn, Ni, Fe y As on bacterially produce metal sulfides Edit. Elsevier, January
- Joo J-H, Hassan SH A. Oh S-E. (2010) Comparative study of biosorption of Zn²⁺ by *Pseudomonas aeruginosa* and *Bacillus cereus*. *Int. Biodeterior. Biodegradation*. Vol. 64:734-741.
- Kelly Vargas K; Cerro-Lopez M.; Reyna-Tellez S.; Bandala E.R.; Sanchez-Salas JL. (2012). Biosorption of heavy metals in polluted water, using different waste fruit cortex. *Phys Chem Earth, Parts A/B/C*. Vol 37-39: 26-29.
- Kushwaha S, Sudhakar PP. (2013) Sorption of uranium from aqueous solutions using palm-shell-based adsorbents: a kinetic and equilibrium study. *J EnvironRadioact*. Vol. 126C: 115-124.
- Langergren, 1898 tomada de Sao y col. 2014, Sao, Kaja; Madhurima Pandey; Piyush Kant Pandey and F. Khan (2014). Biosorption of Ni (II) Ions from Electroplating Industrial Effluent using *Tinosporacardifolia* Biomass. *Civil and Environmental Research*, Vol.6, No.10: 91-100.
- Lloyd JR & Lovley DR. (2001). Microbial detoxification of metals and radionuclides, *Current Opinion in Biotechnology*. 12: 248-253.
- Lloyd y Lovley, (2003). Biochemical and characterization of PpcA, a periplasmic c-type cytochrome in *Geobactersulfurreducens*. *Biochemical Journal*,.369(1): p. 153-161
- López, H. Jesús. Separación de cobalto presente en solución acuosa utilizando cáscara de tamarindo como biosorbente. Tesis profesional para obtener el título de Ingeniería Químico. 2014
- Lovley DR. 2000 (ed.). *Environmental Microbe-Metal Interactions*. American Society for Microbiology, Washington D.C.
- Macek, Tomas and Martina Mackova (2011). Potential of Biosorption Technology. En *Microbial Biosorption of Metals*, Capítulo 2. P. Kotrba et al. (eds.), Springer Science+Business Media B.V. DOI 10.1007/978-94-007-0443-5_2
- Madigan M. T. et al. 2002. *Microbila Ecology en Brock, Biology of Microorganisms*. Ninth Edition. Prentice Hall. USA.

- Malkoc, E., & Nuhoglu, Y. (2003). The removal of chromium (VI) from synthetic wastewater by *Ulothrix zonata*. *Fresenius Environ Bull*, 12(4), 376-381.
- Malone, L. J. (1999). *Introducción a la Química*. México: Noriega-Limusa
- Martínez et al., M. (2018). Remoción de turbidez usando semillas de *Tamarindus indica* como coagulante en la potabilización de aguas. *Revista Bases de la Ciencia - ISSN 2588-0764*, 19 - 44.
- Martínez Juárez, Juan F. Víctor Manuel; Acosta, Rodríguez, Ismael; Sánchez, González, Hilda M.; Moctezuma-Zárte, María de Guadalupe; Cárdenas González; remoción de cromo (vi) en solución por la cáscara de naranja (*Citrus sinensis*) Osbeck 2012; *Revista Académica de investigación*; número: 9.
- Martín-Lara, M.A. (2008). Caracterización y aplicación de biomasa residual a la eliminación de metales pesados. Universidad de Granada, Facultad de Ciencias, Departamento de Ingeniería Química. Recuperado de <http://O-hera.ugr.es.adrastea.ugr.es/tesisugr/17514629.pdf>
- Matus, I.; Paniagua L. y M. Benavente. (2011). Estudio de la cinética de adsorción de Cu y Hg a partir de soluciones binarias usando quitosano. *Revista científica Nexo*, Vol. 24, No. 1, pp. 20-32.
- Mittal A, Mittal J, Malviya A, Kaur D, Gupta VK. (2010) Adsorption of hazardous dye crystal violet from wastewater by waste materials. *J Colloid Interface Sci*. Vol. 343: 463-473.
- Muñoz Carpio, Juan Carlos. (2007). Biosorción de plomo (II) por cáscara de naranja "citrus cinensis" pretratada. Tesis para optar el Título Profesional de Químico.
- Muñoz Torres, M.C. y Carrillo Chávez, A. (2007). Remoción de metales pesados en aguas residuales utilizando una macrófita acuática (*Eleocharis acicularis*) muerta (Tesis de maestría inédita). Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.
- Mutongo, F., Kuipa, O. & Kuipa, P. (2014). Removal of Cr (VI) from Aqueous Solutions Using Powder of Potato Peelings as a Low-Cost Sorbent. *Bioinorg Chem Appl.*, Recuperado de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC4100450/>
- Netzahuatl-Muñoz, A.R.; Cristiani-Urbina, M.C.; Cristiani-Urbina, E. uso de la semilla de mango variedad haden para la remoción de cromo hexavalente de soluciones acuosas *Revista Cubana de Química*, vol. XX, núm. 3, 2008, pp. 91-98
- Netzahuatl-Muñoz, Alma Rosa; Pineda-Camacho, Gabriela; Barragán-Huerta, Blanca Estela; Cristiani- Urbina, Eliseo Remoción de cromo hexavalente y cromo total por la corteza de *Pyrus communis* *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, vol. 41, 2010, pp. 1-10
- Norma Cubana 1021: 2014 Higiene comunal. Fuentes de abastecimiento de agua. Calidad y protección sanitaria.
- Norma Cubana 22: 1999 Lugares de baño en costas y en masas de aguas interiores. Requisitos higiénico- sanitarios.
- Norma Cubana 27: 2012. 14 pp. Vertimiento de aguas residuales a las aguas terrestres y al alcantarillado. Especificaciones.

- Norma Cubana 521:2007. "Vertimiento de aguas residuales a la zona costera y aguas marinas. Especificaciones". Oficina Nacional de Normalización.: La Habana. Cuba. p. 14.
- Onyancha, D.; Mavura, W.; Ngila, J.C.; Ongoma, P.; Chacha, J. (2008). Studies of chromium removal from tannery wastewaters by algae biosorbents, *Spirogyra condensata* and *Rhizoclonium hieroglyphicum*. Journal of Hazardous Materials, 158, 605-614.
- Padharipande, S. & Kalnake, R. (2013). Tamarind fruit shell adsorbent synthesis, characterization and adsorption studies for removal of Cr (VI) & Ni (II) ions from aqueous solution. International Journal of Engineering Sciences & Emerging Technologies, 4 (2), 83-89. Recuperado de <http://www.ijeset.com/media/0001/10N8-IJESSET0402828.pdf>
- Pagnanelli, F. (et al.) (2003). Metal speciation and pH effect on Pb, Cu, Zn and Cd biosorption onto *Sphaerotilus natans*: Langmuir-type empirical model. Water Research. No.37, p. 627-633.
- Pérez Silva RM. (2006). Evaluación de un proceso para la biodegradación de hidrocarburos en presencia de metales pesados. Tesis Doctora, Universidad de Cádiz, España.
- Pineda-Camacho, Gabriela; Netzahuatl-Muñoz, Alma Rosa; Cristiani-Urbina, Eliseo evaluación del tegumento de la nuez pecanera (*Carya illinoensis*) para la remoción de cromo hexavalente y cromo total de soluciones acuosas Revista Cubana de Química, vol. XXIII, núm. 3, 2011, pp. 39-45
- Poojari, A., Maind, S. & Bhalerao, S. (2015). Effective removal of Cr (VI) from aqueous solutions using rind of Orange (*Citrus sinensis*), (L.) Osbeck. Int.J.Curr.Microbiol.App.Sci., 4(4), 653-671. Recuperado de <http://www.ijcmas.com/vol-4-4/Anukthi%20C.%20Poojari,%20et%20al.pdf>
- Popury, S. R., Jammala, A., Abburi, K., & Naga, K. V. (2007). Biosorption of hexavalent chromium using tamarind (*Tamarindus indica*) fruit shell-a comparative study. Journal of Biotechnology, 10(3), 358-367.
- Prasad, A. G., & Abdullah, M. A. (2010). Biosorption of Cr (VI) from synthetic wastewater
- Quiroz Vilca Anggie Tatyanna. "Biosorción del alga marina parda *Macrocystis Pyrifera* en la reducción de cobre en soluciones acuosas a nivel de laboratorio, SJL- 2017". tesis para obtener el título profesional de: ingeniera ambiental
- Reoane, T., & Pepper, I. (2000). Microorganism and Metal Pollutants. In R. Maier, C. Gerba, & Pepper, Environmental Microbiology. San Diego, USA: Academic Press.
- Rodríguez, Adriana. Bioadsorción de cromo (VI) en solución acuosa por la biomasa de amaranto (*Amaranthus caudatus*), v: 8(2), pp: 11-22, abril – junio, 2017.
- Rollinson, C.L. (1973). Chromium, molybdenum and tungsten, in: T. Dickson (ed), Comprehensive Organic Chemistry, 3a. ed. Pergamon Press, Oxford, UK, pp. 691-694.
- Rondan, Muñiz, A Jesús "Eficiencia del biosorbente de coronta de maíz para la adsorción del cromo hexavalente en aguas residuales de la industria

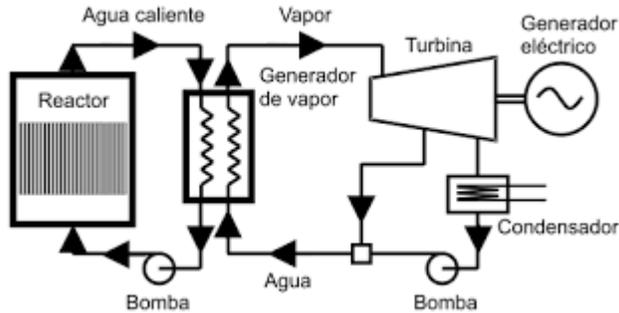
- Curtiembre Huachipa - 2016” tesis para obtener el título profesional de: ingeniero ambiental
- Ruchita, D., Wasiullah, Deepti, M., Kuppusamy, P., Udai, B. S., Asha, S., Diby, P. (2015). Bioremediation of Heavy Metals from Soil and Aquatic Environment: An Overview of Principles and Criteria of Fundamental Processes. *Sustainability*, 7, 2189-2212.
 - Salgado, A. (2018). Evaluación de las semillas de tamarindo (*Tamarindus indica*) en la remoción de turbidez de aguas superficiales. Sincelejo: Universidad de Sucre.
 - Sarin, V. & Pant, K.K. (2006). Removal of chromium from industrial waste by using eucalyptus bark. *Bioresource Technology*: 97, 15-20.
 - Serrat M., *et al.* (2011). Influence of nutritional and environmental factors on ethanol and endopolygalacturonase co-production by *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011. *International Microbiology*. 14: 41–49.
 - Sharma, D.C. & Forster, C.F. (1994) A preliminary examination into the adsorption of hexavalent chromium using low-cost adsorbents. *Biores. Technol.*, 47, 257-264.
 - Sivasankar, V., Ramachandramoorthy, T., & Chandramohan, A. (2010). Fluoride removal from water using activated and MnO₂-coated tamarind fruit (*tamarindus indica*) shell: batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*, 177, 719-729.
 - Soto, E. R., Lozano, R. T., Barbarin, C. J., & M., R. (2004). Remosion de metales pesados en aguas residuales mediante agentes químicos.
 - Suganthi, N. (2012). Fixed bed column Adsorption studies for removal metals ions using tamarind seeds. *Coromandal Journal of Science*, 1(1), 65-71.
 - Suguna, M., Kumar, N. S., Subbaiah, M. V., & Krishnaiah, A. (2010). Removal of divalent manganese from aqueous solution using tamarindus indica fruit nut shell. *J.*
 - Tur Naranjo, Eneyis (2012). Bioadsorción de Plomo (II) por biomasa seca de *Bacillus subtilis* CCEBI 1032, *Kluyveromyces marxianus* CCEBI 2011 y *Pseudomonas aeruginosa* CCEBI 1044. Tesis en opción al Título Académico de Máster en Biotecnología. Mención: Biotecnología Ambiental.
 - Urdaneta Laffita, Imilci (2016). Influencia del pH sobre el contenido y composición de la pared celular de la levadura *Kluyveromyces marxianus*. Tesis Presentada en Opción al Título Académico de Máster en Biotecnología. Mención Industrial.
 - USEPA. 2009a. National Recommended Water Quality Criteria. United States Environmental Protection Agency. Office of Water, Office of Science and Technology (4304T).
 - using the fruit shell of gilmochar (*Delonix regia*): Application to electroplating wastewater.
 - Valls M; Lorenzo V (2002) . Exploiting the genetic and biochemical capacities of bacteria for the remediation of heavy metal pollution. *FEMS Microbiol. Rev.*26(4):327-338.

- Vargas Nieto Claudia Milena. Estudio de la viabilidad del compost para remover Cr (VI) de soluciones acuosas. Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de: Magister en Ciencias- Química.
- Vergara, V, José Francisco. Bioadsorción de iones plomo y cromo procedentes de aguas residuales utilizando la cáscara de la mandarina (*Citrus reticulata*). Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental. 2017
- Verma, A., Chakraborty, S., & Basu, J. K. (2006). (2006). Adsorption study of hexavalent chromium using tamarind hull-based adsorbents. *Separation and purification Technology*, 50, 336-341.
- Vieira, R.; Volesky B (2003). Biosorption: a solution to pollution? *International Microbiology*. No. 3, p. 17-24.
- Vilca, Q. Anggie. Biosorción del alga marina parda *Macrocystis Pyrifera* en la reducción del cobre en soluciones acuosas a nivel de laboratorio, SJL- 2017. Tesis para obtener el título de profesional de Ingeniera Ambiental
- Villaescusa, I., Martínez, M., Miralles, N, (2000). Heavy metal uptake from aqueous solution by cork and yohimbe bark wastes. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. No. 75, p. 812-816
- Villegas, J (1995). proceso de producción de *Saccharomyces cerevisiae* bajo condiciones de cultivo bien caracterizado.
- Volesky B. (1990) *Biosorption of Heavy Metal*. CRC Press, Boca Raton.
- Volesky B. y H. May-Phillips; (1995); *Biosorption of heavy metals by Saccharomyces cerevisiae*; *Appl. Microbiol. Biotechnol*; 42; 797-806.
- Wase y Foster, 1997. *Biosorbents for metal ions*. Taylor & Francis lid (Taylor % F). London: British Library.
- Zhou, J.L. y Kiff R.J (1991). The uptake of copper from aqueous solution by immobilized fungal biomass. *J. Chem. Technol. And Biotech.*52: 317-330.
- Zoubolis, A; Tousou, E., Matis, K. y Hancock, I. (1999) Removal of toxic metals from aqueous mixtures. *Biosorption*. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 74(5): 429 – 436.
- Zubair, A., Bhatti, H.N., Hanif, M.A. & Shafqat, F. (2008). Kinetic and equilibrium modeling for Cr (III) and Cr (VI) removal from aqueous solutions by Citrus reticulate waste biomass. *Water, Air and Soil Pollution*: 191, 305-318.

Anexos

Anexos

Anexo 1. Esquema resumido del proceso en la Termoeléctrica Antonio Maceo "Rente"



Anexo 2. Resumen estadístico para la comparación de concentración inicial y porcentaje de remoción para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* cromo (VI) a pH 6.0 unidades

	concentración	remoción
Recuento	4	4
Promedio	18,125	98,775
Desviación Estándar	16,25	0,98784 3
Coefficiente de Variación	89,6552%	1,00009 %
Mínimo	2,5	97,3
Máximo	40,0	99,4
Rango	37,5	2,1
Sesgo Estandarizado	0,776731	-1,58752
Curtosis Estandarizada	0,205889	1,56421

Anexo 3 Resumen estadístico para la comparación de concentración inicial y porcentaje de remoción para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* Pb (II) a pH 6.0 unidades

	concentración	remoción
Recuento	4	4
Promedio	5,05	92,175
Desviación Estándar	4,49184	1,88392
Coefficiente de Variación	88,9474%	2,04385 %
Mínimo	0,2	90,6
Máximo	10,0	94,9
Rango	9,8	4,3
Sesgo Estandarizado	0,0320002	1,28705
Curtosis Estandarizada	-1,3931	1,15137

Anexo 4. Resumen estadístico para la comparación de concentración inicial y porcentaje de remoción para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* cromo (VI) pH 2.5 unidades

	concentración	remoción
Recuento	4	4
Promedio	18,125	82,025
Desviación Estándar	16,25	5,30118
Coefficiente de Variación	89,6552%	6,46288%
Mínimo	2,5	77,9
Máximo	40,0	89,8
Rango	37,5	11,9
Sesgo Estandarizado	0,776731	1,41282
Curtosis Estandarizada	0,205889	1,32872

Anexo 5. Resumen estadístico para la comparación de concentración inicial y porcentaje de remoción para la cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* plomo (II) pH 2.5 unidades

	concentración	remoción
Recuento	4	4
Promedio	5,05	86,1
Desviación Estándar	4,49184	4,79931
Coefficiente de Variación	88,9474%	5,57411%
Mínimo	0,2	80,9
Máximo	10,0	90,8
Rango	9,8	9,9
Sesgo Estandarizado	0,0320002	-0,10769
Curtosis Estandarizada	-1,3931	-1,86008

Anexo 6. Resumen estadístico para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011- cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* en el porcentaje de remoción de cromo (VI)

	<i>Kluyveromyces marxianus</i>	<i>Tamarindus indica</i>
Recuento	4	4
Promedio	96,975	82,0275
Desviación Estándar	2,41437	5,30778
Coefficiente de Variación	2,48968%	6,47073%
Mínimo	94,8	77,85
Máximo	99,9	89,8
Rango	5,1	11,95
Sesgo Estandarizado	0,395304	1,39782
Curtosis Estandarizada	-1,24183	1,31047

Anexo 7. Resumen estadístico para la biomasa seca *Kluyveromyces marxianus* CEBI 2011- cáscara seca del fruto de la planta *Tamarindus indica* en el porcentaje de remoción de plomo (II)

	<i>Kluyveromyces marxianus</i>	<i>Tamarindus indica</i>
Recuento	4	4
Promedio	92,165	86,1
Desviación Estándar	1,89086	4,76656
Coefficiente de Variación	2,05161%	5,53607%
Mínimo	90,59	80,94
Máximo	94,9	90,75
Rango	4,31	9,81
Sesgo Estandarizado	1,28828	-0,108955
Curtosis Estandarizada	1,14463	-1,87375