

ESCUELA POLITÉCNICA NACIONAL

FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

**EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE ADSORCIÓN DE LA
MAZORCA DE MAÍZ Y FIBRA DE COCO PARA LA ELIMINACIÓN
DE CAFEÍNA PRESENTE EN MEDIO ACUOSO**

**PROYECTO PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE INGENIERO
AMBIENTAL**

AUTOR: FABRICIO ANTONIO VALENZUELA CHANATASIG
fabricio.valenzuela94@gmail.com

DIRECTOR: DRA. CRISTINA ALEJANDRA VILLAMAR AYALA
cristina.villamar@usach.cl

CODIRECTOR: ING. MARÍA BELÉN ALDÁS
maria.aldas@epn.edu.ec

Quito, mayo 2020

DECLARACIÓN

Yo, Fabricio Antonio Valenzuela Chanatasig, declaro bajo juramento que el trabajo aquí descrito es de mi autoría; que no ha sido previamente presentado para ningún grado o calificación profesional; y, que he consultado las referencias bibliográficas que se incluyen en este documento.

La Escuela Politécnica Nacional, puede hacer uso de los derechos correspondientes a este trabajo, según lo establecido por la Ley de Propiedad Intelectual, por su Reglamento y por la normatividad institucional vigente.

FABRICIO ANTONIO VALENZUELA CHANATASIG

CERTIFICACIÓN

Certificamos que el presente trabajo fue desarrollado por Fabricio Antonio Valenzuela Chanatasig, bajo nuestra supervisión.

PhD. Cristina Alejandra Villamar

DIRECTORA DEL PROYECTO

Ing. María Belén Aldás M. Sc.

CODIRECTORA DEL PROYECTO

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero expresarle mi profunda gratitud a Dios por brindarme la vida y la sabiduría para culminar esta etapa de mi vida, brindándome fortaleza para no decaer ante las diferentes adversidades.

A mis padres Simón y Emma que, con su amor y humildad, me brindaron su apoyo incondicional para mi desarrollo como profesional inculcándome el valor del trabajo, responsabilidad y dedicación. Especialmente admiro y agradezco todo el sacrificio que a diario realizan, velando siempre el bienestar de toda la familia. Un agradecimiento a mis hermanos Cristian, Willian y Jhonatan, quienes forman una parte importante en mi vida y que demuestran ser personas con un espíritu de colaboración hacia los demás. Agradezco todo su apoyo en cada momento, lo que me ha permitido a alcanzar una nueva meta más en la vida. Un especial agradecimiento para aquella persona que me ha brindado toda su atención, cariño y motivación, acompañándome siempre en los buenos y malos momentos.

A mis amigos, Cristina, Darwin, Wilson, Adrián, Joselyn, Viviana, Karla y Carol, con los cuales hemos compartido grandes momentos de alegría, que me ayudaron a crecer personal y profesionalmente. Cada anécdota con ustedes será siempre un gran recuerdo de mi paso por la universidad. También, agradezco a Josselyn, Rolando, Mayra y Luz, amigos que a pesar de la distancia, siempre han estado motivándome a seguir adelante, a todas aquellas personas que aportaron para mi desenvolvimiento como una mejor persona.

Un profundo agradecimiento a la Dra. Alejandra Villamar, por guiarme durante este proceso, por compartir sus conocimientos y por su confianza. A la Ing. María Belén Aldás e Ing. Cristina Almeida por su colaboración para cumplir con los objetivos planteados en el presente proyecto de titulación. De igual manera, quiero agradecer al **Proyecto FONDECYT 11190352**, de la Universidad de Santiago de Chile y **Proyecto PIS 18-01** de la Escuela Politécnica Nacional quienes auspiciaron el

presente proyecto de titulación. A la Oficina de Programas y Servicios Internacional (OPSI), por brindarme la oportunidad de desarrollar mi trabajo de titulación en la USACH.

DEDICATORIA

Este trabajo está dedicado especialmente a mis padres y mis hermanos, por brindarme todo su apoyo y amor. Este logro es el reflejo de todo su sacrificio que día a día realizan y que atrás de cada logro obtenido siempre están presente.

A mis abuelitos, tíos y a toda mi familia, por su preocupación y consejos que me ayudaron a mejorar como persona.

Fabricio Valenzuela

El Grupo de Investigación Ko-Yaku, quiere a partir de su trabajo rendir un justo homenaje a tod@s las personas en el mundo, que han perdido su vida por el SARS-CoV-2. La ciencia, estamos segur@s, finalmente encontrará una cura para la crisis sanitaria actual y las que vengan. No obstante, la pandemia más extendida de nuestra historia como latinoamericanos, no será abolida, mientras no inmunicemos a nuestro continente de la corrupción.

Vendrán más crisis globales y creemos que la ciencia apoyará con la resiliencia. No obstante, la sostenibilidad de nuestra especie sólo será posible, cuando importe más el bienestar de las personas por sobre los indicadores económicos. Este cambio de paradigma será tanto o más importante que los avances en ciencia y tecnología.

Quizá, la respuesta está más cerca de lo que imaginamos...

Ama Llulla, Ama Shua, Ama Quilla.

Cristina Alejandra Villamar Ayala

Investigadora Responsable, Ko-Yaku

CONTENIDO

DECLARACIÓN	II
CERTIFICACIÓN	III
AGRADECIMIENTOS	IV
DEDICATORIA.....	VI
ÍNDICE DE TABLAS	XII
ÍNDICE DE FIGURAS	XIII
RESUMEN	XV
ABSTRACT	XVII
PRESENTACIÓN	XIX
SIMBOLOGÍA Y SIGLAS.....	XX
CAPÍTULO 1	1
INTRODUCCIÓN	1
1.1. ANTECEDENTES.....	1
1.2. JUSTIFICACIÓN.....	4
1.3. ALCANCE.....	5
1.4. OBJETIVOS.....	6
1.4.1. Objetivo general	6
1.4.2. Objetivos específicos.....	6
CAPÍTULO 2	7
MARCO TEÓRICO.....	7
2.1. GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	7
2.2. CONTAMINANTES EMERGENTES.....	10
2.2.1. Generalidades	10
2.2.2. Normativa legal internacional relacionada con los contaminantes	12
2.3. CAFEÍNA	13
2.3.1. Generalidades	13
2.3.2. Problemática ambiental asociada a la cafeína	14
2.3.3. Eliminación de cafeína de las aguas residuales.....	16
2.4. PROCESO DE ADSORCIÓN	18
2.4.1. Definición.....	18
2.4.2. Tipos de adsorción	19
2.4.3. Isotermas de adsorción	20
2.4.4. Cinética de adsorción	22

2.4.5. Adsorción de contaminantes emergentes con residuos lignocelulósicos	24
CAPÍTULO 3	31
METODOLOGÍA.....	31
3.1. ACONDICIONAMIENTO DE LOS RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS	31
3.2. MODELO EXPERIMENTAL.....	32
3.2.1. Determinación de la dosis óptima.....	33
3.2.2. Determinación del tiempo óptimo	34
3.2.3. Ensayos de mezcla de materiales	34
3.3. MÉTODOS PROCEDIMENTAL, ANALÍTICO E INSTRUMENTAL	35
3.3.1. Determinación de la curva de calibración	35
3.3.2. Caracterización química de los residuos lignocelulósicos	35
3.3.3. Caracterización mediante técnicas instrumentales.....	36
3.4. ANÁLISIS DE DATOS	36
3.4.1. Modelos de adsorción de Freundlich y Langmuir	36
3.4.2. Cinéticas de adsorción	37
CAPÍTULO 4	38
RESULTADOS Y DISCUSIONES	38
4.1. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA	38
4.1.1. Contenido de extractivos	39
4.1.2. Contenido de lignina.....	40
4.1.3. Contenido de celulosa	41
4.1.4. Contenido de hemicelulosa	41
4.1.5. Contenido de cenizas	42
4.1.6. Contenido de material volátil	42
4.2. CARACTERIZACIÓN INSTRUMENTAL.....	42
4.2.1. Espectroscopia Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR).....	42
4.2.2. Microscopía Electrónica de Barrido (MEB).....	48
4.3. ENSAYO EXPERIMENTAL	52
4.3.1. Curva de calibración.....	52
4.3.2. Dosis óptima de la fibra de coco.....	53
4.3.3. Dosis óptima de la mazorca de maíz.....	54
4.3.4. Tiempo óptimo de contacto de la fibra de coco	55
4.3.5. Tiempo óptimo de contacto de la mazorca de maíz	56
4.3.6. Efecto de la mezcla de los materiales	57
4.4. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN Y MODELOS CINÉTICOS	58
4.4.1. Isotermas de adsorción de la fibra de coco	58
4.4.2. Isotermas de adsorción de la mazorca de maíz	61
4.4.3. Cinética de adsorción de la fibra de coco.....	63
4.4.4. Cinética de adsorción de la mazorca de maíz.....	65
4.5. EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE LOS MATERIALES	67

CAPÍTULO 5	72
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	72
5.1. CONCLUSIONES	72
5.2. RECOMENDACIONES.....	73
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75
ANEXOS	97
ANEXO 1	98
REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ACONDICIONAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DEL MATERIAL.....	98
Anexo A1.1 Esquema del acondicionamiento de los residuos lignocelulósicos	99
Anexo A1.2 Registro fotográfico del ensayo de determinación de extractivos en etanol-tolueno.....	100
Anexo A1.3 Registro fotográfico del ensayo de determinación de extractivos en agua	101
Anexo A1.4 Registro fotográfico del ensayo de determinación de hemicelulosa de los materiales	102
Anexo A1.4 Registro fotográfico del ensayo de determinación de lignina de los materiales	103
ANEXO 2	104
RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS.....	104
Anexo A2.1 Contenido de humedad de los materiales lignocelulósicos	105
Anexo A2.4 Contenido de material volátil de los materiales lignocelulósicos	106
Anexo A2.5 Contenido de cenizas de los materiales lignocelulósicos	106
Anexo A2.6 Contenido de hemicelulosa en los materiales lignocelulósicos	107
Anexo A2.7 Contenido de lignina en los materiales lignocelulósicos	107
ANEXO 3	108
RESULTADOS DE LOS ENSAYOS DE ADSORCIÓN.....	108
Anexo A3.1 Resultados de la determinación de la dosis óptima de la fibra de coco.....	109
Anexo A3.2 Resultados de la determinación de la dosis óptima de la mazorca de maíz.....	109
Anexo A3.3 Resultados de la determinación del tiempo óptimo de la fibra de coco.....	110
Anexo A3.4 Resultados de la determinación del tiempo óptimo de la mazorca de maíz.....	110

Anexo A3.5 Resultados de la mezcla de los materiales	111
ANEXO 4	112
RESULTADOS DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE LANGMUIR Y FREUNDLICH	112
Anexo A4.1 Componentes obtenidos para la elaboración de las isotermas de langmiur de la fibra de coco	113
Anexo A4.2 Componentes obtenidos para la elaboración de las isotermas de langmiur de la mazorca de maíz	113
Anexo A4.3 Componentes obtenidos para la elaboración de las isotermas de freundlich de la fibra de coco	115
Anexo A4.4 Componentes obtenidos para la elaboración de las isotermas de freundlich de la mazorca de maíz	115
ANEXO 5	117
RESULTADOS DE LOS MODELOS CINÉTICOS DE ADSORCIÓN DE PSEUDO PRIMER ORDEN Y PSEUDO SEGUNDO ORDEN	117
Anexo A5.1 Componentes para la elaboración del modelo cinético de pseudo primer orden de la fibra de coco	118
Anexo A5.2 Componentes para la elaboración del modelo cinético de pseudo primer orden de la mazorca de maíz	118
Anexo A5.3 Componentes para la elaboración del modelo cinético de pseudo segundo orden de la fibra de coco.....	120
Anexo A5.4 Componentes para la elaboración del modelo cinético de pseudo segundo orden de la mazorca de maíz.....	121
ANEXO 7	123
ANÁLISIS DE COSTOS.....	123
ANEXO 8	130
ACTIVIDADES DE DIFUSIÓN CIENTÍFICA.....	130

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1 Composición promedio del agua residual doméstica	9
Tabla 2.2 Concentración de cafeína en diferentes medios	15
Tabla 2.3 Porcentaje de eficiencia y costo de los procesos avanzados de tratamiento	17
Tabla 2.4 Características de la adsorción física y química.....	19
Tabla 2.5 Porcentaje de composición de la fibra de coco	27
Tabla 2.6 Porcentaje de composición de la mazorca de maíz	29
Tabla 3.1 Rango de dosis de material aplicado para cada tamaño de partícula	33
Tabla 4.1 Composición química de los materiales lignocelulósicos	38
Tabla 4.2 Análisis proximal de los materiales lignocelulósicos.....	39
Tabla 4.3 Contenido de extractivos de los materiales lignocelulósicos	39
Tabla 4.4 Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para la fibra de coco.....	59
Tabla 4.5 Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para la mazorca de maíz.....	63
Tabla 4.6 Constantes y coeficiente de correlación de los modelos de pseudo primero y segundo orden para la fibra de coco	65
Tabla 4.7 Constantes y coeficiente de correlación de los modelos de pseudo primero y segundo orden para la mazorca de maíz	67
Tabla 4.8 Condiciones para la adsorción de cafeína por diferentes bioadsorbentes.....	70

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1 Estructura molecular de la cafeína	13
Figura 2.2 Proceso de adsorción.....	18
Figura 2.3 Etapas de transporte del adsorbato hacia los sitios activos del adsorbente.	23
Figura 2.4 Principales componentes de la biomasa	26
Figura 2.5 Producción de coco en el mundo	26
Figura 2.6 Producción de maíz en el mundo	28
Figura 2.7 Producción de maíz en el ecuador	30
Figura 3.1 Etapas de la metodología.....	31
Figura 3.2 Representación del procedimiento de los ensayos batch	33
Figura 4.1 Espectroscopía del estándar de cafeína	43
Figura 4.2 Espectroscopía de fibra de coco y mazorca de maíz	44
Figura 4.3 Espectroscopía de la fibra de coco antes y después del proceso de adsorción	46
Figura 4.4 Espectroscopía de la mazorca de maíz antes y después del proceso de adsorción	47
Figura 4.5 Micrografía meb de la fibra de coco antes del proceso de adsorción.....	49
Figura 4.6 Micrografía meb de la mazorca de maíz antes del proceso de adsorción.....	51
Figura 4.7 Curva de calibración de cafeína.....	52
Figura 4.8 Comparación de los tamaños de la fibra de coco en la adsorción del contaminante.....	53
Figura 4.9 Comparación de los tamaños de la mazorca de maíz en la adsorción del contaminante.....	54
Figura 4.10 Efecto del tiempo en la adsorción con los tres tamaños de la fibra de coco.....	55
Figura 4.11 Efecto del tiempo en la adsorción con los tres tamaños de la mazorca de maíz.....	56
Figura 4.12 Efecto en la capacidad de adsorción de tres diferentes mezclas de los materiales	58

Figura 4.13 Isotermas de Freundlich e isotermas de Langmuir para los tres tamaños de partícula de la fibra de coco.....	60
Figura 4.14 Isotermas de Freundlich e isotermas de Langmuir para los tres tamaños de partícula de la mazorca de maíz.....	62
Figura 4.15 Modelo de pseudo primer orden y modelo de pseudo segundo orden para los tres tamaños de partícula de la fibra de coco.....	64
Figura 4.16 Modelo de pseudo primer orden y modelo de pseudo segundo orden para los tres tamaños de partícula de la mazorca de maíz.....	66
Figura 4.17 Comparación entre la fibra de coco y mazorca de maíz en la eficiencia de adsorción.....	68

RESUMEN

El presente estudio evaluó el potencial de la fibra de coco (FC) y mazorca de maíz (MM) en la eliminación de la cafeína presente en medio acuoso.

La composición química de los materiales, donde se incluye el análisis proximal, de celulosa, lignina y extractivos, se determinó con base en las normas ASTM (D 4442-92, 1102 – 84, 872 – 82, D 1106-96, D 1109-84, 1107-96 y ASTM D 1110-84). En cuanto la caracterización instrumental, esta fue desarrollada mediante Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR) y Microscopía Electrónica de Barrido (MEB), con el fin de realizar un análisis cualitativo de los grupos funcionales, y obtener información de la topografía y morfología de los materiales, respectivamente. Los ensayos de adsorción fueron de tipo batch y por triplicado. Estos se llevaron a cabo con tamaños de partícula pequeño (125 μm -150 μm), mediano (300 μm -600 μm) y grande (800 μm -2 mm), a temperatura ambiente ($\approx 20^\circ \text{C}$). Además, para los ensayos de adsorción se utilizó una concentración de cafeína de 30 ppm y aislados de la radiación UV, evitando la degradación fotolítica. Las dosis de FC utilizadas fueron de 1 a 20 g/L para los tres tamaños de partículas. Mientras tanto, para la MM se usaron dosis de 1 a 25 g/L para el tamaño de las tres partículas. El tiempo de contacto fue de 180 minutos. Posteriormente, se determinó el tiempo de contacto óptimo, utilizando tiempos de 5, 15, 30, 45, 60, 120, 180, 240, 300 y 360 minutos, según el material. Una vez determinadas las condiciones de tiempo y dosis óptima, se realizaron ensayos de tipo batch para determinar la interacción y la acción sinérgica con base en el material con la mayor eficiencia de remoción. Para lo cual, se implementó tres situaciones de mezcla formadas de 75% FC - 25 % MM, 50% de cada material y 25% FC - 75% MM. Los porcentajes de mezcla fueron aplicados al peso total del material empleado para obtener la dosis óptima.

La máxima remoción de cafeína utilizando FC se obtuvo con la partícula pequeña a una concentración de 5 g/L de material, con un tiempo de 30 min, obteniendo una remoción del 96,4 %. La MM obtuvo un porcentaje máximo de remoción de 58,6 %,

con una dosis de 11 g/L, a 180 min, empleando igualmente la partícula pequeña. En cuanto a los modelos de adsorción, el estudio determinó que la FC se ajusta mejor al modelo de Langmuir. En el caso de la MM las partículas pequeña y mediana se acoplaron al modelo de Langmuir, mientras que la partícula grande al modelo de Freundlich. Por otro lado, el modelamiento de las cinéticas de adsorción determinó que la FC y la MM se ajustan al modelo cinético de pseudo segundo orden. Esto indica que existe un proceso de quimisorción para la eliminación de la cafeína por parte de los dos materiales.

ABSTRACT

The proposed study evaluated the potential of coconut and corn cob fiber in the elimination of caffeine present in an aqueous medium.

The chemical composition of the materials, including proximal, cellulose, lignin, and extractive analysis, was determined based on ASTM standards (D 4442-92, 1102 - 84, 872 - 82, D 1106-96, D 1109-84, 1107-96 and ASTM D 1110-84). As for the instrumental characterization, it was developed by Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and Scanning Electron Microscopy (SEM), to perform a qualitative analysis of the functional groups, and to obtain information on the topography and morphology of the materials, respectively. Adsorption tests were carried out in batches and triplicate. They were carried out with small (125 μm -150 μm), medium (300 μm -600 μm) and large (800 μm -2 mm) particle sizes, at room temperature ($\approx 20^\circ \text{C}$). Besides, a concentration of caffeine of 30 ppm and isolates from UV radiation was used for the adsorption tests, preventing photolytic degradation. The doses of coconut fiber used were from 1 to 20 g/L for the three particle sizes. Meanwhile, for corn cob, doses of 1 to 25 g/L were used for all three particle sizes. The contact time was 180 minutes. Subsequently, the optimal contact time was determined, using times of 5, 15, 30, 45, 60, 120, 180, 240, 300, and 360 minutes, depending on the material. Once the optimal time and dose conditions were determined, batch-type tests were performed to determine the interaction and synergistic action based on the material with the highest removal efficiency. For this purpose, three mixing situations were implemented, consisting of 75% coconut fiber - 25% corn cob, 50% of each material and 25% coconut fiber - 75% corn cob. The mixing percentages were applied to the total weight of the material used to obtain the optimum dose.

The maximum removal of caffeine using coconut fiber was obtained with the small particle at a concentration of 5 g/L of material, with a time of 30 min, obtaining a removal of 96.4 %. The corn cob obtained a maximum removal percentage of 58.6 %, with a dose of 11 g/L, at 180 min, also using the small particle. About adsorption models, the study found that coconut fiber best fits the Langmuir model. In the case

of the corn cob, the small and medium particles were coupled to the Langmuir model, while the large particle was coupled to the Freundlich model. On the other hand, modeling of adsorption kinetics determined that coconut fiber and corn cob fit the pseudo second order kinetic model. This indicates that there is a chemisorption process for the removal of caffeine by the two materials.

PRESENTACIÓN

El presente proyecto de titulación constituye una evaluación del potencial de la fibra de coco (FC) y mazorca de maíz (MM) para la eliminación de la cafeína en medio acuoso. El estudio incluye cinco capítulos, conformados de la siguiente manera:

El primer capítulo detalla la problemática relacionada con la contaminación con cafeína. Además, se presentan los antecedentes, la justificación, el alcance y los objetivos del presente proyecto.

El segundo capítulo corresponde a la parte teórica, el cual contiene aspectos generales de las aguas residuales, la contaminación y problemas ambientales, relacionados con la cafeína como contaminante emergente, señalando algunos de los tratamientos con los cuales se elimina actualmente. Además, se muestra los fundamentos teóricos para la utilización de los desechos agroindustriales como bioadsorbentes, para la eliminación de la cafeína en medio acuoso.

El tercer capítulo especifica la metodología desarrollada en la parte experimental, en el cual se detalla el acondicionamiento y caracterización de la FC y MM. Además, incluye el análisis de las condiciones óptimas y el procedimiento de los ensayos de adsorción para obtener las isothermas y los modelos cinéticos para la eliminación del contaminante.

El cuarto capítulo muestra los resultados y discusión de la caracterización de los materiales, incluyendo los diferentes ensayos de adsorción. Por otro lado, la discusión del modelamiento de las cinéticas e isothermas de adsorción. Se incluye una comparación de la capacidad de adsorción de los dos materiales.

Finalmente, el quinto capítulo contiene las conclusiones a las que se llegaron al desarrollar los objetivos. Además, se presenta las recomendaciones con base en el desarrollo de este proyecto.

SIMBOLOGÍA Y SIGLAS

CA:	Carbón activado
CAF:	Cafeína
CE:	Contaminantes emergentes
COT:	Carbón orgánico total
DBO:	Demanda Bioquímica de Oxígeno
DQO:	Demanda Química de Oxígeno
FAO:	Food and Agriculture Organization (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura)
FC:	Fibra de coco
FIRA:	Fideicomisos Instituidos en Relación con la Agricultura
MM:	Mazorca de maíz
NH ₄ ⁺ :	Amonio
NO	Nitrógeno orgánico
NT	Nitrógeno total
NMP:	Número más probable
N-NH ₄ ⁺ :	Nitrógeno amoniacal
N-NO ₂ ⁻ :	Nitritos
NO ₂ ⁻ :	Nitritos
NO ₃ ⁻ :	Nitratos
N-Orgánico:	Nitrógeno Orgánico
NT:	Nitrógeno Total
NTK:	Nitrógeno Kjeldahl
OD:	Oxígeno Disuelto
PI:	Fósforo inorgánico
PO:	Fósforo orgánico
PO ₄ ⁻³ :	Fosfato
P-Orgánico:	Fósforo Orgánico
PT:	Fósforo Total
PTAR:	Planta de tratamiento de aguas residuales
SDT:	Sólidos disueltos totales

SS:	Sólidos sedimentables
SST:	Sólidos suspendidos totales
ST:	Sólidos totales
STF:	Sólidos totales fijos
STV:	Sólidos totales volátiles
UNESCO:	Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura
WWAP:	World Water Assessment Programme (Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos)

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1. ANTECEDENTES

La vida moderna donde las personas desarrollan y consumen productos farmacéuticos y de cuidado personal, ha desarrollado una problemática sobre la existencia de contaminantes emergentes (CE) en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) y los diferentes cuerpos de agua (Andrew Lin & Chen, 2016). Los productos farmacéuticos ingresan en pequeñas cantidades al ambiente de manera continua a través de las PTAR, debido a que estas instalaciones no tienen la capacidad para eliminarlos, e ingresan al medio acuático con un gran potencial de riesgo ambiental y salud pública (García-Gómez et al., 2011).

Los productos de la industria farmacéutica, productos para el cuidado personal, agentes tensoactivos, pesticidas, aditivos industriales, plastificantes, entre otros, forman parte del gran número de CE (Gil et al., 2012). Los estudios sobre los CE son recientes, por lo cual, no se ha podido determinar la magnitud de sus consecuencias a futuro. Sin embargo, son considerados con potencial toxicidad crónica, disrupción endócrina y bioacumulación (Patiño et al., 2014).

Dentro de estos CE se encuentra la cafeína, la cual es considerada la sustancia psicoactiva de mayor consumo en el mundo al poseer características estimulantes (Uddin et al., 2017). Esta sustancia se encuentra naturalmente en unas 60 especies de plantas, de las cuales los más conocidos el café, cacao y hojas de té. Además, se encuentra en los refrescos, bebidas energizantes y fármacos (Reyes & Cornelis, 2018).

La existencia de cafeína en los cuerpos de agua tiene efectos adversos hacia los ecosistemas acuáticos, debido a una exposición continua. Esta sustancia puede alterar diferentes organismos, causando problemas de crecimiento, bioacumulación y alteración del comportamiento, desencadenando problemas en los niveles tróficos más altos (Rosi-Marshall et al., 2013; Dafouz & Valcárcel, 2017). El consumo promedio mundial de esta sustancia es aproximadamente 70 mg/persona-día

(Viviano et al., 2017), pero varía en función del país. Por ejemplo, en EE. UU. su consumo se encuentra entre 140 a 210 mg/persona-día (Rodríguez del Rey et al., 2012). No obstante, aunque el consumo es amplio, aproximadamente entre el 0,5 al 10% de la cafeína no se metaboliza y es excretada en la orina y las heces (Viviano et al., 2017). Sin embargo, otras fuentes de cafeína en las aguas residuales son las bebidas sobrantes y que son vertidas al desagüe, junto con el enjuague de los utensilios, lo que ocasiona que la concentración de la cafeína en las aguas residuales sin tratar sea aproximadamente de 20 a 300 µg/L (Sauvé et al., 2012) . En los efluentes tratados varía con base en el nivel de tratamiento alcanzado entre los procesos (de primarios a terciarios) los cuales alcanzan de 0,1 a 20 µg/L. Con referente a los cuerpos de agua superficial (ríos, lagos y mares), las concentraciones disminuyen, alcanzando concentraciones entre 0,003 a 1,5 µg/L (Busse & Nagoda, 2015; Dafouz & Valcárcel, 2017).

Diferentes procesos y tratamientos se han venido estudiando para disminuir la concentración de la cafeína y demás CE en las aguas residuales. Esto es debido a que, en muchos casos, las PTAR no están diseñadas para eliminar dichos compuestos. Únicamente cumplen con los parámetros previo a su descarga en los cuerpos de agua superficial como los sólidos suspendidos, la DBO₅ y la DQO (SgROI et al., 2017). Las PTAR modernas a menudo emplean tratamientos terciarios y avanzados que generalmente son eficientes en al eliminar la mayor parte de los CE. Sin embargo, estas tecnologías avanzadas rara vez se aplican, debido al gran capital y los costos operativos que involucran (Roccaro et al., 2013). La eliminación de la cafeína se da mediante procesos biológicos y físico-químicos. Dentro de este último, se encuentran la adsorción, coagulación y floculación (Teh et al., 2016).

La adsorción se puede definir como un proceso en el que se emplean diferentes materiales, donde el elemento contaminante es recolectado gracias a las interacciones moleculares, ocupando los espacios del material adsorbente y removiéndolo del medio en el que se encuentra presente (García-Rojas et al., 2012). Estos materiales se han venido estudiando ampliamente para la eliminación de CE en agua. Dentro de estos, se encuentra principalmente el carbón activado, considerado el principal adsorbente en la eliminación de dichos compuestos (Secondes et al., 2014). A pesar de que el carbón activado, tiene un uso extenso

en el proceso de adsorción, su principal desventaja es su excesivo costo de regeneración y eliminación después del uso (Hussain et al., 2011). Por lo tanto, el uso de residuos agroindustriales como bio-adsorbentes, puede viabilizar el uso de la filtración dentro del tratamiento de CE, ya que se encuentran en abundancia y cuentan con un bajo o nulo valor comercial (Yuvaraja et al., 2014). La producción de estos residuos, supera los $1\,549,42 \times 10^9$ ton/año a escala global (Sovacool & Drupady, 2011). Entre estos, se encuentra la mazorca de maíz (MM) y la fibra de coco (FC), los cuales han sido probados para eliminar diferentes contaminantes de agua residual (Sallau et al., 2012).

La FC es uno de los desechos agrícolas con gran cantidad de lignina, celulosa y hemicelulosa, con porcentajes entre 4-45%, 36-43% y 18-20%, respectivamente (Shukla & Shukla, 2013). La FC, como bio-adsorbente, se ha utilizado de manera alternativa por su bajo costo, para la eliminación de contaminantes, tales como: colorantes y otras sustancias, tanto orgánicas como inorgánicas presentes en agua (Zaidan et al., 2015). Este material, ha reportado eliminación de cadmio de alrededor del 81% (Kramer et al., 2014), cromo (VI) mayor a 95% (Miretzky & Cirelli, 2010) y plata con una eliminación del 80% (Staroń et al., 2017).

La MM es un residuo de la industria agrícola, que se produce en gran cantidad después de separar el grano. Además, se calcula que se obtienen 170 kg del residuo por tonelada de maíz procesado. Este residuo contiene un alto contenido de hemicelulosa (31-34%), celulosa (34-45%) y lignina (14-15.8%) (Córdoba et al., 2013). Además, son residuos orgánicos disponibles sin costo o bajo costo, siendo aplicados para eliminar colorantes y diferentes tipos de metales pesados (Salleh et al., 2011). Dentro de los colorantes que se han estudiado se encuentra el ácido rojo 40. La utilización de la MM mostró una alta eficiencia en la eliminación, alcanzando el 95% (Moreno et al., 2012). Entre los iones tratados con este material se encuentran el Cd (II), Pb (II) Zn (II), obteniendo valores de eliminación entre el 20 y 40%. Además, la eliminación de Co (II), Fe (II) y Cu (II) con valores de eliminación entre el 30 y 50% (Igwe et al., 2011).

La información sobre el uso de residuos agroindustriales como material adsorbente para la eliminación de la cafeína es limitada. Por lo tanto, el trabajo desarrollado en

esta tesis generaría información adicional sobre el uso de materiales alternativos no usados anteriormente en la eliminación de cafeína. Así, el objetivo de este proyecto fue evaluar la capacidad adsorptiva de dos materiales lignocelulósicos la FC y la MM para la eliminación de la cafeína presente en medio acuoso, mediante un análisis experimental, con el propósito de establecer la capacidad máxima de adsorción de los mencionados materiales.

1.2. JUSTIFICACIÓN

Las investigaciones sobre la ocurrencia de los CE en medios acuáticos han llamado la atención, a causa de su repercusión en los diferentes organismos acuáticos y terrestre, inclusive en la salud pública (García-Gómez et al., 2011). Las PTARs convencionales se han convertido en fuentes puntuales de este tipo de contaminantes, debido a que estas instalaciones no fueron diseñadas para eliminarlos. Además, la implementación de tratamientos terciarios puede ser inviable económicamente (Mahugo-Santana et al., 2011). Ante esto, se ha visto la necesidad de estudiar procesos de fácil manejo, con menores costos de operación y eficientes. De igual forma con la capacidad tratar el agua residual doméstica incluyendo los contaminantes emergentes.

El potencial de adsorción de residuos agroindustriales enfocados sobre la eliminación de diferentes CEs, se han venido estudiado durante los últimos años. Sin embargo, el empleo de estos materiales para la eliminación de cafeína se encuentra limitado al empleo de carbón activado y de pocos materiales lignocelulósicos como el tallo de uva (Portinho et al., 2017). Por lo cual, en este estudio se evaluará la eliminación de cafeína por medio de la adsorción por parte de los residuos lignocelulósicos (fibra de coco y mazorca de maíz) en solución acuosa, para determinar si este proceso es viable para lograr este objetivo.

Los materiales procedentes de la industria agrícola como bio-adsorbentes se han destacado por poseer una composición química única. Además, dichos materiales han mostrado tener propiedades intrínsecas como estabilidad química, una elevada porosidad y una mayor área superficial, lo que favorece la adsorción (Mo et al., 2018). Por otro lado, la utilización de este tipo de materiales cuenta con ventajas

sobre otro tipo de tecnologías, como la abundancia y su fácil disponibilidad. De esta manera, se logra minimizar los costos de inversión, y costos referidos al tratamiento o disposición de estos residuos (Lv et al., 2012).

Este estudio, determinará la influencia de las características morfológicas y la composición química de la MM y FC en el proceso de adsorción. Además, las condiciones óptimas, como el tamaño de partícula, la dosis y el mejor tiempo de contacto se determinarán para lograr la máxima eliminación de la cafeína. Finalmente, los resultados obtenidos en la experimentación servirán para la modelación de la isoterma, estableciéndose el porcentaje de eficiencia del proceso.

1.3. ALCANCE

El presente estudio que es de índole experimental tiene la finalidad de proponer el uso de dos residuos lignocelulósicos, con el fin de realizar una investigación preliminar que permita darle una aplicación tecnológica para la remediación. Además, el estudio pretende mostrar el potencial de este tipo de residuos en cuanto a su función como adsorbente y su posible revalorización, haciendo que las futuras tecnologías relacionadas sean más sustentables.

El estudio evalúa la capacidad que tienen la fibra de coco y la mazorca de maíz para la adsorción de cafeína, tomando en cuenta tres diferentes tamaños de partícula. Además, el estudio analiza la dosis y el tiempo óptimo del material lignocelulósico. Este factor tiene la finalidad de dar a conocer la cantidad mínima, con la que se elimina la mayor cantidad de contaminante y el tiempo mínimo necesario para lograr una eliminación eficiente. Es decir, da cuenta de variables que se optimizan para posteriormente considerarlas dentro del diseño y evaluación de tecnologías que usen estos materiales.

Los resultados obtenidos, determinarán las eficiencias de eliminación del contaminante, por parte de los materiales y si este proceso de eliminación se ajusta a mecanismos de fisisorción o quimisorción. Por lo tanto, estos resultados, podrían contribuir como base para el diseño e implementación de tecnologías de tipo no convencional para tratar las aguas residuales domésticas.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. OBJETIVO GENERAL

Evaluar el potencial de adsorción de la mazorca de maíz y fibra de coco para la eliminación de cafeína presente en medio acuoso, mediante análisis instrumental, analítico y pruebas batch, con el fin de establecer la máxima capacidad adsorptiva de cada residuo.

1.4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar las características fisicoquímicas, morfológicas y mecánicas de la mazorca de maíz y fibra de coco, mediante métodos analíticos e instrumentales con el fin de establecer su funcionalidad para ser empleada como adsorbente.
- Evaluar las condiciones y variables óptimas que permitan que la mazorca de maíz y fibra de coco elimine la mayor cantidad de cafeína, mediante ensayos tipo batch, con el fin de establecer el modelo de adsorción que más se adapte al proceso, ajustando los resultados a modelos de isothermas de Freundlich y Langmuir.
- Determinar el material o mezcla de materiales más eficiente en la adsorción de cafeína, mediante la evaluación de ensayos batch y obtención de isothermas, con el fin de establecer el máximo potencial de ambos materiales en la eliminación de cafeína.

CAPÍTULO 2

MARCO TEÓRICO

2.1. GENERACIÓN Y CARACTERIZACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

El crecimiento poblacional muestra en la actualidad, grandes desafíos, dentro de los que se encuentra el incremento de la generación de las aguas residuales (WWAP, 2017). Según Sato et al. (2013), a pesar de que la información sobre la generación de las aguas residuales en varias zonas a escala global es limitada. En los últimos años se ha estimado que de los 3 928 km³ de agua dulce que se extrae cada año el 8 % (alrededor de 314 km³) es liberado al ambiente como agua residual (UNESCO, 2017). Dentro de la información que se maneja a nivel mundial, cerca del 60% del agua residual municipal generada cuenta con algún medio de tratamiento, en tanto en países con bajos ingresos únicamente el 8% cuenta con alguna vía de tratamiento (WWAP, 2018).

Según estimaciones, en las zonas de Latinoamérica y Caribe, los sectores urbanos producen más de 30 km³ de agua residual doméstica anualmente (FAO, 2017). La mayoría de las aguas residuales que se producen, no cuentan con tratamiento previo al ser descargadas. Apenas el 20% de agua residual recibe algún tipo de tratamiento antes de ser liberadas al ambiente (WWAP, 2017). En Ecuador, de los 221 GAD municipales existentes, el 63,3% realizan tratamientos de las aguas residuales antes de ser descargadas. Mientras que, el resto de GAD's, las descargan sin ningún tratamiento (INEC, 2016).

Las aguas residuales son el conjunto de todos aquellos desechos, en solución o suspendidos, que son conducidos por el agua y eliminados de las poblaciones a través de diferentes medios (Ibiam y Igewnyi, 2012). Las aguas residuales debido a sus propiedades, no pueden ser utilizadas directamente para regadío (Amoatey y Bani, 2011). El agua residual dependiendo de su procedencia, se clasifica en doméstica, agrícola e industrial. La generación de las aguas residuales domésticas es una consecuencia intrínseca de las diferentes actividades humanas dentro del entorno del hogar (Sato et al., 2013). Estas aguas contienen residuos de las

actividades de higiene del ser humano, lavandería y cocina. Según estimaciones, el porcentaje en peso que muestra este tipo de agua residual es de 99,9% agua y 0,1% sólidos disueltos, coloidales y suspendidos (Díaz et al., 2012). Dentro de la cantidad de sólidos presentes se encuentra la materia orgánica e inorgánica con un porcentaje de 70 y 30%, respectivamente. El material orgánico, consta de 65% proteínas, 25% carbohidratos y 10% grasas. Mientras que, el material inorgánico está conformado por arena, detritos y sales metálicas. Además, se encuentran presentes bacterias intestinales como la *Escherichia coli*, y otros microorganismos patógenos, como los protozoos y helmintos, los cuales son generalmente la causa de enfermedades gastrointestinales en humanos (Sudjarwo et al., 2014). La combinación y la composición del agua residual, dependerá de los hábitos de consumo, infraestructura sanitaria e incluso de factores ambientales y zonificación rural y urbana (Laugesen et al., 2010).

La calidad del agua resulta ser de interés primordial para la humanidad, debido a que tiene una relación directa con su bienestar, y está determinada por los diferentes parámetros físicos, químicos y biológicos (Faisal et al., 2015). Las características físicas de este tipo de agua se determinan por sus propiedades organolépticas tales como la temperatura, el color, sabor, turbidez, sólidos suspendidos, sedimentables y disueltos (Martínez, 2014). Dentro de los parámetros químicos, se encuentran la cantidad de materia orgánica biodegradable, nutrientes, entre otros. Esta cantidad de materia de tipo orgánica se obtiene con base en la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). Por otro lado, el porcentaje de nutrientes presente se obtiene de acuerdo con las diferentes formas del nitrógeno como el Amonio (NH_4^+), Nitrógeno Total (NT), Nitrógeno Kjeldahl (NTK), Nitrógeno Orgánico (N-Orgánico), Nitritos (NO_2^-) y Nitratos (NO_3^-). Además, se evalúan las formas del fósforo como Fósforo Total (PT), Fósforo Orgánico (P-Orgánico) y fosfatos (PO_4^{3-}). Dentro de las propiedades químicas, también se evalúan otros aspectos como el pH, el Oxígeno Disuelto (OD), alcalinidad, aceites y grasas (Romero, 2013). Finalmente, las propiedades biológicas están relacionadas con microorganismos patógenos como los Coliformes Totales (CT) y Coliformes Fecales (CF), así como protozoos, metazoos y microalgas (León, 2015).

La Tabla 2.1 describe las principales características físico-químicas y biológicas del agua residual doméstica según sus niveles de concentración.

Tabla 2.1 Composición promedio del agua residual doméstica

Parámetros	Símbolo	Unidades	Concentración		
			Fuerte	Media	Débil
Sólidos totales	ST	mg/L	1000-1200	500-720	200-350
Sólidos totales fijos	STF	mg/L	300-600	150-355	80-165
Sólidos totales volátiles	STV	mg/L	700-600	350-365	120-185
Sólidos suspendidos totales	SST	mg/L	350-500	200-300	100
Sólidos disueltos totales	SDT	mg/L	850-500	200-500	100-250
Sólidos sedimentables	SS	mg/L	250	180	40
Carbón orgánico total	COT	mg/L	290	160	80
Demanda química de oxígeno	DQO	mg/L	1000-800	500-450	250-160
Demanda Bioquímica de oxígeno	DBO ₅	mg/L	400-300	220-200	110-100
Nitrógeno total	NT	mg/L	86-85	50-40	25-20
Nitrógeno orgánico	NO	mg/L	35	20-15	10-8
Nitrógeno amoniacal	N-NH ₄ ⁺	mg/L	50	30-25	15-12
Nitritos	N-NO ₂ ⁻	mg/L	0,1	0,05	0,001
Fósforo total	PT	mg/L	17-20	7-10	2-6
Fósforo orgánico	PO	mg/L	5	3	1
Fósforo inorgánico	PI	mg/L	10	5	3
pH	-	-	6-9	6-9	6-9

Tabla 2.1 Continuación

Parámetros	Símbolo	Unidades	Concentración		
			Fuerte	Fuerte	Fuerte
Aceites y grasas	-	mg/L	150	100	50
Alcalinidad (CaCO ₃)	-	mg/L	200	100	50
Coliformes totales	-	NMP/100mL	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁶ -10 ⁷

Fuente: J. J. García (2010), Rodríguez et al. (2015), Rawat et al. (2011)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

2.2. CONTAMINANTES EMERGENTES

2.2.1. GENERALIDADES

Dentro de los últimos 20 años, muchos estudios han dado a conocer la aparición de nuevos compuestos, denominados "contaminantes emergentes", en ecosistemas ambientales (Deblonde et al., 2011). Los contaminantes emergentes (CE) son sustancias químicas de origen antropogénico principalmente de origen natural, que se descargan continuamente al ambiente en concentraciones trazas ($\mu\text{g/L}$). Estos compuestos, no son controlados (no son tratados), por lo que tienen la capacidad de ingresar al ambiente con potenciales efectos adversos y/o persistentes conocidos o sospechosos para el ecosistema y la salud humana. Además, podrían producir toxicidad crónica, alteración endócrina y desarrollo de resistencia a los patógenos y no se deben descartar fenómenos como la bioacumulación o la toxicidad sinérgica (Gavrilescu et al., 2015). El origen de los CE son diversas y debido a la falta de inspección y la producción de nuevos productos químicos pueden dar lugar a nuevas fuentes a nivel global (Ávila et al., 2010).

Actualmente, los CE no se encuentran integrados en procesos de monitoreo que habitualmente se lleva a cabo y su comportamiento, destino y efectos ecotoxicológicos aún no se comprenden totalmente. Este tipo de contaminantes se

hallan en bajas concentraciones después de ser eliminados por las PTARs tanto en áreas urbanas e industriales (Bernabeu et al., 2011). Casi ninguna de las PTARs existentes están destinadas a eliminar eficientemente los CE. Por lo tanto, la mayoría de estos contaminantes, junto con sus metabolitos, pueden escapar de la eliminación en las PTAR. Esto ocasionaría el ingreso al medio acuático, mediante efluentes de aguas residuales, convirtiéndose en la principal fuente puntual de los CE. Posterior a ser desechados al ambiente, los contaminantes emergentes son sometidos a diversos procesos de degradación. Cuando tiene lugar este proceso de transformación, los productos de degradación muchas veces son más persistentes que sus correspondientes compuestos parentales. Además, existen otras fuentes de contaminación difusas en las que se puede encontrar CE, como las deposiciones atmosféricas y las generadas en los sitios de producción de animales y cultivos (Mahugo-Santana et al., 2011). Esto podría acarrear problemas para la reutilización de efluentes tratados, a causa de la existencia de CE en el agua de riego para la agricultura (Álvarez et al., 2010).

Los CE se encuentran clasificados de acuerdo con su origen. Dentro de esta clasificación se halla los productos farmacéuticos, subproductos de desinfección y de cuidado personal, preservación de la madera, pesticidas, productos químicos industriales, entre otros. En efecto, se ha determinado que a partir del año 1930 la producción de productos químicos de origen antropogénico creció de 1 millón a 400 millones de t/año a escala global. Las estadísticas publicadas entre los años 2002 al 2011, revelan que la composición de más de la mitad de los productos químicos tiene un efecto perjudicial en el ambiente. Además, de estos últimos más del 70% son productos químicos, con un potencial impacto ambiental (Gavrilescu et al., 2015).

A la luz del impacto potencial de estas sustancias en los ecosistemas acuáticos y la salud pública, el desconocimiento sobre el comportamiento en el ambiente y las insuficientes técnicas analíticas y de muestreo, se hace necesario acciones urgentes a gran escala (Geissen et al., 2015). Por lo tanto, los contaminantes emergentes, deben controlarse en el ambiente, y particularmente en el agua. La multifuncionalidad del agua en varios usos (directos e indirectos) la hace un recurso

estratégico gracias a su directa afectación de la vida humana, animal, vegetal y microbiológica (Rodil et al., 2012).

2.2.2. NORMATIVA LEGAL INTERNACIONAL RELACIONADA CON LOS CONTAMINANTES

Actualmente, existe preocupación y respuesta política mínima hacia los contaminantes emergentes. Las normas existentes acerca de la gestión del agua residual y las sustancias tóxicas se pueden utilizar para realizar un control de los CE de manera integral. Sin embargo, existe poca o nula evidencia de literatura legal direccionada a la gestión de los CE en cualquier país (Hendry, 2017).

En 2011, la Agencia Europea de Medio Ambiente elaboró un estudio de productos químicos peligrosos de preocupación, sobre la afectación de estos en el ambiente y la salud humana. En el informe se dio a conocer que existen desafíos que requieren soluciones políticas sistemáticas, aparte de las ya existentes (Hendry, 2017). En la actualidad, la Unión Europea, tiene una serie de documentos relevantes sobre política para el monitoreo, control y la regulación de los CE (PNUMA, 2017).

En Estados Unidos, existen leyes con disposiciones para la gestión y eliminación adecuadas de aguas residuales y la gestiona sustancias y residuos peligrosos. Sin embargo, ninguna de estas regulaciones está específicamente diseñada para apuntar a los CE, a pesar de que el potencial de ecotoxicidad, persistencia y acumulación de estos productos demuestran que son candidatos para la inclusión (Thomaidis et al., 2012).

La gestión adecuada de los CE es de gran importancia para la ejecución de varios de los Objetivos de Desarrollo Sostenible planeados por la ONU, específicamente el sexto que hace relación a agua segura. Es por ello, que existen varios acuerdos internacionales que engloban de manera directa o indirecta a los CE. Entre la normativa relevante se encuentra el Convenio de Basilea, de Rotterdam, y de Estocolmo. Cada uno de estos aporta una parte importante del complejo sistema para una gestión exitosa de los CE (Karlaganis & Liechti, 2013).

La identificación y la regulación de las sustancias emergentes consisten en muchos desafíos para las autoridades y la investigación. La visión para la futura política de productos químicos es que los contaminantes deben tratarse de manera integrada. Este instrumento legal debe ser un marco general de políticas de productos químicos, que abarque todos los tipos de productos químicos y todos los usos, más allá de las regulaciones actuales específicas del sector (Dulio et al., 2018).

2.3. CAFEÍNA

2.3.1. GENERALIDADES

Dentro del gran grupo que compone los CE se encuentran los compuestos farmacéuticos. La ocurrencia de estos componentes en cuerpos de agua es atribuible a productos de higiene personal, medicamentos terapéuticos, residuos hospitalarios y desechos de origen farmacéutico. Los grupos de fármacos que son usualmente encontrados en los sistemas acuáticos son: los antiinflamatorios y analgésicos (paracetamol e ibuprofeno), antidepresivos (benzodiazepinas), fármacos hipolipemiantes (fibratos), estimulantes como la cafeína (Figura 2.1), entre otros (Rivera-Utrilla et al., 2013).

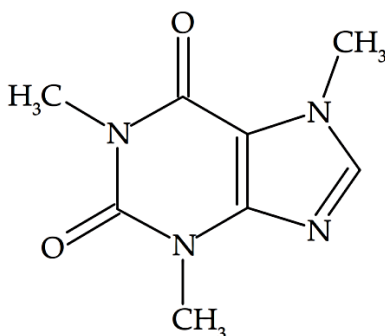


Figura 2.1 estructura molecular de la cafeína

Fuente: Sanabria et al. (2017)

La cafeína ($C_8H_{10}N_4O_2$) es un alcaloide que pertenece a la familia de las metilxantinas y utilizado como un estimulante. Este compuesto es empleado habitualmente como aditivo en otros medicamentos para aumentar el efecto analgésico. La cafeína además se encuentra presente en el té, café, bebidas energizantes, chocolate, gaseosas y algunos tipos de dulces. El consumo promedio de cafeína por persona es cerca de 200 mg/día en países altamente desarrollados.

Alrededor del 90% de las personas adultas consumen cafeína diariamente (Indermuhle et al., 2013).

La cafeína es la sustancia psicoactiva que más se consume a nivel mundial, con un promedio de 70-76 mg/persona-día. Por lo tanto, hay una presencia importante de esta sustancia, no sólo en algunos efluentes industriales, sino también en aguas residuales domésticas. La cafeína al ser ingerida es metabolizada parcialmente por el cuerpo humano, excretándose en la orina entre el 1 al 10% (Chrościńska-Krawczyk et al., 2011). Este compuesto presenta alta solubilidad en agua (21,7 g/L, a 25 °C) y baja bioacumulación ($\log K_{ow} < 0,5$). Por lo tanto, gran parte de la cafeína ingerida se metaboliza en humanos en forma de teofilina, teobromina y 1,7-dimetilxantina (paraxantina). Estos son tres de los principales metabolitos de este contaminante, los que se detectan con frecuencia en el afluente y el efluente de las PTARs (Sotelo et al., 2014).

2.3.2. PROBLEMÁTICA AMBIENTAL ASOCIADA A LA CAFEÍNA

Debido a que las PTAR no logran eliminar completamente este contaminante y también a causa de su alta solubilidad en agua, la cafeína ingresa a cuerpos de agua superficial y subterránea. La cafeína es el CE que se ha observado con más frecuencia en efluentes con concentraciones en cuerpos de agua de hasta 300 µg/L, como se muestra en la Tabla 2.2. Como consecuencia, la cafeína parece estar presente en todas las aguas influenciadas por las descargas de aguas residuales domésticas. Además, son detectadas en lugares remotos apenas afectados por asentamientos humanos (Arfanis et al., 2017). Inclusive en países con altos niveles de saneamiento, la cafeína aún se logra detectar en las aguas superficiales. Así, se ha reportado su presencia en Francia (13–107 ng/L), Estambul, Turquía (21–20 427 ng/L), Italia (0.6–1056 ng/L) y EE. UU. (2–225 ng/L) (Sauvé et al., 2012). Por lo tanto, la existencia de este contaminante en cuerpos de agua en condiciones naturales guarda relación con la actividad humana. Por este motivo, ha sido empleada como un adecuado indicador de la calidad del agua con respecto a la existencia de aguas residuales (Montagner et al., 2014; Álvarez et al., 2015).

Tabla 2.2 Concentración de cafeína en diferentes medios

Descripción	Concentración [$\mu\text{g/L}$]	
	Mínima	Máxima
Rangos en el proceso de tratamiento		
Agua residual cruda	20	300
Tanques sépticos	100	120
Efluente PTAR	0,1	20
Aguas superficiales río debajo de PATR	1,3	2,4
Rangos en el ambiente		
Ríos, lagos y mares	0,003	1,5
Agua subterránea	0,01	0,08

Fuente: Sauvé et al. (2012), Busse & Nagoda (2015)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Las PTARs industriales y domésticas generalmente emplean procesos biológicos (lodos activados), los cuales muestran una eficiencia de eliminación de alrededor de 40 %. Los procesos físicos (adsorción, filtración, floculación) utilizados alcanzan porcentajes de eliminación menor al 20%. Finalmente, también se han reportado procesos químicos (cloración), con un rango de eliminación de entre el 40 a 70 %. Por lo tanto existe un gran interés y necesidad de establecer nuevos métodos de tratamiento para eliminar la mayor cantidad de contaminantes de las aguas residuales (Beltrame et al., 2018).

A pesar de que la cafeína está presente a niveles bajos de concentración, los organismos presentes en el medio acuático podrían tener un impacto negativo al exponerse de manera permanente a dicho contaminante. Dentro de los problemas que presenta la cafeína al ambiente está el desarrollo de estrés coralino. En ensayos de laboratorio se ha obtenido la concentración mínima de inhibición de crecimiento (30 mg/L) para la *Symbiodinium goreau*. Dicha especie es un alga endosimb tica que se encuentra principalmente asociada a los corales. La salud de dichos organismos se puede ver alterada al existir daños que se generan sobre las algas. (Dafouz y Valcárcel, 2017). En cuanto a la bioacumulación de la cafeína,

la Agencia de Protección Ambiental (EPA, por sus siglas en inglés), a través de una investigación determinó que existe poca capacidad de bioacumulación de cafeína sobre los peces. Esto es debido a que el factor de bioconcentración en estos organismos ($\log K_{ow}$) es igual a -0,091. A pesar de ello, una investigación reciente muestra la presencia de bioacumulación de cafeína sobre los tejidos del pez mosquito (*Gambusia holbrooki*). En esta investigación se halló que el tejido de los peces presentaba bioacumulación con una concentración media de 1,3 ng/g, al encontrarse la cafeína a una concentración de 81 ng/L, mostrando efectos crónicos en esta especie (Wang y Gardinali, 2012). Además, se ha comprobado un incremento significativo en la actividad de renacuajos de la especie *Lithobates pipiens* al estar presente este contaminante a una concentración de 0,6 mg/L. Este aumento de la actividad provoca su exposición y por ende un aumento en la tasa de depredación (Dafouz & Valcárcel, 2017). Esta problemática podría agravarse, debido a que existe una relación sinérgica con el paracetamol a una concentración de 1 mg/L.

En otro estudio, se determinó que la cafeína altera la respiración de la comunidad bacteriana, suprimiendo en un 53% la respiración de la biopelícula. Esto ocasiona una alteración de las comunidades microbianas y por consiguiente al resto de la cadena trófica (Rosi-Marshall et al., 2013).

2.3.3. ELIMINACIÓN DE CAFEÍNA DE LAS AGUAS RESIDUALES

Los métodos empleados para eliminar la cafeína de las aguas residuales son variados, como se aprecia en la Tabla 2.3. Dentro de estos tratamientos se tiene la irradiación UV, ultrafiltración, la adsorción con carbón activado (CA), biorreactores de membrana, ozonización y oxidación avanzada. No obstante, estas tecnologías presentan inconvenientes como degradación incompleta, eficiencias bajas y/o alto consumo energético. Estos inconvenientes provocan que estos métodos no sean viables (Beltrame et al., 2018).

La osmosis inversa es una de las tecnologías de tratamiento más efectivas y tiene la capacidad de eliminar, tanto compuestos inorgánicos como orgánicos solubles del agua, entre ellos los contaminantes emergentes. Existen muy pocos contaminantes que no son completamente eliminados por el proceso de ósmosis

inversa. Sin embargo, en cuanto a la eliminación de la cafeína, se ha demostrado alcanzar eficiencias mayores al 99% (Urtiaga et al., 2013). A pesar de tener una alta capacidad de eliminación por parte de esta tecnología, cuenta con diversos problemas. Algunos de estos factores que influyen en su rendimiento son: la complejidad del proceso y la necesidad de personal operativo altamente calificado, altos costos de capital y operación (Tabla 2.3). Además, la necesidad de ajustar variables operativas a la salida del proceso, como el pH (Verlicchi, Galletti, Petrovic, & Barceló, 2010).

Tabla 2.3 Porcentaje de eficiencia y costo de los procesos avanzados de tratamiento

Procesos de tratamiento	Eficiencia (%)	Costo (US\$/m ³)
Carbón activado	> 90	0,53
Nanofiltración/Ósmosis inversa	20-99	0,15-3,74
Ozonización	70-90	0,49-0,61
Procesos de oxidación avanzada	70-90	0,16-2,88
Biorreactor de membrana	> 40	0,15-0,58

Fuente: Roccaro et al. (2013), Ek et al. (2014), Petrinic et al. (2015), Krishnan et al. (2017), Prieto-Rodríguez et al. (2013), Maddah & Chogle (2015).

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En otro estudio, se dio a conocer que las microalgas utilizadas simultáneamente con el barrido por aire en aguas residuales, alcanza procesos de biodegradación del 99% del contaminante. A pesar de la gran eficacia del proceso, existen problemas asociados con la implementación de este tipo de procesos, como: la falta de información sobre los costos necesarios para ser puesto en marcha, haciendo difícil su comparación con otras tecnologías. Esto ha llevado a que no se desarrolle criterios de diseño para este proceso, y por ende tampoco una implementación a gran escala en las PTAR (Teodosiu et al., 2018).

2.4. PROCESO DE ADSORCIÓN

2.4.1. DEFINICIÓN

El proceso de transferencia de masa, que ocurre cuando un soluto líquido o gaseoso, denominado adsorbato, se acumula en la parte superficial de un líquido o sólido formando una interfaz molecular, iónica o atómica se conoce como adsorción (Grassi et al., 2012). La superficie donde se adhiere el soluto se denomina adsorbente, y es el sitio donde se da lugar a la formación de una monocapa o multicapa, dependiendo del tipo de adsorción, como se puede observar en la Figura 2.2. Además, puede existir el caso de la formación de una multicapa (Králík, 2014).

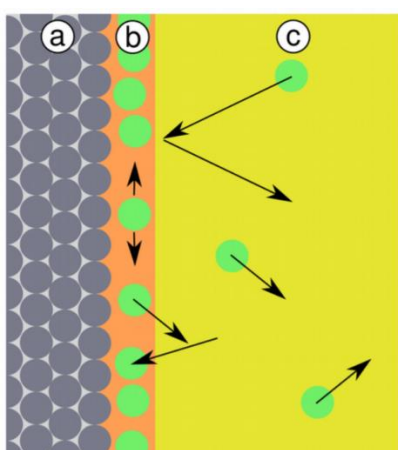


Figura 2.2 Proceso de adsorción. (a) adsorbente, (b) interfase y (c) adsorbato.

Fuente: Grassi et al. (2012).

El aumento del peso molecular y una mayor cantidad de grupos funcionales presentes en un compuesto favorece su potencial de adsorción. Dentro de estos se encuentran los compuestos halógenos o con dobles enlaces que da lugar al aumento de la polarización de las moléculas. Además, existen otros factores a tomar en cuenta, como: el pH, temperatura, y concentración inicial del contaminante, los cuales influyen en el proceso de adsorción (Neris et al., 2019).

En el proceso de adsorción no existe una adición de subproductos indeseables por parte de la mayoría de adsorbentes y se ha determinado que muestran mayores ventajas que otros procesos de tratamiento. Por tal motivo, este proceso se utiliza en gran medida con el fin de reutilizar las aguas residuales (Grassi et al., 2012). Dentro de las ventajas se encuentra su simplicidad de diseño y operación, y que

además, no se ve afectado por la presencia de sustancias tóxicas. En este sentido, el proceso de adsorción se ha mostrado como una alternativa eficiente y rentable a las instalaciones de las PTAR convencionales (Chowdhury et al., 2011).

Entre los diferentes materiales empleados como adsorbentes están los Carbones Activados (CA) que se han utilizado ampliamente para la eliminación de diferentes CEs. Este material empleado en el proceso de separación es efectivo para eliminar sólidos suspendidos, materia orgánica, olores y aceite de soluciones acuosas. Sin embargo, el uso de CA comercial ha sido limitado por su alto costo (\$ 21/kg) (Alhashimi & Aktas, 2017). Además, cuando el CA se ha saturado, es posible regenerarlo para ser utilizado posteriormente. Sin embargo, el proceso de regeneración tiene como consecuencia un desgaste de carbono. Además, el producto regenerado puede tener una capacidad ligeramente inferior para ser utilizado como adsorbente, a diferencia del CA virgen (Králík, 2014).

2.4.2. TIPOS DE ADSORCIÓN

Existe un problema para distinguir entre quimisorción y fisisorción, por lo que no se puede hacer una distinción absolutamente nítida y existen casos intermedios, como, por ejemplo: adsorción de enlaces de hidrógeno fuertes o transferencia de carga débil (Berger & Bhowan, 2011). Sin embargo, existen diferentes características distintivas para cada caso, como se aprecia en la Tabla 2.4.

Tabla 2.4 Características de la adsorción física y química

	Adsorción química	Adsorción física
Tipo de enlaces	Del mismo tipo que las que ocurre en la formación de compuestos químicos.	Interacciones de Van Der Waals, dipolo-dipolo y las fuerzas de London.
Reversibilidad	La naturaleza química del adsorbato puede verse alterada, por lo tanto puede ser irreversible.	La perturbación es mínima del adsorbente y adsorbato, por lo cual es un proceso reversible.

Tabla 2.4 Continuación

Cambios en las condiciones	A mayor presión mayor velocidad de adsorción, a baja temperatura el proceso es lento.	En condiciones adecuadas, moléculas del adsorbato pueden unirse a otras ya adsorbidas.
Reacción	Puede ser endotérmica o exotérmica y las magnitudes de los cambios de energía pueden ser diferentes.	No implica reacciones endotérmicas o exotérmicas.
Energía de activación	Muchas veces se requiere una energía de activación, el cual es un paso elemental.	No implica una energía de activación.
Formación de capas	Las moléculas tomarán solo espacios específicos en la superficie, desarrollando una monocapa.	No existe interferencia entre las moléculas adyacentes, formando así multicapas.

Fuente: Sims et al. (2019), Králik (2014)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Por otro lado, es preciso indicar que al igual que en el caso de la quimisorción, la fisisorción es directamente proporcional al área superficial y, por lo tanto, a mayor área superficial, mayor adsorción (Thommes et al., 2015).

2.4.3. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN

En general, una isoterma de adsorción comprende una relación donde se expone el equilibrio y la capacidad adsorbente de un compuesto, al eliminar cualquier sustancia en fase líquida o gaseosa, a una temperatura y pH constantes. La manera con la cual se compara y predice el rendimiento del mecanismo de adsorción es modelando los datos correspondientes a la isoterma. Este proceso es esencial para la optimización del proceso de adsorción, con el fin de exponer el potencial de los adsorbentes y para un diseño adecuado de sistemas bioadsorbentes (Chen, 2015). El equilibrio para la adsorción se establece con el contacto del adsorbato y adsorbente en la interfaz. durante un tiempo suficiente para que el número de moléculas que llega a la superficie sean iguales al número que abandona y regresa a la fase del adsorbato. Los parámetros fisicoquímicos del adsorbente y adsorbato, junto con los supuestos termodinámicos que se determina con las isotermas, muestran una idea de las propiedades de la superficie. Además, dichos parámetros

revelan el mecanismo de adsorción y el grado de afinidad de las especies que participan en la adsorción (Foo & Hameed, 2010).

Existe varios modelos que describen el mecanismo de adsorción, y entre los modelos que se usan comúnmente, se tiene el modelo de isoterma de Langmuir, Freundlich, Temkin y Dubinin-Radushkevich (Ayawei et al., 2017).

2.4.3.1. Isoterma de Freundlich

Es un modelo empírico para sustancias adsorbentes con superficies heterogéneas (Asgari et al., 2012; Meroufel et al., 2013). Este modelo es posible aplicarse para una adsorción de multicapa y describe una adsorción reversible (Rahchamani et al., 2011).

La isoterma de Freundlich puede ser representado como (2.1):

$$\log q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F \quad (2.1)$$

Donde:

q_e representa la cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente en el equilibrio (mg/g)

C_e corresponde a la concentración del adsorbato en equilibrio (mg/L)

K_F constante de isoterma de Freundlich que representa la capacidad de adsorción (mg/g)

$\frac{1}{n}$ es el factor de heterogeneidad que está relacionado con la intensidad de adsorción

2.4.3.2. Isoterma de Langmuir

Es un modelo matemático el cual supone que el mecanismo de adsorción puede ocurrir únicamente en una cantidad finita de espacios activos definidos, estructural y energéticamente homogéneos dentro del adsorbente. Esto sin mostrar interacción

lateral entre las moléculas adsorbidas, inclusive en espacios adyacente (Dada et al, 2012; Kim et al., 2015). Una vez que un sitio activo se llena, no es posible realizar más adsorción en ese sitio. Esto muestra la formación de una monocapa en la superficie del adsorbente, donde se alcanzará la máxima adsorción de la superficie (Desta, 2013).

La ecuación lineal de este modelo se establece como (2.2):

$$\frac{C_e}{q_e} = \left(\frac{1}{q_m} \right) C_e + \frac{1}{q_m \cdot K_L} \quad (2.2)$$

Donde:

q_e representa la cantidad de soluto adsorbido por unidad de masa de adsorbente en el equilibrio (mg/g)

C_e corresponde a la concentración del adsorbato en equilibrio (mg/L)

K_L constante de Langmuir, que se relaciona con la energía de adsorción (L/mg)

q_m constante que representa la cantidad máxima de adsorción por unidad de masa de adsorbente para la formación de monocapa (mg/g)

2.4.4. CINÉTICA DE ADSORCIÓN

Dentro del mecanismo de adsorción existe la necesidad de conocer su rapidez para la evaluación y comportamiento del adsorbente frente al contaminante, permitiendo conocer el tiempo necesario para llevar a cabo este proceso (Figuroa et al., 2015). Por consiguiente, es importante determinar el cambio de la concentración de un contaminante con respecto al tiempo y con base en la cantidad específica de adsorbato y del adsorbente (Murillo et al., 2011). En el momento en el que existe el contacto del soluto líquido con el adsorbente, existen tres pasos para que se complete el transporte del adsorbato y lograr el contacto con los sitios activos como se muestra la Figura 2.3 (García-Reyes & Rangel-Mendez, 2010).

Como primer punto se tiene la difusión externa, donde se hace referencia al paso del soluto en fase líquida hacia la parte superficial externa del adsorbente. A

continuación, toma lugar la difusión intrapartícula, que trata sobre la conducción desde la parte superficial externa del material adsorbente hacia los poros. Finalmente, ocurre la adsorción en los sitios activos, que es la unión del soluto a la parte superficial interna del material adsorbente (Tan & Hameed, 2017).

Generalmente, las cinéticas de pseudo primer orden y de pseudo segundo orden, son normalmente empleados de manera simplificada dentro del proceso cinético de adsorción (Ali et al., 2016).

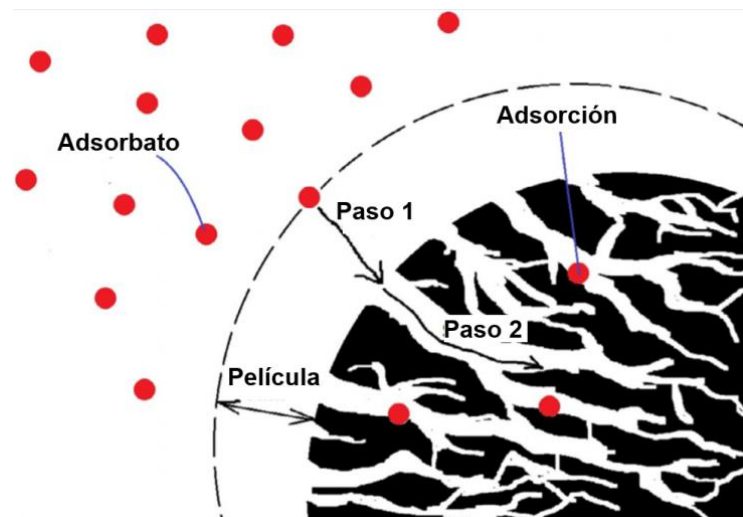


Figura 2.3 Etapas de transporte del adsorbato hacia los sitios activos del adsorbente.

Fuente: Tan & Hameed (2017)

2.4.4.1. Modelo de cinética de pseudo primer orden

Este modelo propuesto por Lagergren en el año de 1898, se ha utilizado para describir la adsorción de un adsorbato que se encuentra en solución acuosa (Simonin, 2016). La representación lineal del sistema para la adsorción líquido-sólido de esta cinética de reacción se expresa según la ecuación (2.3):

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} t \quad (2.3)$$

Donde:

q_e representa la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)

q_t corresponde a la capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g)

t tiempo (min)

k_1 es la tasa constante del modelo de adsorción (1/min)

2.4.4.2. Modelo de cinética de pseudo segundo orden

Esta cinética, propuesta por Ho y McKay, se utiliza con éxito en la mayoría de veces para describir la cinética de fijación del soluto en la parte superficial del adsorbente (Xi et al., 2010; Ghanizadeh et al., 2011).

Según Boparai et al. (2011), el proceso de adsorción química ha sido analizada con base en este modelo cinético, a partir de un medio acuoso y tiene su expresión lineal según la ecuación (2.4):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (2.4)$$

Donde:

q_e representa la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)

q_t corresponde a la capacidad de adsorción en el tiempo t (mg/g)

t tiempo (min)

k_2 es la constante de velocidad para la adsorción de pseudo segundo orden (g/mg·h)

2.4.5. ADSORCIÓN DE CONTAMINANTES EMERGENTES CON RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS

Actualmente, existe un gran interés para remover eficazmente los CE de en las aguas residuales implementando alternativas de bajo costo, así las investigaciones se han enfocado en la utilización de residuos lignocelulósicos como material bioadsorbente (Abdolali et al., 2014). Estos residuos se definen como un subproducto del sistema agroindustrial, de la crianza de ganado y la vida doméstica (Sulyman et al., 2017; Mo et al., 2018).

Los materiales de desecho agrícolas son: económicos, amigables con el ambiente y con una composición química única capaz de ser usados como adsorbentes. Estos residuos son adsorbentes económicos, debido a su abundancia en la naturaleza, fácil disponibilidad y por lo general con un ciclo renovable y de regeneración corto (Mo et al., 2018). Además, según Sulyman et al. (2017), estos materiales requieren poco o ningún procesamiento adicional para ser empleado como adsorbentes, disminuyendo así los costos de capital, operativos y totales, a diferencia de los sistemas avanzados (Abdolali et al., 2014). Por otra parte, el emplear estos subproductos trae consigo beneficios ambientales como la disminución de residuos orgánicos de los rellenos sanitarios y de emisiones de metano al ambiente (Bharathi & Ramesh, 2013).

Los materiales lignocelulósicos de origen agroindustrial llaman mucho la atención, debido a su composición química única. Los componentes de la biomasa pueden dividirse en componentes estructurales y sustancias de bajo peso molecular (Figura 2.4). Los componentes más comunes de este tipo de material son la hemicelulosa, lignina, celulosa, proteínas, azúcares simples, hidrocarburos y almidón. Dichos componentes incluye diversos grupos funcionales, los cuales son aprovechados en el proceso de adsorción (Bhatnagar & Sillanpää, 2010). Además, los residuos lignocelulósicos cuentan con una estabilidad química, estructura con una gran cantidad de sitios porosos, dando lugar a que exista zonas con elevada área superficial facilitando el proceso de adsorción (Mo et al., 2018).

Durante varias décadas, diferentes residuos agrícolas han sido estudiados como material adsorbente con altos niveles de eficiencia. Entre estos residuos estudiados se incluyen: residuos de frutas (nueces, maní, coco, entre otros) y subproductos obtenidos al producir cereales como: el trigo, maíz, entre otros. Estos materiales se han empleado de manera natural o después de modificarlos física o químicamente (Bhatnagar & Sillanpää, 2010).

En general, los procesos de bioadsorción consiguen reducir de manera significativa los costos de capital y operativos de tratamiento, a diferencia de los sistemas convencionales (Abdolali et al., 2014).

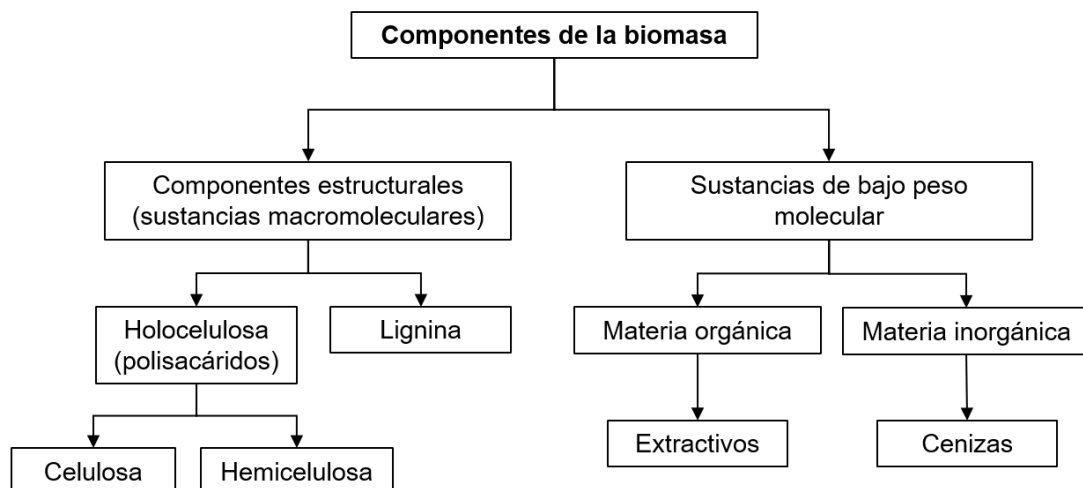


Figura 2.4 Principales componentes de la biomasa

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Fuente: Ramos & Gil (2017)

2.4.5.1. Bioadsorción con fibra de coco

El coco (*Cocos nucifera*) es una fruta con altos niveles nutritivos, vitaminas y minerales y, en promedio, cada coco pesa alrededor de 2.5 kg, siendo la fibra de coco (FC) el 30% de su peso (S. P. García, 2015). Según De Gisi et al, (2016) las palmas de coco son cultivadas en más de 80 países alrededor del mundo, con una producción total de alrededor de 57,7 millones de toneladas/año, como se muestra en la Figura 2.5.

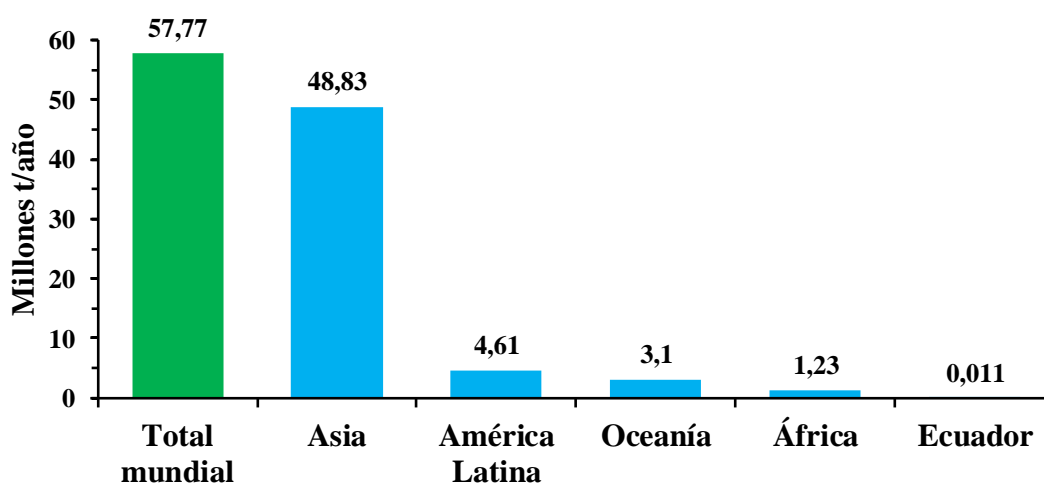


Figura 2.5 Producción de coco en el mundo

Fuente: Ordoñez (2015), Lin et al. (2018)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Del total de la producción mundial, el 84,5 % se encuentra en el continente de Asia, mientras que, en el continente americano existe una producción de 7,97% (Ocampo, 2019). En el Ecuador, la producción de coco llega a ser de alrededor de 11 100 t/año.

La FC cuenta con componentes como: la celulosa, lignina y hemicelulosa, que son los principales en este material. La celulosa es un biopolímero natural que tiene la capacidad de comportarse como un intercambiador de iones. Mientras que, la lignina está formada por unidades de fenil-propano que desarrollan una red de grupos hidroxilo y metoxi, que muestran propiedades similares (Shukla et al., 2013). La Tabla 2.5 muestra la composición de la FC según varios autores.

Tabla 2.5 Porcentaje de composición de la fibra de coco

Componentes (% peso)						Ref.
Cenizas	Extractos	Lignina	Celulosa	Hemicelulosa	Solubilidad en agua	
-	-	37	32,50	-	-	(1)
-	-	35,10	31,60	-	-	(2)
-	-	14,30-24,45	26,60-54,30	22,30-29,70	-	(3)
2,22	-	45,84	43,44	0,25	5,25	(4)
-	-	40-45	32-43	-	-	(5)
1,30	8,60	41,05	27,95	18,45-21,11	-	(6)
-	-	41-45	36-43	18-20	-	(7)

Fuente: (1) Rosa et al. (2010), (2) Nascimento et al. (2016), (3) Mothé et al. (2009), (4) Igwe & Abia (2007), (5) Silva et al. (2000), (6) Leão et al. (2015), (7) Shukla et al. (2013)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Los residuos del coco como la fibra, la cáscara de coco, las flores del cocotero, se han investigado ampliamente como adsorbentes para de diferentes contaminantes presentes en el agua (Chwastowski et al., 2017). Los residuos de FC se utilizaron para la eliminación de Pb (II) en solución acuosa. Se ha informado una capacidad de adsorción de 263 mg/g por parte de este material, para eliminar el Pb (II). También, se ha investigado la adsorción de este material para eliminar Co (II), Cr (III) y Ni (II) en sistemas combinados. Los resultados han reportado que la

capacidad de adsorción máxima de la FC fue 12,82, 11,56 y 15,95 mg/g para cobalto, cromo y níquel, respectivamente. En otras investigaciones, la FC se ha utilizado para la bioadsorción de rodamina B y colorantes violetas ácidos. En estos estudios se ha determinado una baja capacidad de adsorción que ha obtenido valores promedios de 2,56 y 8,06 mg/g para rodamina B y violeta ácido, respectivamente. La fibra también se ha estudiado para la eliminación del tinte rojo congo, donde se determinó un potencial de eliminación de 6,72 mg/g (Bhatnagar & Sillanpää, 2010).

2.4.5.2. Bioadsorción con mazorca de maíz

La mazorca de maíz (MM) es el residuo que se obtiene después al separar el grano de maíz (*Zea mays L.*) y de acuerdo con estimaciones, al procesar una tonelada de maíz se logra obtener 170 kg de residuo de mazorca. Este material tiene la característica de ser ligero y de color blanco o rojizo, textura esponjosa, representando la médula del maíz en donde se almacenan las reservas alimenticias del maíz.

El maíz es el cereal más cultivado en el mundo, su producción llega a ser más de 1 133 millones de toneladas en grano anualmente como se detalla en la Figura 2.6.

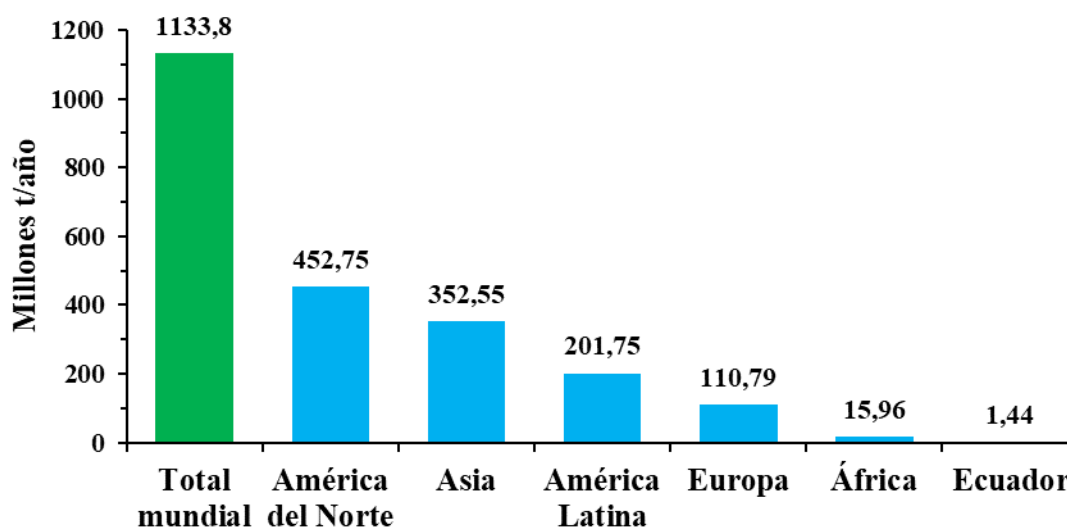


Figura 2.6 Producción de maíz en el mundo

Fuente: Nepamuceno & Hernández (2018), FIRA (2016)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Esta producción se ve reflejada en la superficie de más de 162 millones de hectáreas (Valverde, 2015). Dentro de las zonas de mayor producción de maíz a nivel mundial se encuentra América del Norte y Asia, que cuentan con una producción del 40 y 31% del total mundial, respectivamente (Ranum et al., 2014). Además, este cereal se cultiva en la parte norte de Asia, parte de África y en la mayoría de las poblaciones de América Latina de donde es originario (Ji et al., 2015).

Este material está compuesto principalmente por celulosa, hemicelulosa y lignina, de los cuales la lignina es su principal componente. Los porcentajes de su composición se encuentran resumidos en la Tabla 2.6. Estas características le otorgan a la mazorca, la posibilidad de ser utilizado como bioadsorbente para diferentes contaminantes (Robledo et al., 2012).

Tabla 2.6 Porcentaje de composición de la mazorca de maíz.

Componentes (% peso)						Ref.
Cenizas	Extractos	Lignina	Celulosa	Hemicelulosa	Otros	
0,95	2,43	23,13	36,75	29,98	6,76	(1)
1,30	-	18,80	34,30	31,10	-	(2)
-	-	14,40	34,30	39	12,30	(3)
2	-	15,80	45-50	33,60	-	(4)
-	-	4,50-15,90	30-41,70	33,70-41,20	-	(5)

Fuente: (1) Sánchez et al. (2012); (2) Garrote et al. (2007); (3) Rivas et al. (2004); (4) Córdoba et al. (2013); (5) Velázquez (2015)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En el Ecuador, el maíz forma parte importante de la alimentación de las personas y es utilizado para la fabricación de alimentos ganaderos como balanceado. Este cereal se encuentra cultivado en todas las zonas del país y es considerado un cultivo de alta prioridad. Es así, como se han creado diferentes programas para incentivar e impulsar su producción (Peña et al., 2018). Es así la producción de este cereal en el Ecuador ha venido incrementando significativamente, como se puede ver en la Figura 2.7. Desde el año 2008, ha existido un gran aumento en la

producción. Sin embargo, en el año 2016, debido a diferentes problemas causaron una disminución considerable del maíz. Sin embargo, en el año 2017, este cereal retomó su producción, gracias a los diferentes medios proporcionados para reactivarlo (Triviño & Villena, 2019).

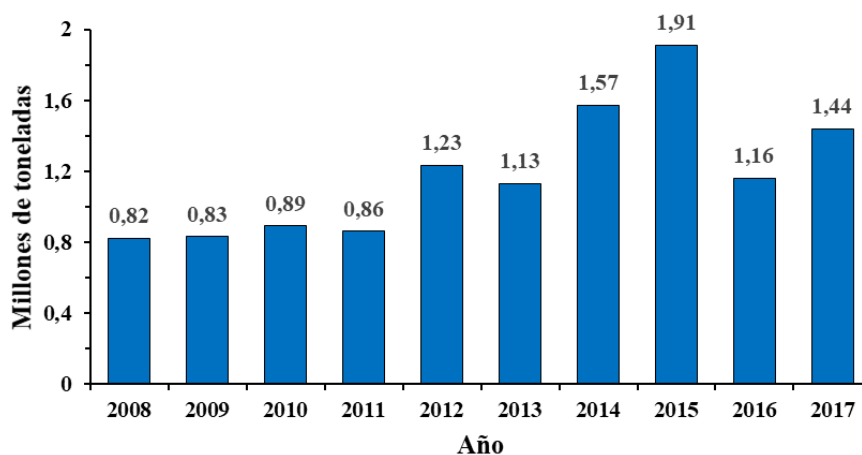


Figura 2.7 Producción de maíz en el Ecuador entre el año 2008 y 2017 en toneladas.

Fuente: Triviño & Villena (2019)

La MM ha sido utilizada como bioadsorbente para eliminar varios contaminantes, entre ellos: metales como el Cd (II) y colorantes como el naranja 16. En cuanto al Cd (II), al emplear la MM se alcanzó un potencial de adsorción de 6,93 mg/g, mientras que un 25,25 mg/g para el caso del colorante. En otros estudios, este material se ha utilizado para eliminar metales como: Ni (II) y el Pb (II), en donde los resultados obtenidos reportan eficiencias de eliminación del 70,1% y 66,2%, respectivamente (Arquilada et al., 2018).

CAPÍTULO 3

METODOLOGÍA

La parte correspondiente a la metodología puede dividirse en cuatro etapas en donde se incluye el acondicionamiento del material, los métodos analíticos e instrumentales, los ensayos de adsorción y el análisis de datos.

En la Figura 3.1 se detalla cada etapa correspondiente a la metodología

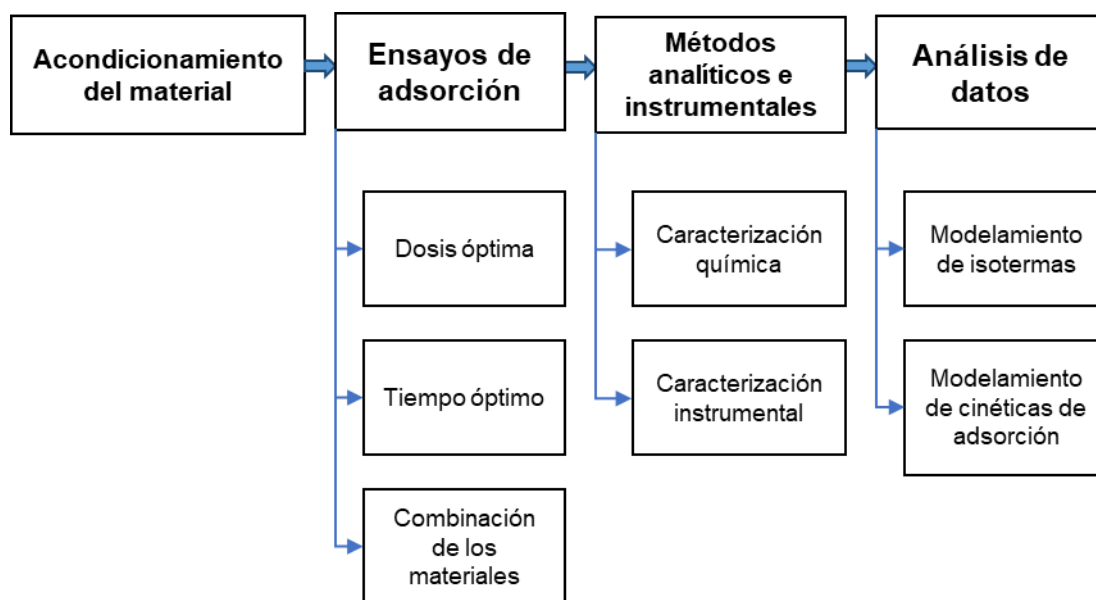


Figura 3.1 Etapas de la metodología

Elaboración: Fabricio Valenzuela

3.1. ACONDICIONAMIENTO DE LOS RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS

El acondicionamiento de los residuos se realizó tanto para la FC, como para la MM. Las muestras de coco fueron recolectadas de un botadero a cielo abierto ubicado en el recinto La Escobera a 1°52' S; 80°05' O, en el cantón Lomas de Sargentillo, provincia del Guayas. Este material, proviene de la comercialización coco en la zona, quedando como remanente la cáscara y la fibra. Para el caso del residuo de MM, se obtuvo del proceso de desgranado que se realiza en las diferentes plazas, entre ellas la plaza Kennedy perteneciente a la parroquia de Saquisilí a 0°50' S; 78°40' O, cantón Saquisilí, provincia de Cotopaxi. El acondicionamiento de los

materiales se realizó con base en la metodología planteada por Nethaji & Sivasamy (2011). En primer lugar, se empleó agua potable para lavar el material, con el fin de eliminar las impurezas que puedan alterar los ensayos posteriores. Después, se realizó un segundo lavado del material con agua destilada. El material lavado se secó en una estufa durante 2 h a 100 °C. El material seco se molió con el fin de obtener tres diferentes tamaños de partícula (pequeño, mediano y grande). Esto se logró empleando un molino de martillos marca CONDUX modelo D6431, con un filtro de 5 mm. El material molido se separó en diferentes rangos de granulometría, pequeño de 125 a 150 μm , mediano de 300 a 600 μm y grande de 800 μm a 2 mm. Para la separación se utilizó tamices ASTM N° 10, 20, 30, 50, 100 y 120, y una tamizadora mecánica. En el caso de la FC, fue necesario recortar las fibras a un tamaño de 3 cm antes de la molienda. Este proceso fue necesario debido a problemas de funcionamiento del equipo con este material. Finalmente, el material tamizado fue almacenado en bolsas herméticas de acuerdo con los rangos de tamaño obtenidos.

3.2. MODELO EXPERIMENTAL

Los ensayos de adsorción realizados fueron de tipo batch desarrollados a temperatura ambiente ($\approx 20^\circ \text{C}$). Para los ensayos batch se empleó una plancha multiposición de 15 espacios marca THERMO SCIENTIFIC modelo CIMAREC I POLY, a 150 rev/min. Los ensayos se realizaron en reactores oscuros (aislada de la radiación UV), evitando la degradación fotolítica y por triplicado, utilizando como blanco agua destilada.

Los ensayos de adsorción para determinar la dosis óptima, el tiempo óptimo y los ensayos de mezcla de los materiales se trabajaron con una concentración de 30 ppm de cafeína (Sigma-Aldrich). Esta concentración se utilizó debido a que las mediciones espectrofotométricas tienen más confiabilidad con valores de absorbancia en un rango de 0,187 a 0,824. Si la absorbancia presenta valores grandes y atraviesa poca luz a través de la muestra, es complicada la medición de esta energía radiante. En cambio, si existe un exceso de luz (valores de absorbancia muy pequeñas) es difícil diferenciar entre la muestra y el blanco (Harris, 2007). Por tal motivo, según (Owen, 2000), las mediciones deberían

encontrarse dentro del espectro donde se obtenga una mayor confiabilidad de los resultados y en donde se pueda apreciar las interferencias que pueden ocurrir. Teniendo en cuenta estos aspectos se determinó que una concentración propuesta es la adecuada para los ensayos.

Al término de los ensayos de adsorción las muestras se filtraron, utilizando en primer lugar filtros de papel y posteriormente filtros de celulosa con una abertura de poro de 0,2 μm de marca MILLIPORE. Finalmente, las muestras se midieron por espectrofotometría como se describe en la Figura 3.2.

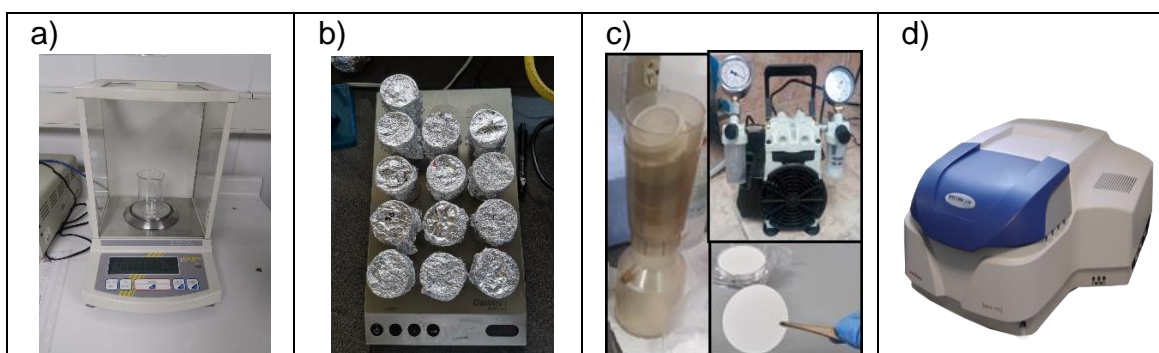


Figura 3.2 Representación del procedimiento de los ensayos batch a) pesaje de las muestras, b) puesta en marcha de los ensayos batch, c) filtración de las muestras, d) medición de las muestras en el equipo espectrofotómetro

Elaboración: Fabricio Valenzuela

3.2.1. DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA

Para este ensayo se preparó una solución de cafeína a una concentración de 30 ppm. Con base en esta solución, se tomaron 20 mL, los cuales se colocaron en vasos de precipitación de 100 mL, agregando las diferentes dosis de material y agitando durante 180 minutos. En la Tabla 3.1 se describe los rangos de concentraciones necesarios para los diferentes tamaños de partícula de la FC y la MM.

Tabla 3.1 Rango de dosis de material aplicado para cada tamaño de partícula

Material lignocelulósico	Tamaño de partícula	Rango de dosis aplicado
	Pequeño	1 – 20 g/L
Fibra de coco	Mediano	1 – 30 g/L
	Grande	1 – 20 g/L

Tabla 3.1 Continuación

Material lignocelulósico	Tamaño de partícula	Rango de dosis aplicado
Mazorca de maíz	Pequeño	5 – 25 g/L
	Mediano	1 – 20 g/L
	Grande	5 – 25 g/L

Elaboración: Fabricio Valenzuela

3.2.2. DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO

Con la dosis óptima determinada para cada uno de los tres tamaños de la FC y la MM se procedió a realizar los ensayos de adsorción batch para la determinación del tiempo óptimo. Esto se llevó a cabo empleando tiempos de 15, 30, 45, 60, 120, 180, 240 y 300 minutos. Al término del periodo de agitación correspondiente, las muestras fueron filtradas y medidas en el espectrofotométrico (Figura 3.2).

3.2.3. ENSAYOS DE MEZCLA DE MATERIALES

Los ensayos tipo batch con la mezcla la FC y la MM se realizó con el objetivo de conocer cuál es la acción sinérgica al estar presente los dos materiales en una misma muestra durante el proceso de adsorción.

La mezcla se estableció a partir de la dosis y tiempo óptimo del material que mostró la mayor eficiencia de eliminación. Para este caso, se procedió con base en las condiciones determinadas para el tamaño pequeño de la FC, con un tiempo óptimo de 30 minutos y con una dosis de 5 g/L. Los ensayos se llevaron a cabo con tres situaciones de mezcla, conformados de 75% FC - 25 % MM, 50% de cada material y 25% FC - 75% MM. Los porcentajes de mezcla fueron aplicados al peso total del material empleado para obtener la dosis óptima.

3.3. MÉTODOS PROCEDIMENTAL, ANALÍTICO E INSTRUMENTAL

3.3.1. DETERMINACIÓN DE LA CURVA DE CALIBRACIÓN

Este proceso se realizó utilizando un espectrofotómetro marca ANALYTIK JENA, modelo SPECORD 210 PLUS. Para llevar a cabo este proceso se consideró la metodología presentado por Maidon et al. (2012).

Se preparó una solución madre de 100 ppm para realizar las diluciones para obtener concentraciones de 60, 50, 40, 30, 20, 10, 5 y 1 ppm. Luego, se realizó un barrido en un rango entre 400 y 200 nm con las soluciones preparadas, teniendo como blanco agua destilada. Los picos más altos de los barridos sirvieron para identificar las longitudes con absorbancias altas. Finalmente, se graficaron los datos de las longitudes de onda con las absorbancias más altas. Por otro lado, la longitud de onda con mayor coeficiente de correlación se obtuvo realizando un análisis de regresión lineal, el cual se ajusta de mejor manera a los datos.

3.3.2. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS

Las normas ASTM fueron empleadas para determinar la composición química de los bio-adsorbentes, en donde se incluye el porcentaje de humedad empleando la Norma ASTM D 4442-92, el porcentaje de cenizas con la Norma ASTM 1102 – 84 con el que cuenta los materiales, el porcentaje de contenido de material volátil utilizando la norma ASTM E 872 – 82 y el porcentaje de contenido de lignina con la Norma ASTM D 1106-96. Así mismo, el porcentaje de contenido de hemicelulosa se obtuvo empleando la norma ASTM D 1109-84. Por otro lado, el contenido de celulosa se determinó por diferencia de la cantidad de hemicelulosa. Finalmente, el porcentaje de contenido de extractivos se determinó con base en las normas ASTM 1107-96 y ASTM D 1110-84. Dichas normas son utilizadas para determinar el contenido de componentes solubles en extracto etanol-tolueno y para compuestos solubles en agua, respectivamente (León et al., 2019).

3.3.3. CARACTERIZACIÓN MEDIANTE TÉCNICAS INSTRUMENTALES

La Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR) forma parte de los métodos utilizados para la caracterización instrumental. Esta técnica instrumental se llevó a cabo empleando espectrogramas de los materiales. Estas imágenes fueron obtenidas empleando un equipo de espectroscopia de marca Perkin Elmer modelo Spectrum 100, trabajando con un rango de 4 000 a 500 cm^{-1} .

El análisis FTIR fue empleado para la caracterización de los materiales, debido a su aplicabilidad para analizar de manera cualitativa grupos funcionales existentes en los materiales lignocelulósicos (Piqué & Vázquez, 2012). La caracterización de los materiales se llevó a cabo a través de la interpretación espectral. Esto consiste en la observación y comparación visual de los espectros obtenidos con referencias conocidas, tablas o cartas de asignación de bandas o picos (Mondragón, 2017).

La Microscopia Electrónica de Barrido (MEB) es otra técnica empleada gracias a sus cualidades de magnificación y resolución que posibilita la aplicación a diversas muestras y ambiente (Clavijo, 2013). Las imágenes MEB se obtuvieron utilizando un microscopio marca ASPEX modelo PSEM Express, trabajando con un voltaje de 20kV y una presión de $2,7 \times 10^{-5}$ torr. La técnica MEB fue empleada como un método para caracterización de los materiales lignocelulósicos. Esto debido a que los resultados del análisis proporcionan información de la topografía, morfología de los materiales, incluso es posible obtener datos de la composición química (Ipohorski et al., 2013).

3.4. ANÁLISIS DE DATOS

3.4.1. MODELOS DE ADSORCIÓN DE FREUNDLICH Y LANGMUIR

La determinación de las isothermas se ejecutó con base en la metodología expuesto por Anastopoulos & Pashalidis (2019). Este procedimiento se realizó para cada tamaño de la FC y de la MM, donde se emplearon concentraciones de cafeína de 10, 20, 30, 40, 50 y 60 ppm. Los ensayos se realizaron con base en la dosis y el tiempo de contacto óptimo obtenido en los ensayos anteriores. Con la información obtenida, se procedió al modelamiento de las isothermas de Freundlich y Langmuir

empleando sus fórmulas linealizadas. Por otra parte, las constantes representativas de cada isoterma se determinaron utilizando el software OriginPro 8.5. Finalmente, con base al coeficiente de correlación se seleccionó la isoterma que mejor se ajusta a cada situación de adsorción. La modelación de las isotermas es una manera ideal para comparar y predecir la capacidad de adsorción de la cafeína a diferentes concentraciones. Además, permitirían optimizar el proceso de adsorción, el cual tiene que ver con las capacidades adsorptivas con las que cuenta la FC y MM.

3.4.2. CINÉTICAS DE ADSORCIÓN

La determinación de las curvas de cinética se obtuvieron con base en la metodología mencionada por Murillo et al. (2011). Los datos necesarios para la modelación de las cinéticas se determinaron con el tiempo óptimo. Para esto, la eficiencia de remoción de los tamaños de partícula pequeño, mediano y grande de la FC y MM se evaluó durante un tiempo t . En cambio, las fórmulas linealizadas de la cinética de pseudo segundo orden y pseudo primer fueron utilizadas para representar los datos obtenidos.

Estas curvas son de gran interés para realizar un seguimiento de la rapidez en el que se desarrolla el proceso de adsorción. Además, son de utilidad para conocer el punto de equilibrio de adsorción y diferenciar un posible proceso de quimisorción (Ali et al., 2016).

CAPÍTULO 4

RESULTADOS Y DISCUSIONES

4.1. CARACTERIZACIÓN QUÍMICA

La composición química en base seca, que incluye la celulosa, hemicelulosa, lignina y extractivos, de la FC y la MM se describen en la Tabla 4.1.

Tabla 4.1 Composición química de los materiales lignocelulósicos

Material	Componente (%), en base seca			
	Celulosa	Hemicelulosa	Lignina	Extractivos
Fibra de coco	29,69 ± 0,82	19,84 ± 0,33	40,45 ± 0,53	8,71 ± 0,02
Mazorca de maíz	47,08 ± 0,97	33,34 ± 0,79	15,37 ± 0,48	2,67 ± 0,21

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Según los valores obtenidos, existe una diferencia respecto a la composición entre la FC y la MM. Los valores determinados en la Tabla 4.1 son característicos para cada material, siendo esto apreciable en la Tabla 2.5 y Tabla 2.6. Esta diferencia de composición hace que cada material actué de diferente manera al momento de emplearlo como adsorbente.

La celulosa junto con la hemicelulosa conforma la fracción de carbohidratos, y a este conjunto de compuestos se le denomina holocelulosa, la cual representa el 49,5% de la composición de la FC y el 80,4% en la MM. En el caso de la lignina, la FC cuenta con alrededor del doble (40,45 %) del biopolímero que la MM (15,37 %). El contenido de extractivos, para el caso de los dos materiales, es el componente que se encuentra en menor cantidad, encontrándose un porcentaje de 8,7% en la composición de la FC y un 2,7% en la MM.

La composición del análisis proximal, que se realizó a la FC y MM determinados en base seca están resumidos en la Tabla 4.2.

Tabla 4.2 Análisis proximal de los materiales lignocelulósicos

Material	Componente (%), en base seca		
	Cenizas	Material volátil	Humedad
Fibra de coco	1,37 ± 0,06	89,74 ± 0,86	7,32 ± 0,40
Mazorca de maíz	1,54 ± 0,09	91,53 ± 0,04	5,19 ± 0,05

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Los datos del análisis proximal muestran que la mayor concentración para los dos materiales lignocelulósicos está dada por el material volátil con un 89,7% para la FC y con un 91,5% para la MM. Otro de los componentes en este análisis son las cenizas, las cuales representa el contenido de compuestos inorgánicos. Para el caso de los dos materiales no existe una gran diferencia entre los dos materiales, encontrándose un porcentaje de 1,8 % en la MM, frente a la FC con 1,4%.

4.1.1. CONTENIDO DE EXTRACTIVOS

Los porcentajes correspondientes a la cantidad de extractivos presentes en los materiales lignocelulósicos se exponen en la Tabla 4.3.

Tabla 4.3 Contenido de extractivos de los materiales lignocelulósicos

Material	Componente (%), en base seca		
	Extractivos en agua	Extractivos en etanol-tolueno	Extractivos totales
Fibra de coco	4,43 ± 0,35	4,28 ± 0,37	8,71 ± 0,02
Mazorca de maíz	1,57 ± 0,15	1,10 ± 0,07	2,67 ± 0,21

Elaboración: Fabricio Valenzuela

La FC presenta una composición 8,7% de extractivos totales, de los cuales el 4,3% corresponde a la solubilidad en etanol-tolueno. Este valor indica que a pesar de la pulpa seca del coco es rica en aceite y grasa con un 62,3%, la fibra no cuenta con

un gran porcentaje de este componente (Priyadarsini & Ramaswamy, 2015). Sin embargo, la cantidad correspondiente de extractivos en etanol-tolueno de la FC es superior a la de la MM el cual cuenta con tal solo un 1,1%.

Por otro lado, la FC presenta una mayor cantidad de extractivos en agua con un porcentaje de 4,4% a diferencia de la MM que cuenta con un porcentaje de 1,6%. Este factor indicaría que existe un mayor aporte de extractivos hacia las soluciones acuosas al momento de realizar ensayos por parte del material con una alta cantidad de extractivos (Wartelle & Marshall, 2001). La presencia de un contenido alto de extractivos también acarrea otro problema referente a la capacidad de adsorción, ya que los extractivos pueden estar ocupando espacios activos para la adsorción. Esto trae consigo la dificultad para que exista el contacto adecuado del contaminante con los poros (Pholosi et al., 2013).

En general, la FC es el material lignocelulósico con el mayor contenido de extractivos, tanto en etanol-tolueno como en agua, el cual cuenta con un contenido total de 8,7%. A diferencia de la MM que cuenta con un contenido de extractivos totales mucho menor con 2,7%.

4.1.2. CONTENIDO DE LIGNINA

La MM es el material con menor cantidad de lignina con un porcentaje de 15,4%, a diferencia de la FC, que cuenta con un mayor porcentaje de 40,5%. La lignina es una macromolécula que proporciona rigidez y cohesión a las paredes celulares de las plantas. Esta diferencia de cantidad de lignina muestra que la FC cuenta con una mayor dureza. Por lo cual, este material contaría con una mayor resistencia, pudiendo ser utilizado como soporte en las tecnologías no convencionales como los biofiltros (Mussatto et al., 2010; Lv et al., 2012).

Este biopolímero cuenta con unidades de fenilpropano metoxiladas, el cual cuenta con varios grupos funcionales como: metoxilo, hidroxilo, fenólico, carboxilo, capaces de comportarse como un intercambiador de iones. Además, es un componente con una fuerte resistencia a reacciones químicas (Gómez Rengifo et al., 2013). Estas propiedades han demostrado que la lignina tiene una gran capacidad de ser utilizado para eliminar metales pesados y contaminantes

orgánicos. Debido a esto, mientras más cantidad de lignina presente un material, mayor será su potencial de adsorción (Zhang et al., 2011).

4.1.3. CONTENIDO DE CELULOSA

La cantidad de celulosa presente en la MM es de 47,1%, la cual es alta comparada con el porcentaje de celulosa presente en la FC, que alcanza el 29,7%. La celulosa es un polisacárido que tiene una estructura lineal, donde se encuentran diferentes moléculas de glucosa unidas a través de enlaces altamente estables y resistentes y puentes hidrógeno (Rivas, 2014). Esta conformación le vuelve impenetrable al agua, y por tanto insoluble en ella. Por tanto, entre más contenido de celulosa presente un material, tendrá más resistencia de solubilizarse en agua (Tejada et al., 2014). La mazorca presenta una mayor concentración de celulosa. Por tanto, la solubilidad de este material en agua es inferior a la FC, como se detalla en la Tabla 4.3. Otra característica asociada a la celulosa es que al formar estos puentes de hidrógeno entre las diferentes cadenas, da origen a fibras compactas que le confieren una alta capacidad de adsorción (Tejada et al., 2014).

El contenido de celulosa de la FC se encuentra dentro del rango establecido por Mothé et al. (2009), y muy cercano al obtenido por Nascimento et al. (2016), descritos en la Tabla 2.5. Similar es el caso de la MM, donde la cantidad de celulosa obtenida se encuentra dentro del rango establecido por Córdoba et al. (2013), lo cual se describe en la Tabla 2.6.

4.1.4. CONTENIDO DE HEMICELULOSA

La cantidad de hemicelulosa por parte de la MM es más alta que la encontrada en FC, con un porcentaje de 33,3% y 19,8%, respectivamente. El porcentaje de hemicelulosa obtenido de la MM en los ensayos se encuentra muy cercano a los rangos determinados por Velázquez (2015) y Córdoba et al. (2013). Mientras que, en el caso de la FC, el porcentaje se encuentra entre los rangos planteados por Leão et al. (2015) y Shukla et al. (2013).

Las hemicelulosas son biopolímeros ramificados siendo los polisacáridos más abundantes de la naturaleza después de la celulosa (Wu et al., 2017). Dentro de la

pared celular, este componente se encuentra formando una red de lignina con la celulosa, a través de puentes de hidrógeno, por lo que esta red también forma parte del proceso de adsorción de iones (Rivas, 2014).

4.1.5. CONTENIDO DE CENIZAS

La MM cuenta con una cantidad de cenizas ligeramente mayor al de la FC. En el caso del primer material, este cuenta con un porcentaje 1,5%, a diferencia del primero, el cual obtuvo un porcentaje de 1,4%. Esta diferencia se debe a que la MM presentaría un alto contenido de minerales como fósforo, potasio y níquel (Abubakar et al., 2016).

Las cenizas son componentes que no intervienen en el proceso de adsorción, llegando a considerarse como una parte indeseable para este fin. Esto daría como resultado, que su presencia limite la capacidad de adsorción (Zegong et al., 2010). Por lo cual, entre más cantidad de cenizas presente un material menos será su capacidad para adsorber contaminantes.

4.1.6. CONTENIDO DE MATERIAL VOLÁTIL

El contenido de material volátil corresponde al 91,5 y 89,7% para la MM y FC, respectivamente. Una de las características de este componente es que muestra una estimación de la cantidad de materia orgánica volátil. Dicho material podría hidrolizarse e incrementar componentes orgánicos al agua, transformándose en un componente no deseado (León et al., 2019)

4.2. CARACTERIZACIÓN INSTRUMENTAL

4.2.1. ESPECTROSCOPIA INFRARROJA POR TRANSFORMADA DE FOURIER (FTIR)

A continuación, se exponen los espectrogramas FTIR de los materiales lignocelulósicos, incluido el espectrograma del estándar de cafeína utilizado.

En la Figura 4.1 se puede observar las diferentes señales típicas encontradas en el compuesto de cafeína.

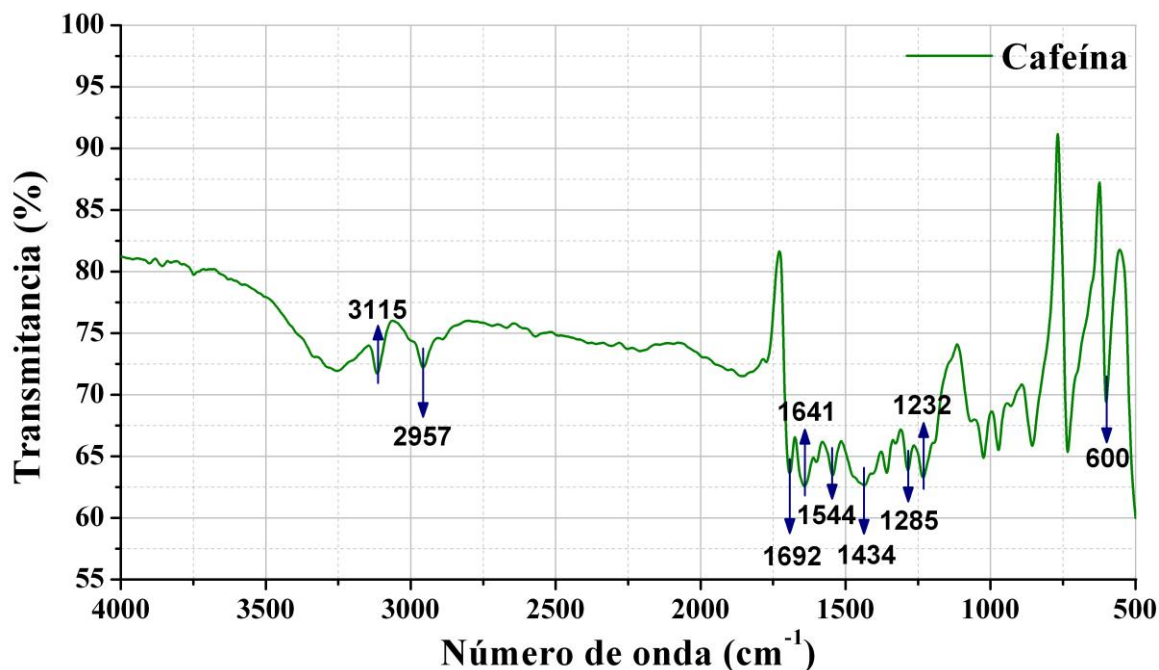


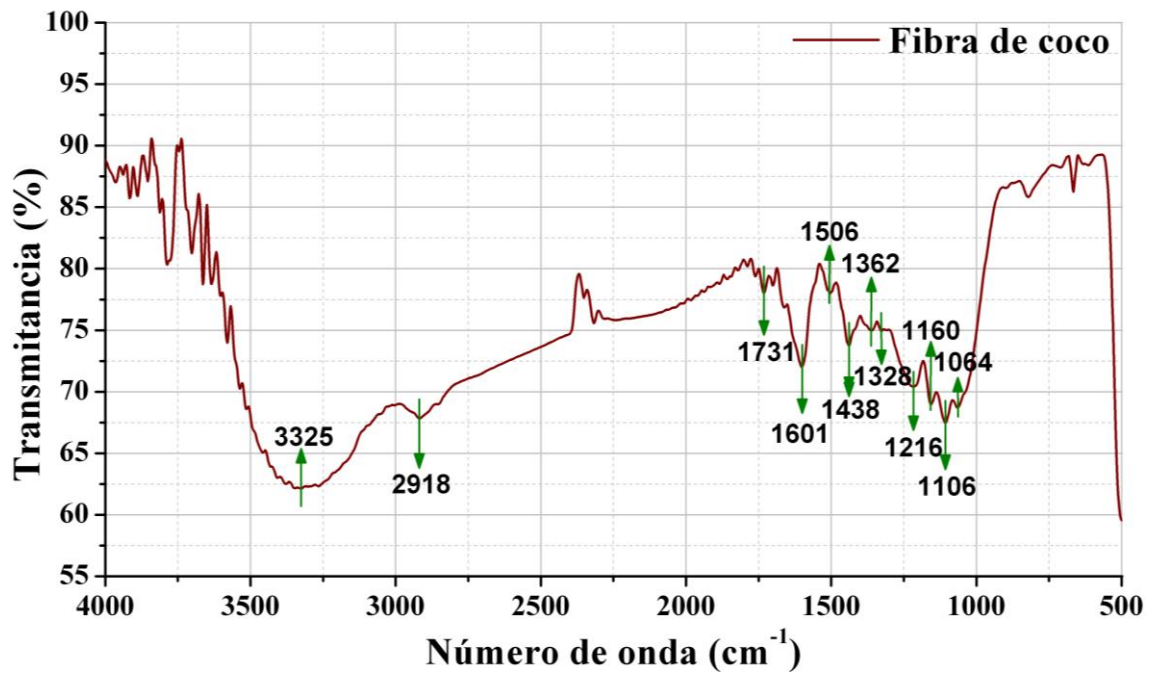
Figura 4.1 Espectroscopía del estándar de cafeína

Elaboración: Fabricio Valenzuela

La presencia de picos de transmitancia en 1692 y 1641 cm^{-1} se relaciona con la presencia de grupos carbonilo ($\text{C}=\text{O}$). Además, se puede observar las señales de estiramiento del enlace doble $\text{C}=\text{C}$ en los picos 1434 y 1544 cm^{-1} . La señal de flexión del enlace $\text{N}-\text{C}=\text{O}$ se reporta por el comportamiento de la onda de transmitancia obtenida a 600 cm^{-1} . Además, las señales 1232 y 1285 cm^{-1} aparecen debido al enlace $\text{C}-\text{N}$ (Amezquita et al., 2018). El estiramiento del enlace $\text{C}-\text{H}$ corresponde a la señal 3115 cm^{-1} , mientras que el pico 2957 cm^{-1} se relaciona a la presencia de los grupos metilo ($-\text{CH}_3$) (Belay et al., 2016; Bourbon et al., 2016).

En la Figura 4.2 se tiene el espectrograma perteneciente a la FC y MM previo a ser sometido a los ensayos de adsorción.

a)



b)

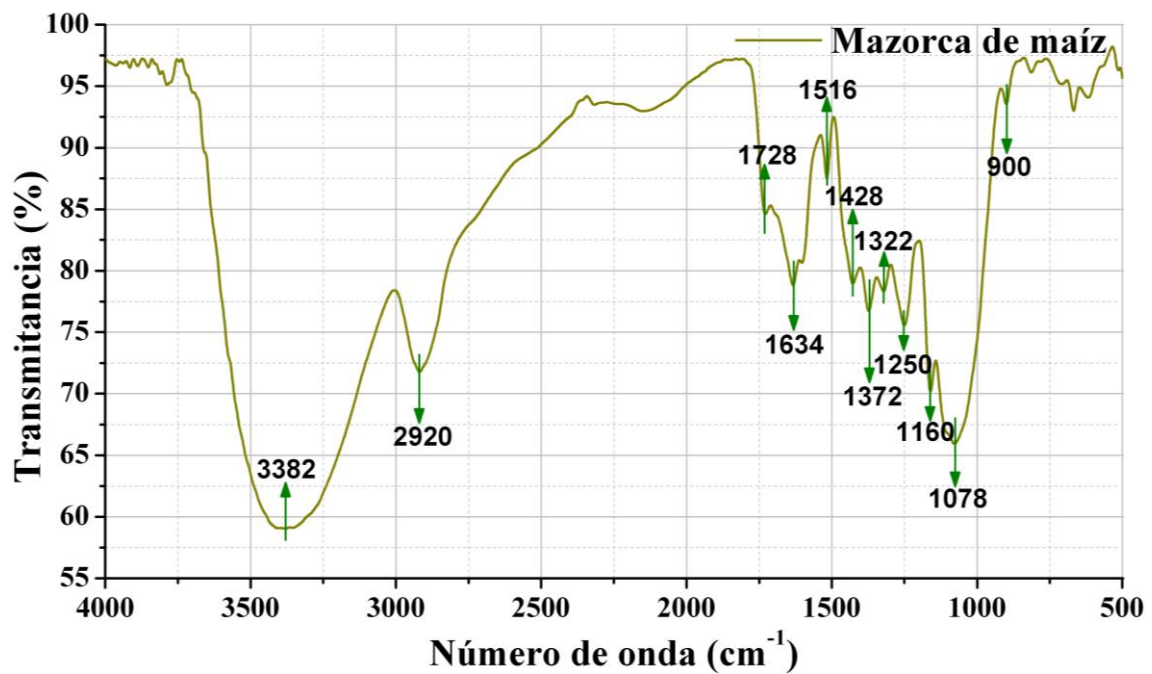


Figura 4.2 Espectroscopía de (a) fibra de coco y (b) mazorca de maíz

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En ambos espectrogramas es posible evidenciar diferencias con picos máximos de 3325 y 3282 cm^{-1} , respectivamente. Estos valores son señales representativas de presencia de lignina, celulosa y hemicelulosa. Esta señal se le atribuye al estiramiento de los enlaces O-H, que se encuentran presentes en los tres biopolímeros (Fonseca, 2013). Otras señales características de los tres biopolímeros es la existencia de los picos 2918 y 2920 cm^{-1} , debido a la señal emitida por el enlace C-H de los grupos metilo (-CH₃) y metileno (-CH₂). De igual manera, la señal 1106 cm^{-1} en la FC y 1078 cm^{-1} en la MM, muestran la presencia de los tres biopolímeros, representando el estiramiento del enlace C-O en el anillo (Aguilar, 2016). Existe la presencia de señales características de la celulosa como 1438 cm^{-1} (FC) y 1428 cm^{-1} (MM) que representan la flexión del enlace O-H. El pico 1160 cm^{-1} en los dos materiales tienen relación con el estiramiento antisimétrico de C-O. Otra señal que guarda relación con este polímero son los picos con un número de onda de 1064 cm^{-1} (FC) y 900 cm^{-1} (MM) y se dan debido al estiramiento del anillo glucopiranososa, que es característico del esqueleto de este biopolímero (Fonseca, 2013). Por otra parte, se tiene los picos representativos de la hemicelulosa, donde se identifica los picos 1731 y 1728 cm^{-1} en la FC y MM, respectivamente. Estos valores tienen relación con el estiramiento del doble enlace C=O, perteneciente al grupo carboxilo. Otras de las señales que definen a la hemicelulosa son los picos 1216 cm^{-1} en cuanto a la FC y 1250 cm^{-1} para la MM los cuales guardan relación con la flexión del enlace C-H. Adicionalmente, los picos con un número de onda de 1362 cm^{-1} (FC) y 1372 cm^{-1} (MM), muestran la deformación del enlace C-H que evidencia la presencia de celulosa y hemicelulosa (Zhang et al., 2015). Finalmente, para el caso de la lignina existe la presencia de las señales 1601, 1506 cm^{-1} (FC) y 1634, 1516 cm^{-1} (MM), los cuales se atribuyen a las vibraciones esqueléticas aromáticas. Además, la señal 1328 cm^{-1} , perteneciente a la FC, y 1322 cm^{-1} a la MM que indican el estiramiento del enlace C-O, por la existencia del anillo siringilo característico de la estructura de la lignina (Arroyo et al., 2008; Fonseca, 2013).

Los espectrogramas que representan la FC y la MM después del procedimiento de adsorción están ilustrados en la Figura 4.3 y Figura 4.4, respectivamente.

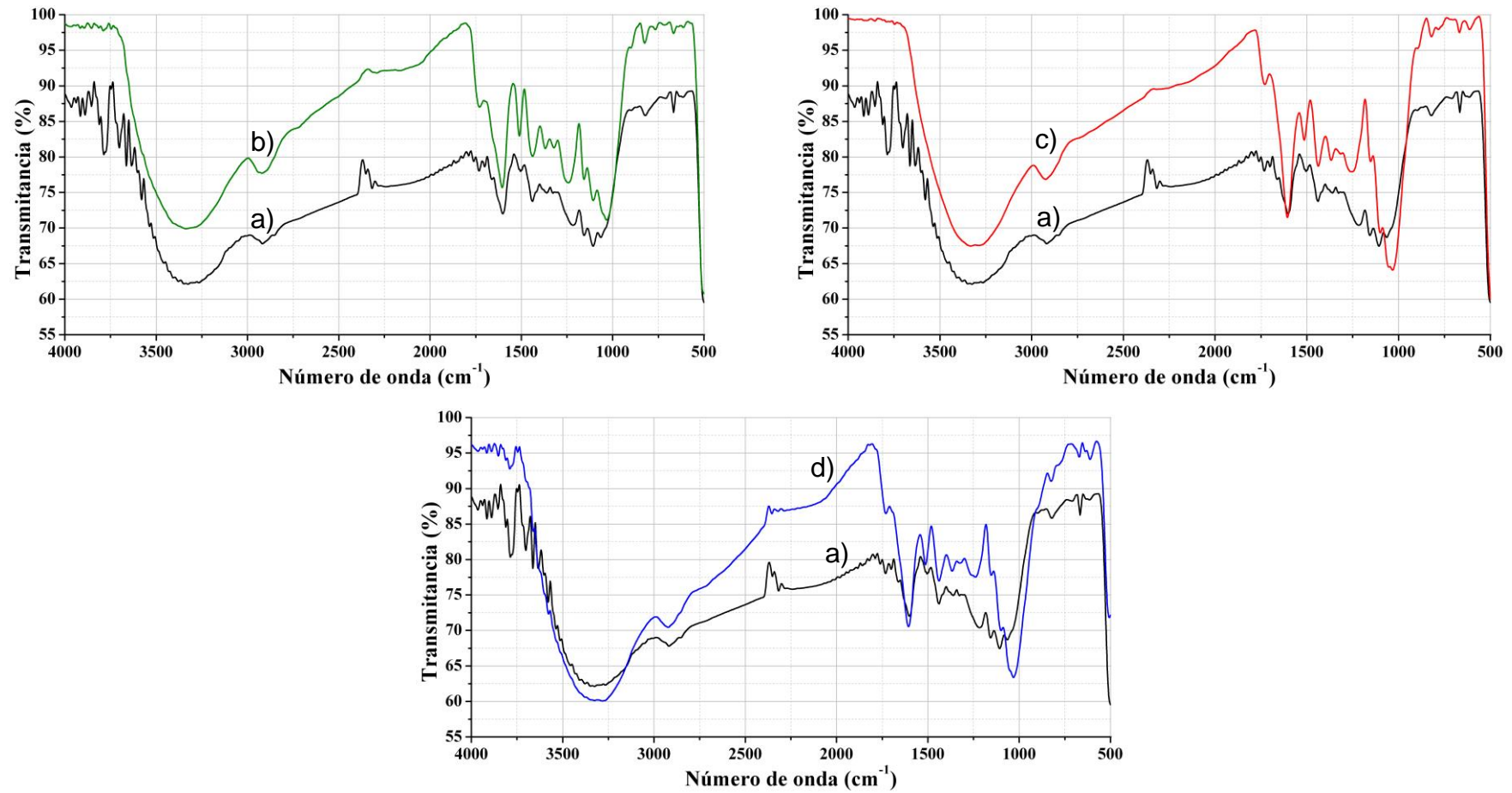


Figura 4.3 Espectroscopía de la fibra de coco antes del proceso de adsorción (a) y después del proceso de adsorción del tamaño de la partícula pequeña (b), mediano (c) y grande (d)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

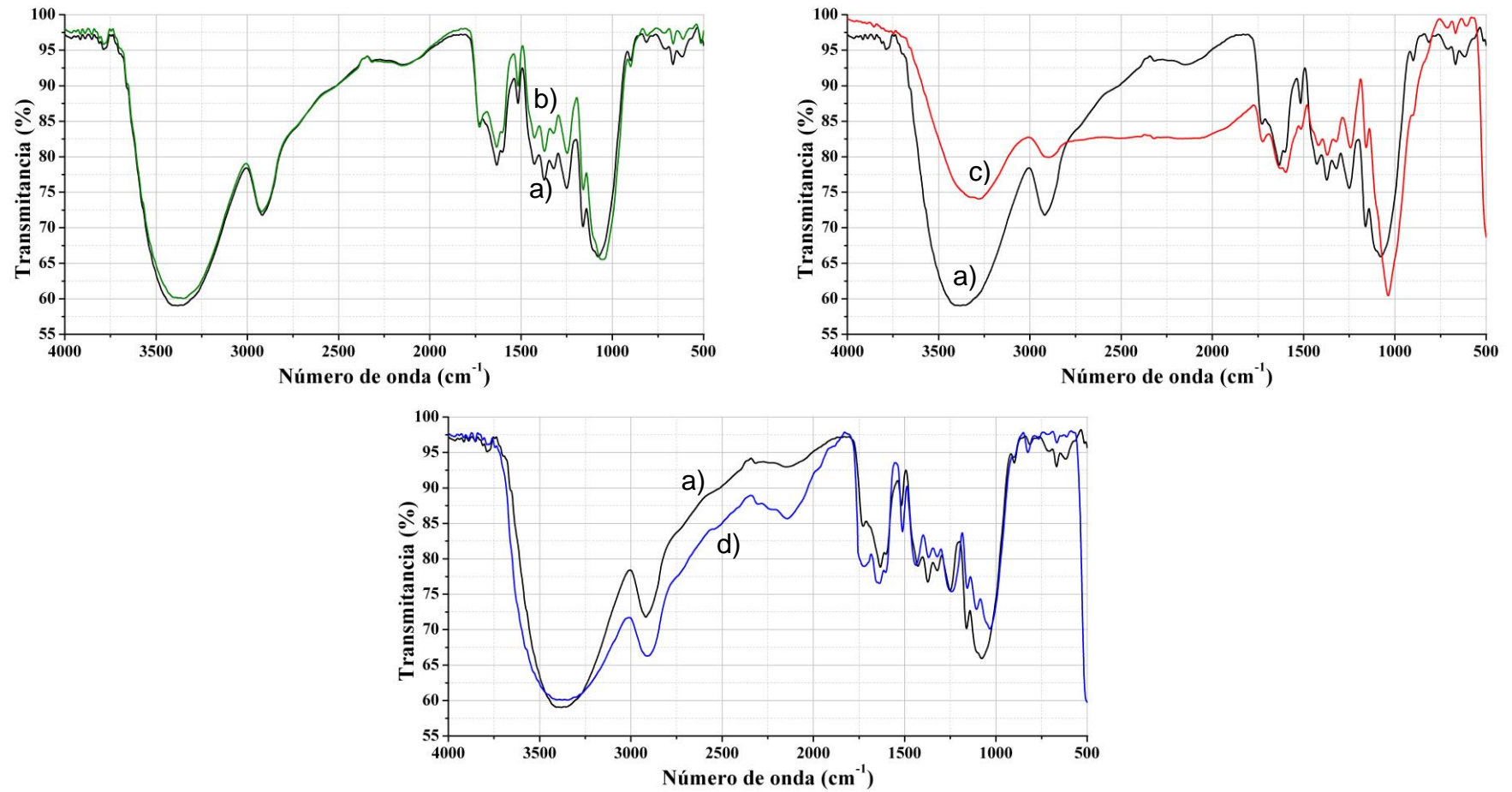


Figura 4.4 Espectroscopía de la mazorca de maíz antes del proceso de adsorción (a) y después del proceso de adsorción del tamaño de la partícula pequeña (b), mediano (c) y grande (d)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En las figuras es posible observar que los picos de la FC y MM fueron modificados después de ser sometido al procedimiento de adsorción. En cuanto a la FC (Figura 4.3), el pico 2918 cm^{-1} , que se relaciona a la presencia de los tres biopolímeros principales, presenta una disminución en su intensidad. De igual manera, las bandas 1506 y 1328 cm^{-1} características de la lignina, sufrieron una disminución en la intensidad. Esto supone que los grupos funcionales del biopolímero interactúan con los grupos funcionales del contaminante (Zhang et al., 2011).

Los picos relacionados con la celulosa como 1362 , 1438 y 1160 cm^{-1} , también muestran una reducción en la intensidad de las bandas. Por otro lado, las bandas que representan la presencia de hemicelulosa únicamente en los picos 1731 y 1216 cm^{-1} se ve reflejada una interacción de los grupos.

Para el caso de la MM (Figura 4.4) existe, como en el caso de la FC, una disminución en la intensidad de los picos 1428 , 1372 y 1160 cm^{-1} representativos de la celulosa, 1322 cm^{-1} de lignina y 1250 cm^{-1} hemicelulosa. En las demás señales como en el caso de las lecturas de 3325 cm^{-1} y 2920 cm^{-1} de la FC y la MM respectivamente, muestran diferentes cambios en la intensidad de los picos. Este fenómeno sugiere que en el proceso de adsorción existe diferentes niveles de interacción entre el material y el contaminante (Zhang et al., 2013).

Estos cambios en la intensidad y variación de los picos mostrarían que la celulosa, lignina y hemicelulosa, en menor grado, reaccionan con los grupos funcionales de la cafeína. Esto demuestra que dichos componentes forman parte del procedimiento de adsorción (Noreen et al., 2013). No obstante, es notable que la variación de intensidad entre los espectros FTIR de las muestras antes y después de la bioadsorción de cafeína fue menor en la MM que en la FC. Esto mostraría que existe una menor adsorción por parte de la MM (Blázquez et al., 2010).

4.2.2. MICROSCOPIA ELECTRÓNICA DE BARRIDO (MEB)

Las micrografías con los diferentes tamaños de la FC previo al proceso de adsorción y tras concluir los ensayos se presentan en la Figura 4.5.

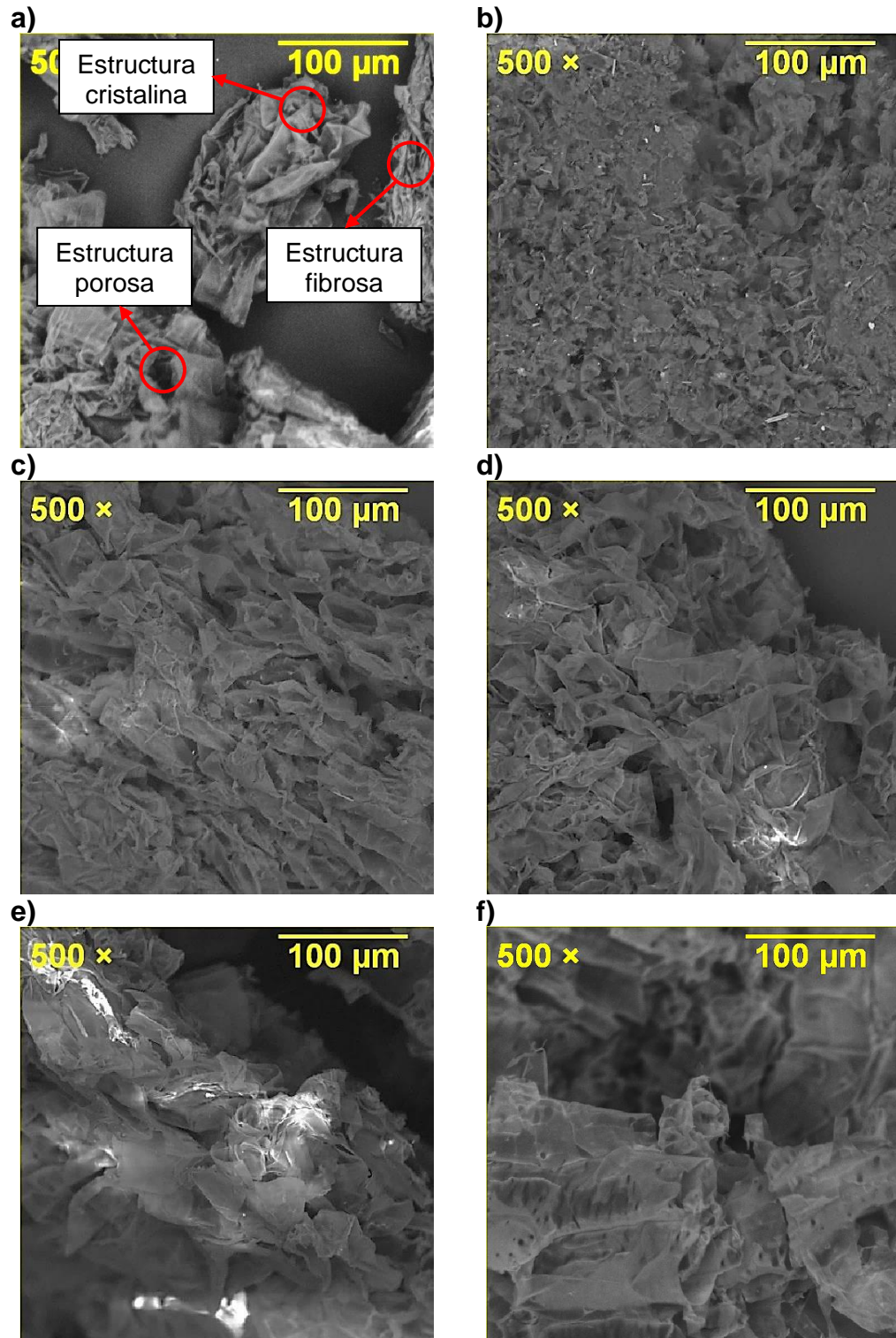


Figura 4.5 Micrografía MEB de la fibra de coco del tamaño de partícula pequeño antes (a) y después (b) del proceso de adsorción, tamaño mediano antes (c) y después (d) del proceso de adsorción, tamaño grande antes (e) y después (f) del proceso de adsorción

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Figura 4.5.a es posible comprobar que la FC tiene una estructura amorfa y fibrosa debido a la presencia de lignina, y regiones cristalinas debido a la presencia de la celulosa (Değermenci et al., 2019).

Por otro lado, es posible observar que el material tiene una conformación de pequeñas capas formando pliegues, dejando aberturas que dan lugar a los poros. Esta conformación, cambia a medida que aumenta el tamaño del material (Figura 4.5.c y 4.5.e), donde es posible observar que estos pliegues se encuentran más aglomerados y muestra una disminución de la cantidad y tamaño de los poros. Este proceso disminuye el área superficial del material, y por ende reduce el área de contacto con el contaminante (Liu et al., 2016).

En las Figuras 4.4.b, 4.4.d y 4.4.f se ilustra las imágenes SEM del material después de la adsorción de cafeína. Estas imágenes muestran que no existe un cambio en la morfología y estructura porosa del material adsorbente, indicando que no existe una saturación de los poros. Esto debido al tamaño del contaminante ($\approx 0,61$ nm) y a la cantidad presente en el proceso de adsorción, lo cual hace difícil observar la presencia de la cafeína (Pendolino, 2014).

Las micrografías de la MM antes y después del proceso de adsorción con los diferentes tamaños se reflejan en la Figura 4.6.

Las Figuras 4.6.a, 4.6.c y 4.6.e muestra las micrografías electrónicas de barrido de los tres tamaños de la MM antes del proceso de adsorción. En estas se aprecia la textura y morfología. Las imágenes indican superficies y estructuras con morfologías heterogéneas y aleatorias, lo cual es característico en los materiales lignocelulósicos (Zahir et al., 2014). En estas imágenes es posible evidenciar que este material cuenta en su mayoría con estructuras de forma cristalina, debido a la presencia de celulosa, y con pocas regiones porosas (Değermenci et al., 2019). Las Figuras 4.6.b, 4.6.d y 4.6.f se ilustra las micrografías del material después de ser sometido al proceso de adsorción. Estas imágenes, al igual que en el caso de la FC, muestran un cambio imperceptible en la estructura superficial, demostrando que no existe una saturación de los poros de la MM.

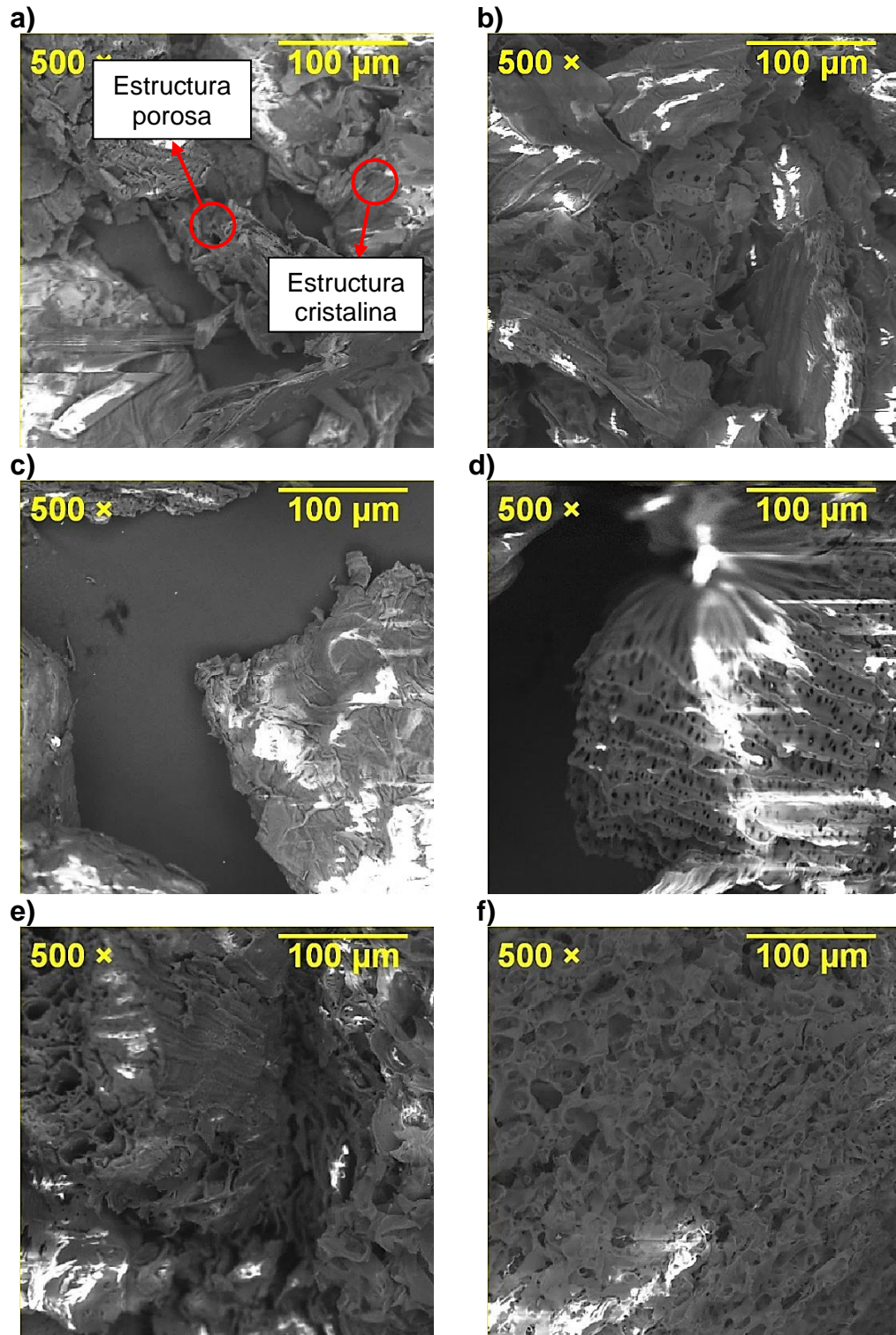


Figura 4.6 Micrografía MEB de la mazorca de maíz del tamaño de partícula pequeño antes (a) y después (b) del proceso de adsorción, tamaño mediano antes (c) y después (d) del proceso de adsorción, tamaño grande antes (e) y después (f) del proceso de adsorción

Elaboración: Fabricio Valenzuela

4.3. ENSAYO EXPERIMENTAL

4.3.1. CURVA DE CALIBRACIÓN

La curva de calibración determinada para la cafeína en el espectrofotómetro UV-VIS se muestra en la Figura 4.7.

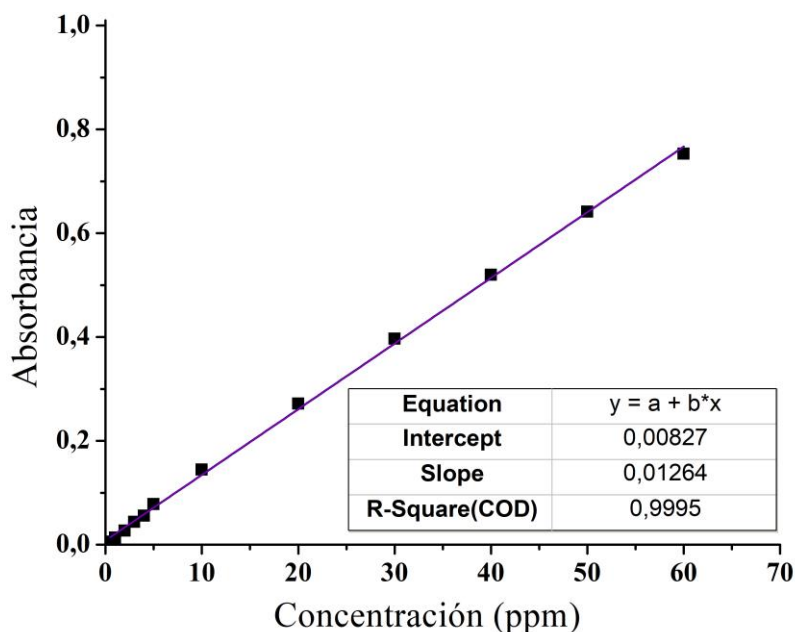


Figura 4.7 Curva de calibración de cafeína, longitud de onda (291 nm)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

La Figura 4.7 ilustra la curva de calibración que se obtuvo para la cafeína utilizado, el cual cuenta con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,9995. Al realizar el barrido con las soluciones de cafeína se obtuvo un pico máximo perteneciente a la longitud de onda igual a 291 nm. Este valor se encuentra acorde al rango en el que la cafeína tiene una absorbancia (244 nm y 300 nm) (Atomssa & Gholap, 2011). Para obtener la curva de calibración, fue necesario trabajar con concentraciones bajas, como en este caso, debido a que al realizar un aumento gradual en las concentraciones se obtiene un incremento lineal en la absorbancia. A esto se conoce como el área de cumplimiento de la ley de Lambert-Beer. Mientras que, para elevadas concentraciones se pierde la linealidad y se observaría que la línea tiende a aplanarse, por lo que a esas concentraciones las medidas son poco fiables (Navarra et al., 2017).

4.3.2. DOSIS ÓPTIMA DE LA FIBRA DE COCO

La Figura 4.8 ilustra el nexo entre la dosis de los tres tamaños de partícula de la FC con los porcentajes de remoción alcanzado. Además, se observa el punto donde existe mayor eliminación.

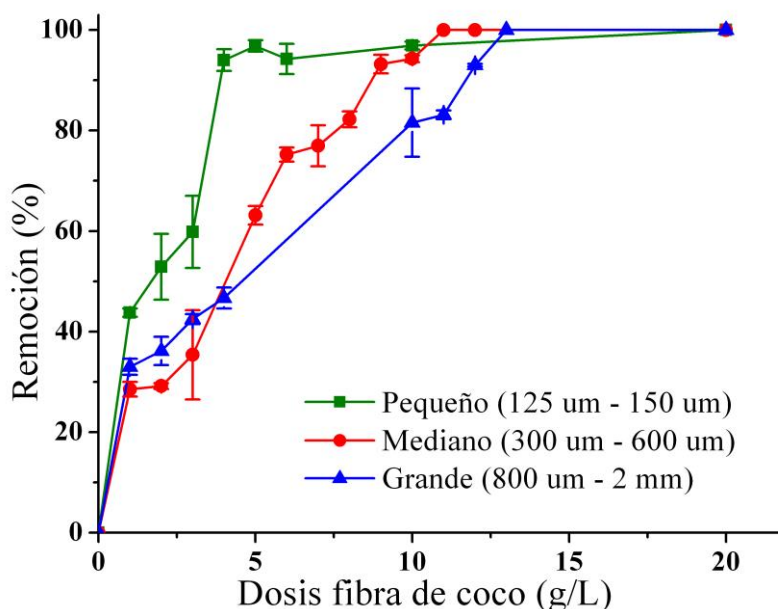


Figura 4.8 Comparación de los tamaños de partícula de la fibra de coco en la adsorción de la cafeína

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Figura 4.8 se contempla el incremento de la eliminación de la cafeína al tiempo que se incrementa la dosis de la FC de las partículas pequeña, mediana y grande. Este comportamiento se da hasta una dosis material de 5, 10 y 12 g/L, respectivamente. Después de este punto el porcentaje de eliminación empieza a equilibrarse. Estas dosis con eliminaciones totales (100%) no se consideraron, debido a que las muestras finales contenían coloración que se liberó del material y que se relaciona con los extractivos del mismo. Debido a esta problemática, no se tomaron esas dosis como efectivas, ya que existiría una interferencia del color en las mediciones.

El incremento toma lugar debido a la presencia de una mayor cantidad de material en solución y por consiguiente una mayor área de contacto con el adsorbato. Esto da lugar una mayor cantidad de puntos activos disponibles y además se incrementa

la cantidad de grupos funcionales que tienen la capacidad de adsorber el contaminante (Iqbal et al., 2011). En este caso, el potencial de adsorción de este material llega a dar resultados del 100% de eliminación. Sin embargo, debido a la presencia de color en la solución, que son extractos de la FC, no fueron consideradas estas concentraciones del material como dosis óptima. Con el aumento de la dosis existe una generación de mayor segregación de extractivos por parte del bioadsorbente. La presencia de extractivos en la solución causaría interferencia en las soluciones, causando dispersión del haz de luz, arrojando absorbancias aparentes. Es así, que aunque no exista absorción, menos luz llegará al detector (Owen, 2000).

4.3.3. DOSIS ÓPTIMA DE LA MAZORCA DE MAÍZ

La Figura 4.9 muestra que en un inicio el aumento de la dosis de la MM da como resultado una mayor eliminación de la cafeína. Esta relación llega hasta un punto, en donde no se justifica el aumento del adsorbente, debido a que existe una disminución de la eliminación de cafeína. Los puntos en los que existe esta diferencia se tomaron como las dosis óptimas, siendo una cantidad de material de 11, 15 y 17 g/L, para las partículas pequeña, mediana y grande, respectivamente.

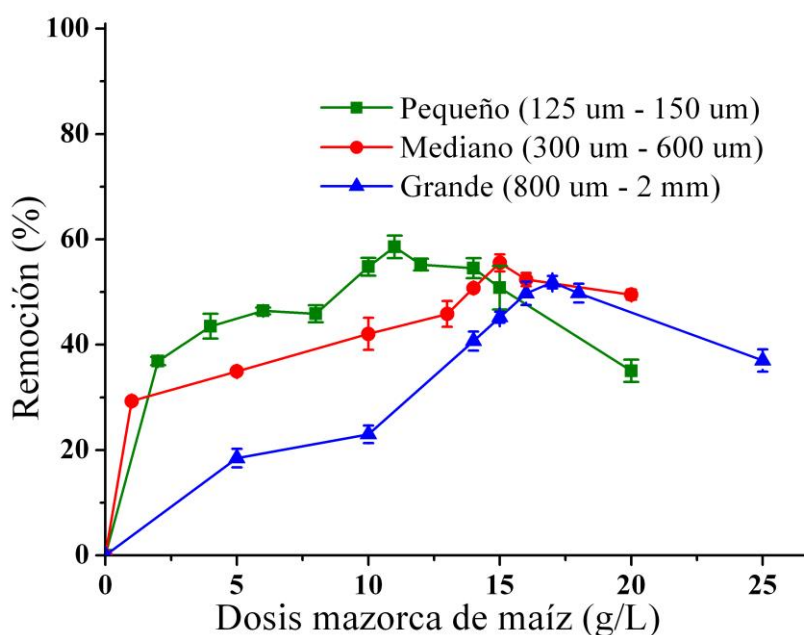


Figura 4.9 Comparación de los tamaños de partícula de la MM en la adsorción de la cafeína

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Esta relación ocurre con el incremento de la dosis del material y por lo tanto ocurre un incremento de las zonas activas, al igual que en el caso de la FC. Sin embargo, en el caso de la MM no se llega a tener valores de eliminación total, en cambio existe una disminución en la eliminación del contaminante a partir de la dosis óptima. Este efecto se produce debido a que, al existir un exceso de material adsorbente, se produce la formación de agregados. Dando como resultado que el área superficial disminuya, afectando así al procedimiento de adsorción (Żóltowska-Aksamitowska et al., 2018).

4.3.4. TIEMPO ÓPTIMO DE CONTACTO DE LA FIBRA DE COCO

El efecto del tiempo en el potencial de adsorción de la FC y los puntos de adsorción que determinan el tiempo óptimo se ilustra en la Figura 4.10.

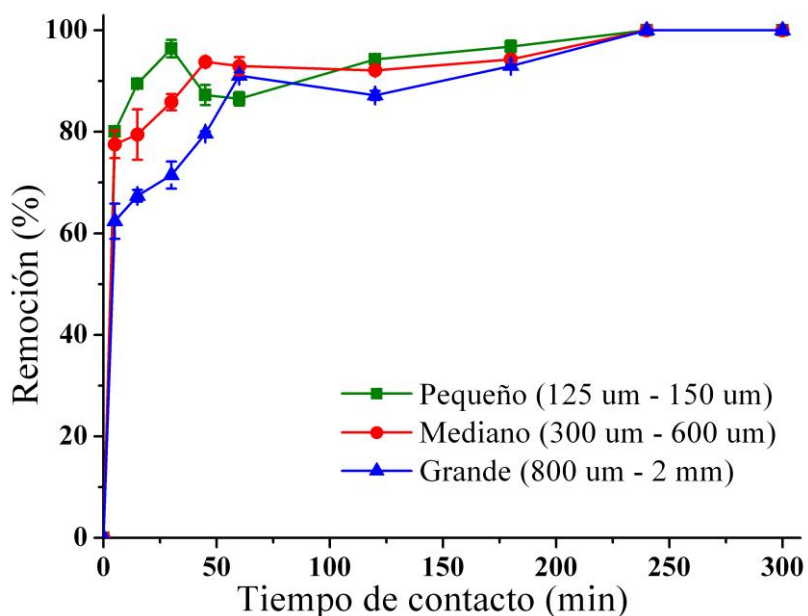


Figura 4.10 Efecto del tiempo en la adsorción con los tres diferentes tamaños de la fibra de coco

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Figura 4.10 se puede observar que los tres tamaños de partícula tienen la misma tendencia de eliminación dentro de un tiempo de contacto corto. Después de eso, los porcentajes de eliminación empiezan a estabilizarse. Las tasas iniciales de adsorción más rápidas que se encuentran en los primeros minutos se atribuyen a que se encuentra presente una cantidad importante de sitios activos. Estos sitios

están a disponibilidad para acoger a las partículas del adsorbato. Por otro lado, las tasas posteriores de adsorción más lentas se relacionan con la saturación de los sitios de unión y debido a que se logra el equilibrio (Chowdhury et al., 2011).

En el caso de la partícula pequeña la elevada tasa de eliminación se mantiene hasta los 30 minutos, con una eliminación del 96,4%, después del cual empieza a equilibrarse. Para el caso de la partícula mediana, existe un pico de eliminación del 93,8% a un tiempo de 45 minutos. A pesar de que existe resultados de mayor eficiencia, no son tomados en cuenta, debido a que son tiempos muy altos y el aumento en la eliminación no es significativo. Finalmente, en el caso de la partícula grande cuenta con un porcentaje de eliminación de 91,1% a un tiempo de 60 minutos antes de estabilizarse. Todos estos datos, dieron como resultado tiempos óptimos de 30, 45 y 60 minutos, para las partículas: pequeña, mediana y grande, respectivamente.

4.3.5. TIEMPO ÓPTIMO DE CONTACTO DE LA MAZORCA DE MAÍZ

El nexa entre el tiempo de contacto con el potencial de adsorción de las partículas: pequeña, mediana y grande de la MM se estable en la Figura 4.11.

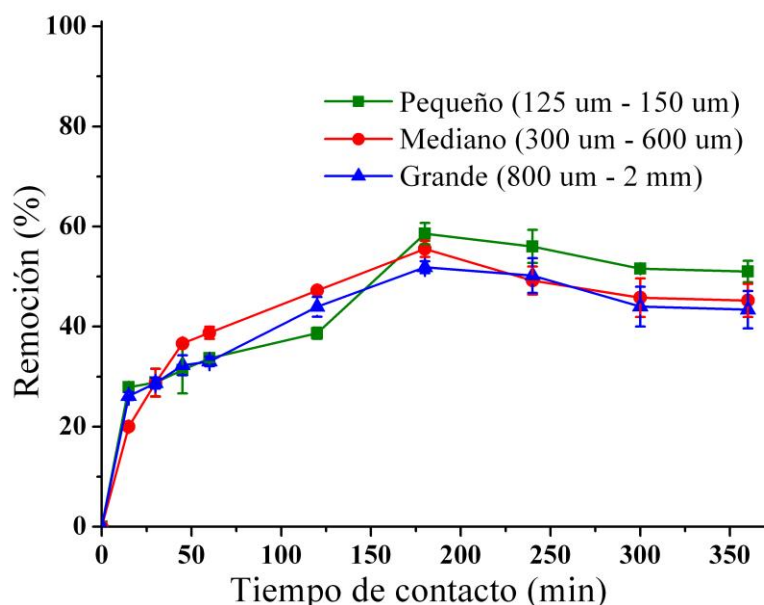


Figura 4.11 Efecto del tiempo de contacto en la adsorción de cafeína con los tres diferentes tamaños de la mazorca de maíz

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Figura 4.11 se aprecia la tendencia que tienen los tres diferentes tamaños de la MM sobre su capacidad de adsorción al transcurrir el tiempo. Inicialmente, existe un incremento de la capacidad de adsorción, hasta un punto en el cual empieza a disminuir. Este efecto, podría deberse a que la MM no cuenta con una fuerza de retención suficiente. Esto sumado a la formación de agregados, daría como resultado, que el porcentaje de eliminación disminuya al transcurrir tiempos altos de contacto (Żóltowska-Aksamitowska et al., 2018).

Los tres tamaños de la MM muestran tener el mismo punto máximo de eliminación. Así, para un mismo tiempo (180 minutos), se generan diferentes porcentajes de eliminación con 58,6%, 55,5% y 51,9% para los tamaños pequeño, mediano y grande, respectivamente.

Este fenómeno obtenido se explicaría debido a que en los primeros minutos de contacto, existe la disponibilidad de numerosos puntos activos en el material adsorbente, en donde el contaminante se retiene. Al transcurrir el tiempo estos sitios activos, van ocupándose por las moléculas del contaminante, y estas a su vez forman una barrera que repelen a las demás moléculas (Dotto & Pinto, 2011).

4.3.6. EFECTO DE LA MEZCLA DE LOS MATERIALES

La comparación entre el material con mejor porcentaje de eliminación con la mezcla en tres diferentes concentraciones de 25% FC y 75% MM, 50% de cada material y 75% FC con 25 % de MM se muestra en la Figura 4.12.

Al determinar la dosis y tiempo óptimos de entre los dos materiales se obtuvo que la FC mostró una mejor eliminación con 96,4%, a un tiempo de 30 minutos, con una dosis de material de 5 g/L. Estos parámetros se tomaron para determinar el efecto que tiene la mezcla de los dos materiales.

En la Figura 4.12 se puede apreciar que los tres porcentajes de mezcla de los materiales arrojan resultados de eliminación inferiores a los obtenidos por la FC sola en solución (96,4%). Los porcentajes de eliminación fueron de 86,4%, 65,7% y 38,7% para las mezclas de 75% FC con 25% MM, 50% de los dos materiales y 25% FC con 75% MM, respectivamente.

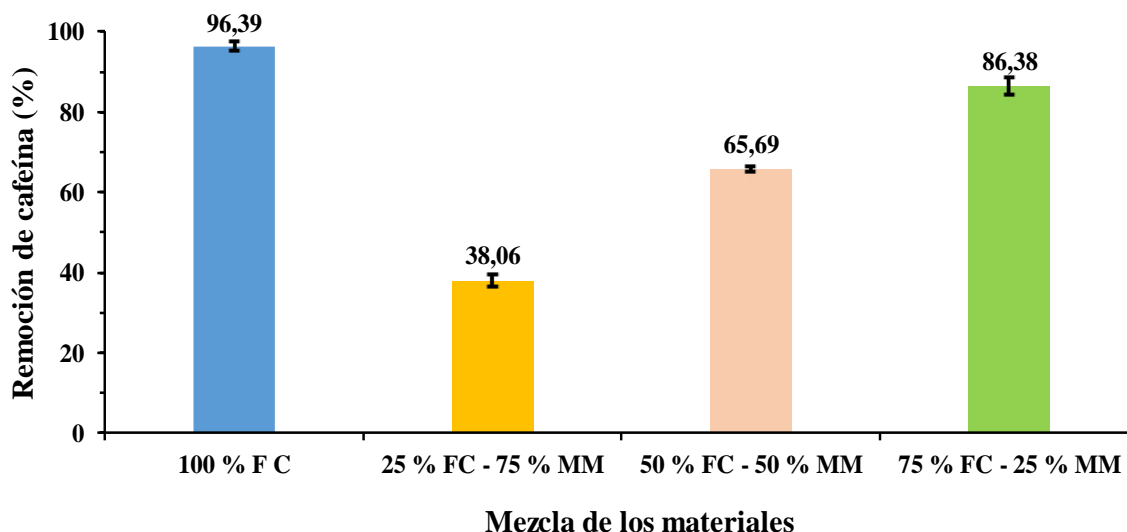


Figura 4.12 Efecto en la capacidad de adsorción de tres diferentes mezclas de la fibra de coco (FC) y mazorca de maíz (MM)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Una combinación de la FC y la MM no muestra mejores resultados de eficiencia en la eliminación de la cafeína. Esto se puede justificar, como ya se determinó anteriormente, la MM tiene una capacidad inferior de eliminación de cafeína que la FC. Por lo cual, al disminuir la cantidad de FC para ajustarse a la dosis óptima se reducen los espacios activos de la FC y por ende la capacidad de adsorción de la mezcla disminuye. Por lo tanto, los resultados reflejarían la ausencia de un nexo sinérgico positivo sobre la capacidad de adsorción del contaminante. Esto debido a que, al incorporar un 25, 50 y 75% de MM a la mezcla, la eliminación de cafeína disminuye en un 10, 29 y 58%, respectivamente.

4.4. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN Y MODELOS CINÉTICOS

4.4.1. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE LA FIBRA DE COCO

La comparación entre las isotermas de Freundlich y Langmuir de la FC, con sus tamaños pequeño, mediano y grande, se ilustran en la Figura 4.13.

En la Figura 4.13.a y 4.13.b se observa que los coeficientes de correlación (R^2) de los modelos Freundlich y Langmuir, en cuanto a la partícula pequeña fueron 0,9532 y 0,969, respectivamente. Para el caso de la partícula mediana los coeficientes de correlación fueron 0,9458 y 0,9471. Mientras que para la partícula grande los

valores fueron 0,9997 y 0,9867 para las isothermas de Freundlich y Langmuir, respectivamente. Aunque los dos modelos presentan valores similares entre sí, el modelo de Langmuir muestra ser el más adecuado para describir el mecanismo de adsorción de la MM con los tres tamaños de partícula. Este resultado indica la formación de una monocapa con una distribución homogénea de moléculas de cafeína en la superficie externa del adsorbente (Aljeboree et al., 2017; Wahab et al., 2010).

Los componentes de los modelos de Freundlich y Langmuir para las partículas de tamaños pequeño, mediano y grande del material de FC, junto con el coeficiente de correlación (R^2) para cada caso se ubican en la Tabla 4.4.

Tabla 4.4 Parámetros de las isothermas de Freundlich y Langmuir para la fibra de coco

Tamaño	Modelo Freundlich			Modelo Langmuir		
	n	K_F (mg/g)	R^2	q_m (mg/g)	K_L (L/mg)	R^2
Pequeño	5,7039	5,2731	0,9532	9,0934	0,9307	0,9690
Mediano	3,0449	2,2091	0,9458	5,3856	0,5593	0,9471
Grande	2,6558	1,6055	0,9356	4,4297	0,4815	0,9957

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Tabla 4.4 se aprecia que la constante q_m , que representa la cantidad máxima de adsorción para la formación de monocapa, fue mayor para la partícula pequeña, logrando una capacidad máxima de 9,09 mg/g. Este valor corrobora lo expuesto en la determinación de la dosis y tiempo óptimo, donde partícula pequeña mostró mejores resultados de porcentaje de remoción.

En cuanto a los parámetros obtenidos en el modelo de Freundlich, la constante n indica que se tiene una isoterma de Freundlich normal y con una adsorción favorable (Angin et al., 2013).

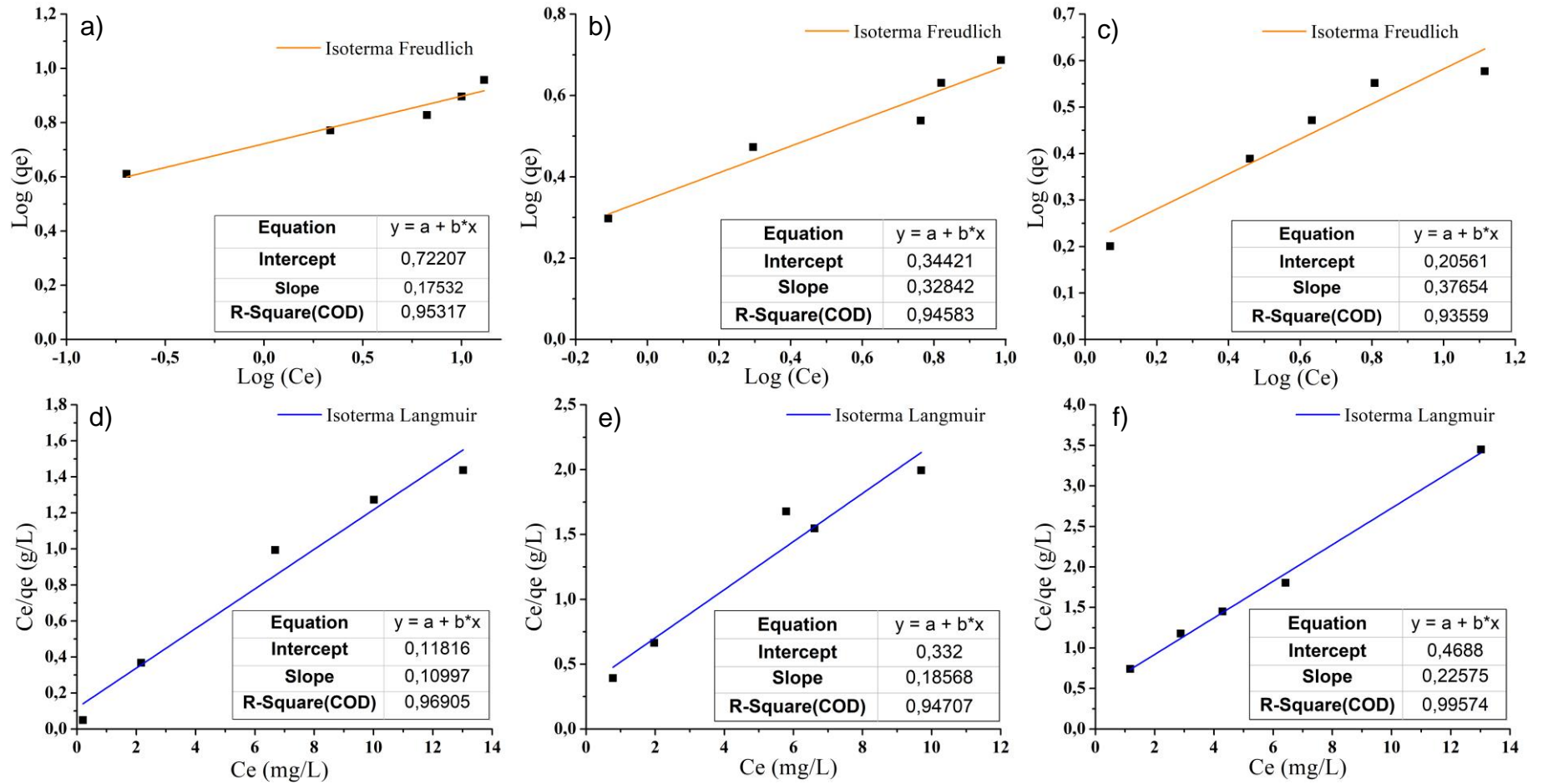


Figura 4.13 Isotermas de Freundlich para el tamaño de partícula pequeña (a), mediana (b) y grande (c); isotermas de Langmuir para el tamaño de partícula pequeña (d), mediana (e) y grande (f), de la fibra de coco.

Elaboración: Fabricio Valenzuela

4.4.2. ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE LA MAZORCA DE MAÍZ

El esquema gráfico de los modelos de Freundlich y Langmuir de la MM con sus tamaños respectivos, pequeño, mediano y grande, se manifiesta en la Figura 4.14.

En la Figura 4.14.a y Figura 4.14.b se observa los coeficientes de correlación de la partícula pequeña de la MM con valores de 0,678 y 0,9595, para los modelos de Freundlich y Langmuir, respectivamente. La diferencia presente entre los coeficientes, indica que la adsorción de cafeína con dicho tamaño se ajustaría al modelo de Langmuir. Esto expondría la existencia de un proceso de quimisorción, en donde existe una limitada cantidad de sitios activos formando una monocapa (Cardozo et al., 2011).

Para el caso de la partícula mediana, las Figuras 4.14.c y 4.14.d muestran que el coeficiente R^2 de los modelos de Freundlich y Langmuir fueron 0,8235 y 0,9124, respectivamente. Los valores presentados por las dos isothermas mostrarían que el mecanismo de adsorción, al igual que la partícula pequeña, se ajustaría de mejor manera a la isoterma de Langmuir. Según esta isoterma, la bio-adsorción ocurriría en zonas activas homogéneas formando una monocapa, sin existir interacción lateral entre las moléculas adsorbidas (Foo & Hameed, 2010).

Por otra parte, para la partícula grande de la MM los coeficientes de las isothermas de Freundlich y Langmuir fueron 0,9104 y 0,6418, respectivamente. Para este caso, la adsorción de la cafeína con la partícula grande de la MM se explicaría a través del modelo de Freundlich. Esto debido a que el proceso de adsorción tomaría lugar sobre una zona y distribución de los sitios activos heterogénea (Ayawei et al., 2017).

Los componentes de las isothermas de Freundlich y Langmuir para las partículas: pequeña, mediana y grande de la MM se encuentran en la Tabla 4.5, junto con el coeficiente de correlación (R^2) para cada caso.

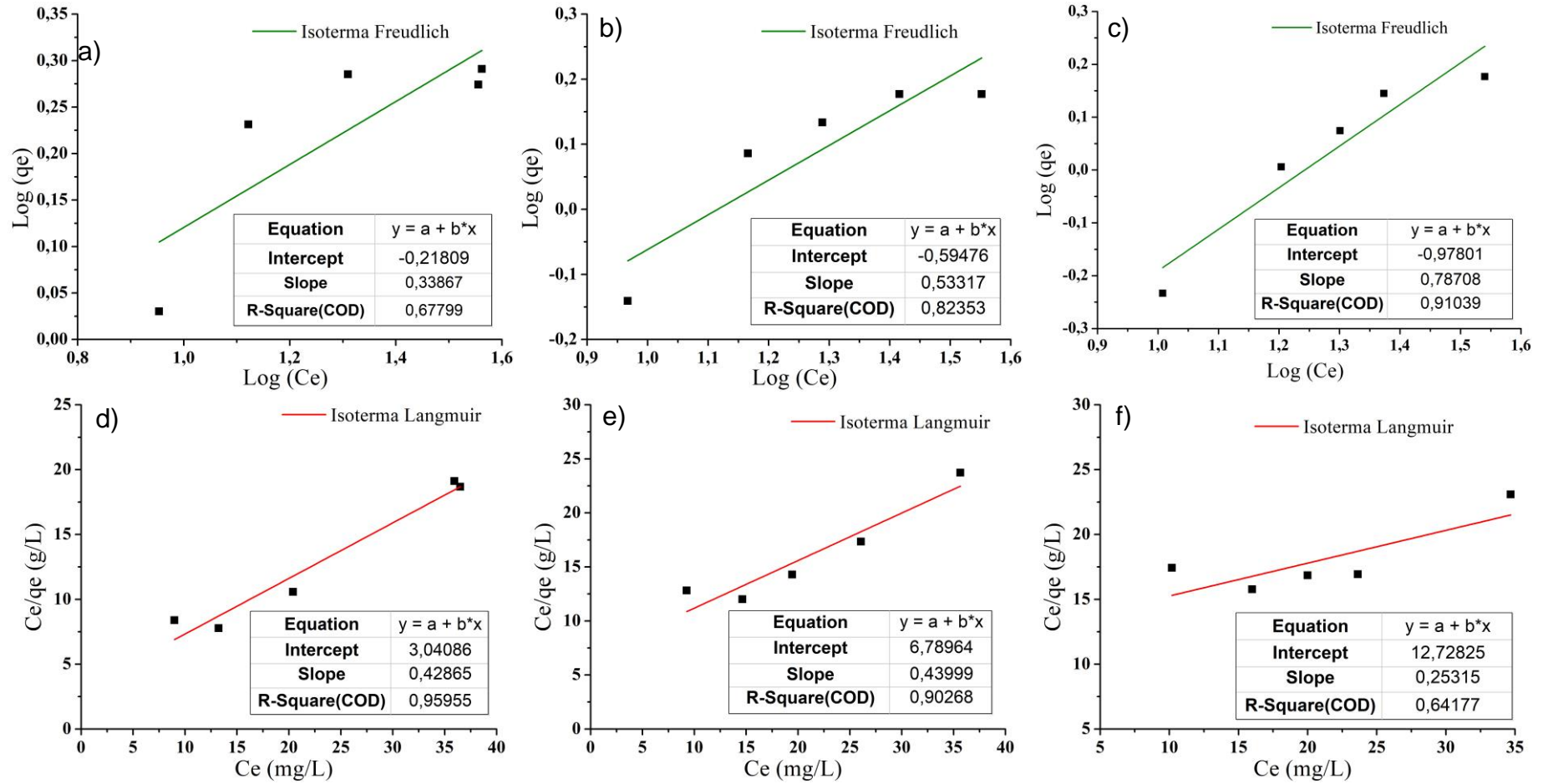


Figura 4.14 Isotermas de Freundlich para el tamaño de partícula pequeña (a), mediana (b) y grande (c); e isotermas de Langmuir para el tamaño de partícula pequeña (d), mediana (e) y grande (f), de la mazorca de maíz

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Tabla 4.5 Parámetros de las isotermas de Freundlich y Langmuir para la mazorca de maíz

Tamaño	Modelo Freundlich			Modelo Langmuir		
	n	K _F (mg/g)	R ²	q _m (mg/g)	K _L (L/mg)	R ²
Pequeño	2,9527	0,6052	0,678	2,3329	0,1410	0,9595
Mediano	1,8756	0,2542	0,8235	2,2728	0,0648	0,9124
Grande	1,2705	0,1052	0,9104	3,9502	0,0199	0,6418

Elaboración: Fabricio Valenzuela

La Tabla 4.5 refleja que la constante q_m de la isoterma de Langmuir para la partícula pequeña es de 2,33 mg/g, es mayor a la de la partícula mediana con un 0,1083 mg/g. Estos datos confirman lo determinado en el porcentaje de remoción de la cafeína, donde se determinó que la granulometría pequeña presenta un mayor porcentaje que la granulometría mediana. Por otra parte, el material de partícula grande, al ajustarse de mejor manera al modelo de Freundlich indica un proceso de adsorción favorable con un modelo Freundlich normal con base en su constante n (Angin et al., 2013).

4.4.3. CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE LA FIBRA DE COCO

El ajuste de las cinéticas de pseudo primer y pseudo segundo orden de la FC de los tamaños de partícula pequeño, mediano y grande se ilustran en la Figura 4.15.

En la Figura 4.15 y en la Tabla 4.6 se aprecia que los valores del coeficiente R^2 para la cinética de pseudo primer orden, están entre 0,4936 y 0,8648. Estos valores son inferiores en cuanto a los registrados por el modelo de pseudo segundo orden. El modelo de pseudo segundo logró un mejor ajuste de los datos experimentales determinados. Esto es evidente al observar los valores del coeficiente de correlación (R^2), donde se obtuvo un valor de 0,9988 para la partícula pequeña. Mientras que, para la partícula mediano y grande se obtuvieron valores de 0,9983 y 0,997, respectivamente.

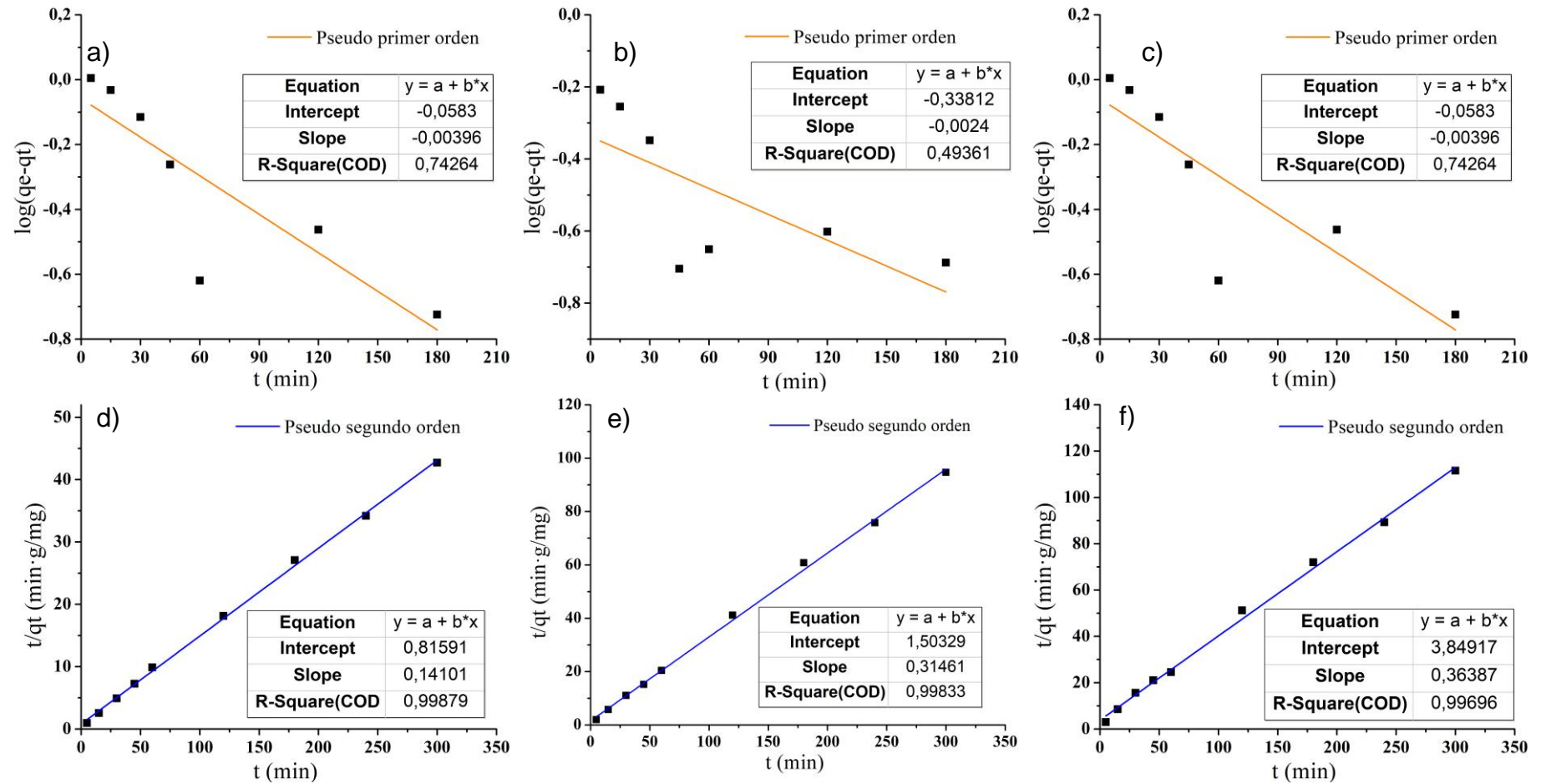


Figura 4.15 Modelo de pseudo primer orden para el tamaño de partícula pequeño (a), mediano (b) y grande (c); y modelo de pseudo segundo orden para el tamaño de partícula pequeña (d), mediana (e) y grande (f), de la fibra de coco.

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Tabla 4.6 Constantes y coeficiente de correlación de los modelos de pseudo primer y segundo orden para la fibra de coco

Tamaño	q_e, exp (mg/g)	Modelo de pseudo primer orden			Modelo pseudo segundo orden		
		$k_1 \times 10^{-3}$ (min)	q_e, cal (mg/g)	R^2	q_e, cal (mg/g)	k_2 (g/mg·min)	R^2
Pequeño	7,022	8,107	1,359	0,865	7,092	0,024	0,999
Mediano	3,168	5,527	0,459	0,493	3,179	3,156	0,998
Grande	2,688	9,120	0,874	0,743	2,748	0,340	0,997

Elaboración: Fabricio Valenzuela

Por otra parte, en la Tabla 4.6 se contempla que los valores de la capacidad de adsorción calculado ($q_e \text{ cal}$) de la cinética de pseudo segundo orden son diferentes a los valores que corresponde a la capacidad de adsorción experimental ($q_e \text{ exp}$). Mientras que, en el caso del modelo de pseudo segundo orden los valores muestran ser muy similares. Esto comprueba que la cinética de pseudo segundo orden refleja un mejor ajuste de los datos de cinética para la adsorción de la cafeína por parte de la FC. La cinética de pseudo segundo orden está relacionado con el proceso quimisorción. Este tipo de adsorción implica fuerzas intermoleculares al intercambiar electrones entre el material bio-adsorbente y el adsorbato. Con esto se respalda los resultados obtenidos con las isothermas, los cuales mostraron un mejor ajuste de los tres tamaños del material a la isoterma de Langmuir y que guarda relación con un proceso de quimisorción (Ali et al., 2016).

4.4.4. CINÉTICA DE ADSORCIÓN DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Los datos obtenidos de los ensayos del tiempo de contacto para la adsorción de cafeína con MM de tamaños pequeño, mediano y grande se adaptaron a las cinéticas de pseudo primer y pseudo segundo orden (Figura 4.16). Los coeficientes de correlación y otros parámetros se enumeraron en la Tabla 4.7.

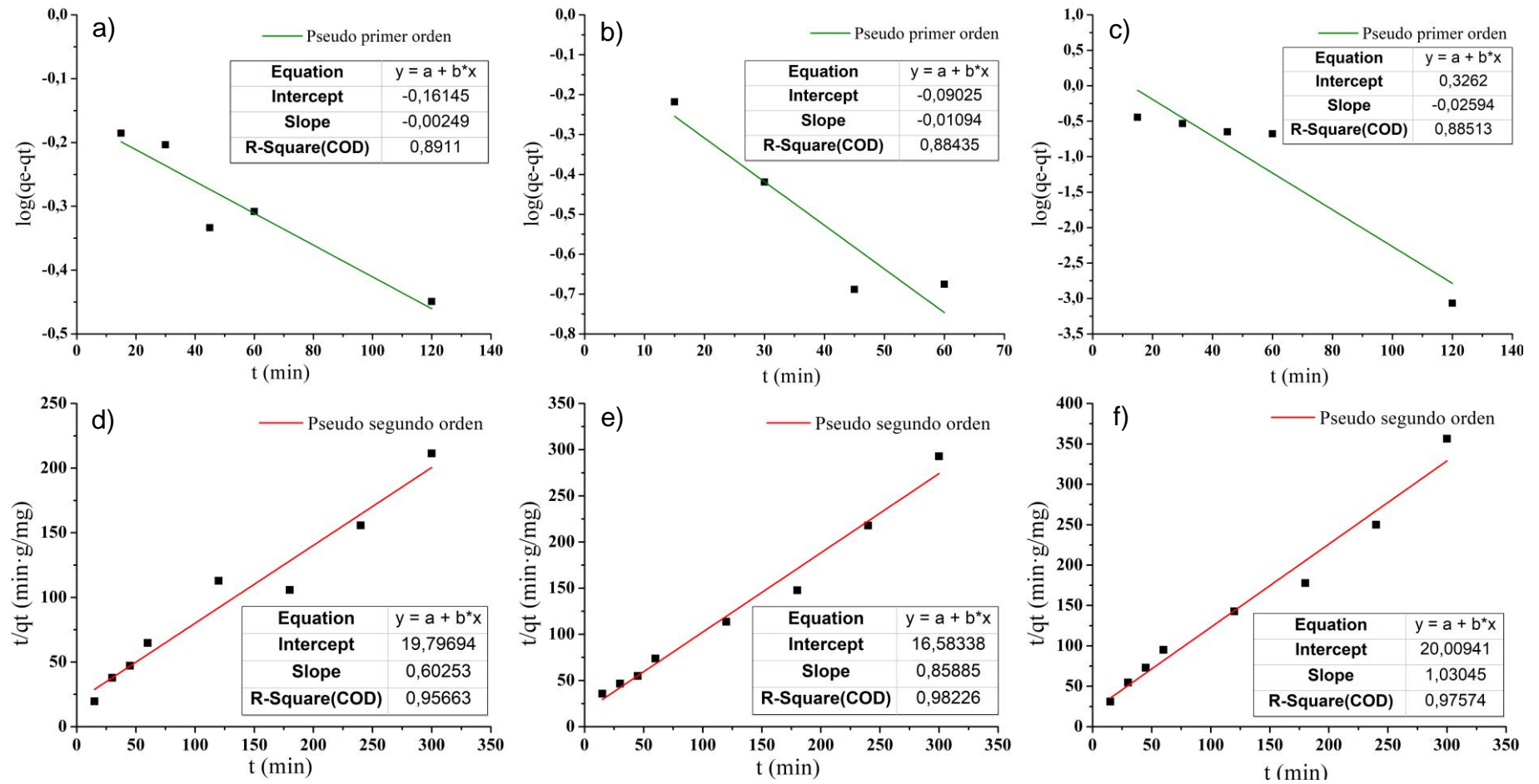


Figura 4.16 Modelo de pseudo primer orden para el tamaño de partícula pequeño (a), mediano (b) y grande (c); y modelo de pseudo segundo orden para el tamaño de partícula pequeña (d), mediana (e) y grande (f), de la mazorca de maíz.

Elaboración: Fabricio Valenzuela

La Figura 4.16 y Tabla 4.7 exponen que los valores del coeficiente de correlación (R^2) entre los modelos cinéticos son diferentes. En referencia a la cinética de pseudo primer orden los valores se encuentran en un rango de 0,884 y 0,891, en cambio para el modelo de pseudo segundo orden los valores se encuentran en un rango de 0,957 a 0,982.

Al igual que en la FC, los valores de la capacidad de adsorción calculado (q_e cal) en los modelos de pseudo segundo orden son muy similares a la capacidad de adsorción obtenida experimentalmente (q_e exp). En contraste con los valores obtenidos en la cinética de pseudo segundo orden.

Dado el buen ajuste de la cinética y los valores similares de la capacidad de adsorción determinada experimentalmente, sugiere que la cinética de pseudo segundo orden es el de mayor validez para representar la adsorción de la cafeína en la MM (Boparai et al., 2011).

Tabla 4.7 Constantes y coeficiente de correlación de los modelos de pseudo primero y segundo orden para la MM

Tamaño	q_e, exp (mg/g)	Modelo de pseudo primer orden			Modelo pseudo segundo orden		
		$k_1 \times 10^{-3}$ (min)	q_e, cal (mg/g)	R^2	q_e, cal (mg/g)	$k_2 \times 10^{-3}$ (g/mg-min)	R^2
Pequeño	1,419	5,734	0,690	0,891	1,660	18,336	0,957
Mediano	1,025	25,195	0,812	0,884	1,164	44,480	0,982
Grande	0,842	59,740	2,119	0,885	0,970	53,066	0,976

Elaboración: Fabricio Valenzuela

4.5. EFICIENCIA DE ELIMINACIÓN DE LOS MATERIALES

La comparación entre los materiales de FC y MM en cuanto a la eficiencia de adsorción, tomando en cuenta las condiciones óptimas así como también el porcentaje de lignina y celulosa se muestra en la Figura 4.17.

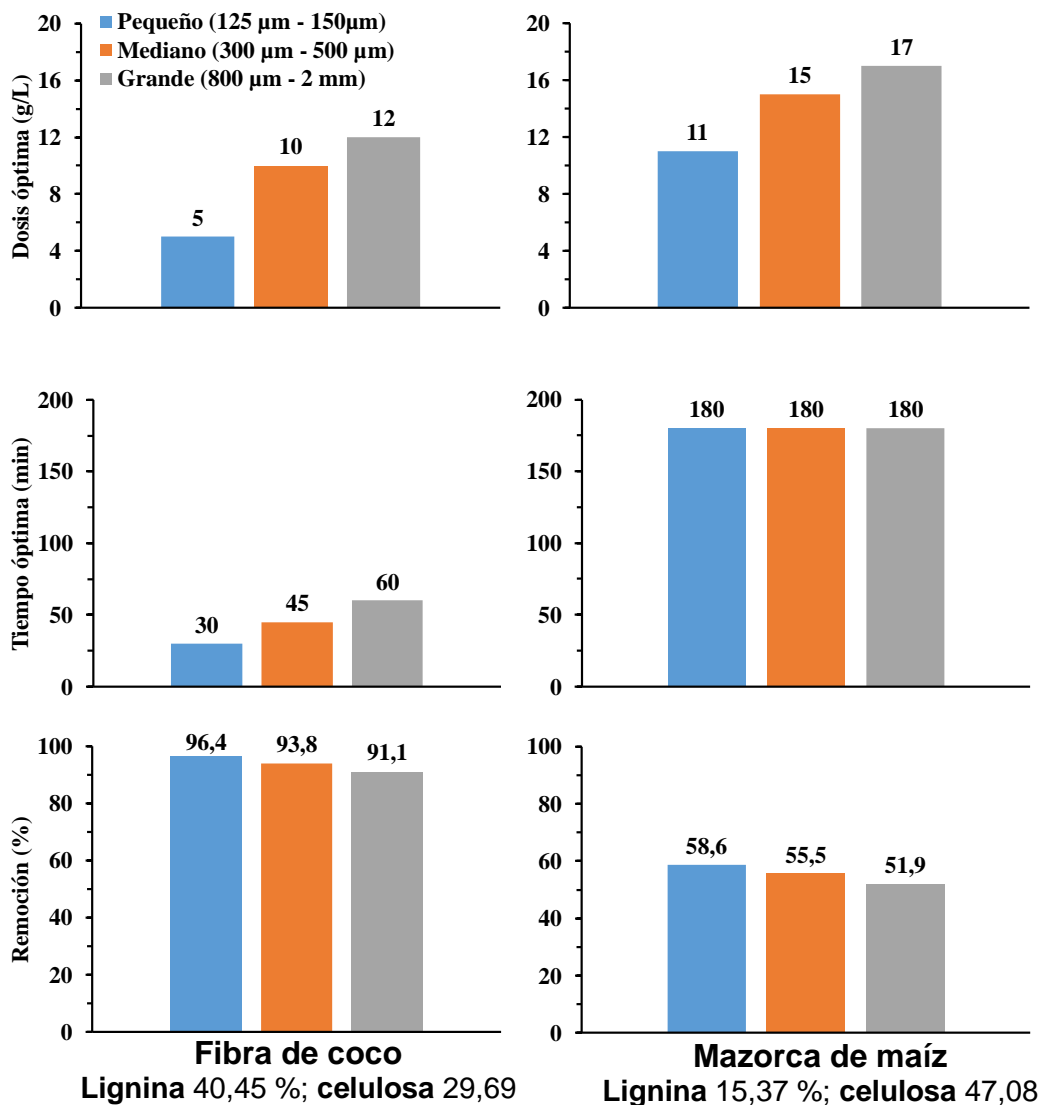


Figura 4.17 Comparación entre la fibra de coco y mazorca de maíz en la eficiencia de adsorción

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Figura 4.17 se aprecia la influencia del tamaño de cada uno de los materiales, la dosis y el tiempo óptimo del material sobre su capacidad de adsorción. Los datos señalan que, en el caso de la FC, con un tamaño de partícula pequeño, una dosis de 5 g/L y un tiempo de contacto máximo de 30 minutos se alcanzó una eficiencia de remoción de cafeína del 96,39 %. Esta capacidad de remoción va disminuyendo con el aumento del tamaño del material, y a su vez el tiempo y dosis óptima va disminuyendo. En el caso del material de tamaño de partícula mediano el tiempo óptimo llega a ser 45 minutos, con una cantidad óptima de material de 10 g/L, obteniendo una remoción del 93,78 %. Finalmente, para el caso de la partícula

grande se consiguió un porcentaje de remoción de 91,07 % con un tiempo de 60 minutos y una dosis de 12 g/L. Esta relación con el tamaño del material ocurre debido a que entre más pequeño es el material da lugar a la existencia de una mayor área superficial y una mayor exposición de los sitios activos (Engates & Shipley, 2011).

En cuanto a la MM, este material muestra una tendencia de las condiciones de remoción similar a la FC, donde mientras más grande es el tamaño se obtiene porcentajes de remoción menores. En cuanto al tiempo óptimo, éste es el mismo para los tres tamaños del material con un tiempo de 180 minutos los cuales, a comparación de la FC, son valores altos. Además, con la FC, este mostraba tener un aumento del tiempo al incrementar el tamaño de la granulometría. En cuanto a la partícula pequeña correspondiente a la MM, los valores de remoción fueron de 58,6 %, utilizando una cantidad de material de 11 g/L. Comparado con la FC, muestran valores de eficiencias bajas, debido a que fue necesario una mayor cantidad del mismo tamaño para obtener un porcentaje muy inferior. Del mismo modo ocurre con el tamaño mediano y grande de la MM, necesitando una dosis de 15 y 17 g/L para obtener eficiencias de remoción de 55,53 % y 51,86 %, respectivamente.

El porcentaje de composición de un material igualmente desempeña un papel importante con referencia a la capacidad de adsorción. Su composición varía dependiendo del origen y, como ya se dio a conocer anteriormente, están compuestas principalmente por celulosa, lignina y hemicelulosa (Tejeda et al., 2014). La celulosa y lignina son los componentes responsables de una mayor capacidad de adsorción por parte del material. Esto debido a que están conformados por grupos funcionales que facilitan la complejación y el secuestro de iones (Carvalho et al., 2011). La composición de lignina y celulosa también se observa en la Figura 4.17, donde la cantidad de lignina es superior en la FC con un porcentaje de 40,45 %, frente a un 15,37 % por parte de la MM. La cantidad de celulosa presente en los materiales también se encuentran en diferentes proporciones, siendo mayor en la MM que en la FC, con porcentajes de 47,08 % y 29,09 %, respectivamente. Con estos valores de los componentes se podría relacionar que una mayor adsorción también está relacionada con una mayor

cantidad de lignina. Además, la cantidad de extractivos presente en la fibra no es un elemento representante en el proceso de adsorción. Esto debido a que no es una cantidad suficientemente alta para disminuir notablemente la eficiencia de remoción. Esta situación se atribuiría al número de grupos funcionales carboxílicos e hidroxilos que aporta la lignina y favorecen al proceso de adsorción creando sitios disponibles para este proceso (Tejada et al., 2016). Según Abdolali et al. (2014), estos grupos funcionales son participantes predominantes en la formación de complejos de iones y procesos de intercambio iónico. Esta diferencia de la lignina y celulosa daría como resultado que la reacción con el contaminante se lleve a cabo en diferentes grados de adsorción. Donde la lignina tendría una mayor afinidad con el contaminante, a diferencia de la celulosa (Esteves et al., 2017). Dentro de la composición de los materiales también se destaca la influencia de los extractivos, material volátil y cenizas. A una mayor cantidad de estos componentes se ha determinado que existe una menor capacidad de adsorción, siendo este el caso de la MM. Las condiciones y variables del proceso de adsorción de la cafeína empleando diferentes bioadsorbentes obtenidas en diferentes estudios se expone en la Tabla 4.8.

Tabla 4.8 Condiciones óptimas para la adsorción de cafeína por diferentes bioadsorbentes

Material	Tratamiento	Dosis óptima (g/L)	Tamaño de partícula (mm)	Tiempo óptimo (min)	Eficiencia (%)	Ref.
	Natural	25	0,7	40	75	(1)
Tallo de uva	Modificación química	15	0,7	30	85	(2)
	Carbón activado	1	0,7	30	94	(3)
Corcho	Carbón activado	0,66	0,3	24 (h)	98	(4)
Quitosano	Perlas de hidrogel	4,4	2	10	85	(5)
Alginato	Perlas de hidrogel	4,4	2	10	60	(6)

Tabla 4.8 Continuación

Material	Tratamiento	Dosis óptima (g/L)	Tamaño de partícula (mm)	Tiempo óptimo (min)	Eficiencia (%)	Ref.
Fibra de coco	Natural	5	125-150 (µm)	30	96,4	Presente estudio
Mazorca de maíz	Natural	11	125-150 (µm)	180	58,6	Presente estudio

Fuente: (1) (2) (3) Portinho et al. (2017), (4) Mestre et al. (2014), (5) (6) Zarzar et al. (2015)

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Tabla 4.8 se observa que la eficiencia, dosis y tiempo óptimo para los tres tamaños de partícula de la FC y MM distan a los obtenidos en otros trabajos de bioadsorción para la eliminación de cafeína. La dosis óptima con la mejor eficiencia (96,4 %) con el tamaño de partícula pequeña de la FC es de 5 g/L. Ésta muestra ser más alta a las obtenidas por los carbones activados obtenidos del tallo de uva y el corcho, incluso a las dosis óptimas de las perlas de hidrogel. Sin embargo, la FC muestra tener una mayor eficiencia que estos materiales, excepto con el carbón activado a base de corcho que cuenta con una eficiencia de 98 %. No obstante, en este caso el tiempo de contacto evaluado fue de 24 horas. En cuanto al tiempo óptimo de la FC (30 min) muestra ser similar en el caso del tallo de uva, incluso siendo menor para el caso del material natural. Por el contrario, para el caso de las perlas de hidrogel el tiempo óptimo de la FC muestra ser mayor, pero con una mayor eficiencia de remoción. Otro aspecto importante para tomar en consideración es el tamaño de la partícula en el cual el rango de los materiales es de 0,7-2,0 mm. Al comparar con los resultados obtenidos con la granulometría similar de 0,8-2,0 mm (grande), se observa que cuenta con resultados inferiores en algunos aspectos a la información bibliográfica. Tomando en cuenta el tamaño de partícula grande de la FC, ésta sigue manteniendo una mayor eficiencia de remoción que las perlas de hidrogel y al tallo de uva en forma natural.

Por otro lado, la MM muestra tener resultados de remoción inferiores a los expuestos, incluyendo tiempos de remoción muy altos, a pesar de tener dosis óptimas de remoción de entre 11 y 17 g/L. Estos son inferiores al del tallo de uva en forma natural, pero no justifican el tiempo óptimo y la eficiencia.

CAPÍTULO 5

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. CONCLUSIONES

- La caracterización de la fibra de coco muestra que su contenido de lignina de 40,5%, celulosa de 29,7% y hemicelulosa de 19,8% es diferente a la celulosa (47,1%), lignina (15,4%) y hemicelulosa (33,3%) obtenido en la mazorca de maíz. La presencia de estos componentes en los materiales se determinó mediante el análisis FTIR, el cual mostró grupos funcionales característicos de la celulosa, lignina y hemicelulosa. De igual manera, las imágenes MEB fueron utilizadas para diferenciar las estructuras y componentes de los materiales. Por lo tanto, la fibra de coco muestra tener características adsorptivas distintas a la mazorca de maíz, siendo un determinante para una mayor afinidad de adsorción de la cafeína.
- Los parámetros obtenidos de las isothermas de la fibra de coco muestran que los coeficientes de correlación de la isoterma de Langmuir ($0,94 < R^2 < 0,99$) son más altos frente al de Freundlich ($0,94 < R^2 < 0,95$). Por lo tanto, el modelo de Langmuir se ajusta mejor para describir el proceso de eliminación de la cafeína, mostrando la formación de monocapa en una distribución homogénea de la superficie del adsorbente. Por otra parte, la mazorca de maíz muestra un ajuste general a la isoterma de Langmuir, mostrando valores de coeficiente R^2 de 0,95 y 0,91. Sin embargo, existe una excepción del tamaño de partícula grande (800 μm -2 mm), el cual se ajusta a la isoterma de Freundlich ($R^2 = 0,91$). Esto demuestra, que existe un proceso de quimisorción en los dos primeros tamaños de partícula y la granulometría grande se relaciona con un proceso de fisorción.
- La bioadsorción de la cafeína utilizando la fibra de coco se llevó a cabo en condiciones óptimas de tamaño de partícula pequeño (125 μm a 150 μm), con una dosis del material de 5 g/L, a un tiempo de 30 minutos, obteniendo una eficiencia de 96,4% y con una capacidad máxima de adsorción 9,09 mg/g. Por otro lado, las condiciones óptimas de la mazorca de maíz para obtener el mayor porcentaje de eliminación de cafeína (58,6%) y una capacidad máxima de

adsorción de 2,33 mg/g, fueron empleando el tamaño pequeño de partícula, con una dosis de 11 g/L y un tiempo de 180 minutos. Además, la mezcla de los materiales mostró menor remoción de cafeína con valores de 86,4; 65,6; y 61,1% en las mezclas de 75% fibra de coco - 25 % mazorca de maíz, 50 % de cada material y 25 % fibra de coco – 75% mazorca de maíz, respectivamente. Por lo tanto, la fibra de coco demostró ser el material más eficiente para la eliminación de la cafeína del medio acuoso.

- Los resultados de la tasa del proceso de adsorción de la cafeína empleando la fibra de coco y mazorca de maíz se correlacionaron con el modelo cinético de pseudo segundo orden, obteniendo coeficientes de correlación $R^2 > 0,95$, frente a los valores de coeficiente R^2 (0,5 - 0,89) obtenidos del modelo cinético de pseudo primer orden, con lo cual se muestra que la eliminación de la cafeína por parte de los dos materiales ocurre mediante un proceso de quimisorción.
- En base a la caracterización de los materiales y las condiciones óptimas de los ensayos batch se concluye que la fibra de coco y la mazorca de maíz son residuos lignocelulósicos capaces de eliminar la cafeína del medio acuoso a través de la adsorción, tomando en cuenta que la mazorca de maíz muestra un menor porcentaje de remoción (58,6 %), frente a la fibra de coco (96,4 %), siendo este último 1,645 veces más eficiente.

5.2. RECOMENDACIONES

- Se recomienda realizar una caracterización más profunda de los materiales empleando análisis de cristalografía de rayos X y/o análisis de espectroscopía Raman para conocer de mejor manera el proceso de adsorción de los materiales y su composición.
- Con el fin de disminuir la incertidumbre de las mediciones en concentraciones bajas a las aportadas por la espectroscopia UV-VIS, se debería optar por otra técnica de medición de cafeína que cuenten con una lectura más amplia de las concentraciones.

- Se recomienda desarrollar el presente estudio empleando agua residual sintética en diferentes concentraciones de cafeína, con el fin de comprender las interacciones que ocurre con otros componentes del agua residual.
- Se recomienda variar otros parámetros adicionales como la velocidad de agitación, la temperatura y el pH para obtener condiciones óptimas más específicas para el proceso de adsorción.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abdolali, A., Guo, W. S., Ngo, H. H., Chen, S. S., Nguyen, N. C., & Tung, K. L. (2014). Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: A critical review. *Bioresource Technology*, *160*, 57–66.
- Abubakar, U., Yusuf, K., Safiyanu, I., Abdullahi, S., Saidu, S., Abdu, G., & Indee, A. (2016). Proximate and mineral composition of corn cob , banana and plantain peels. *International Journal of Food Science and Nutrition*, *1*(6), 25–27.
- Aguilar, D. M. (2016). *Designificación de la penca de Agave tequilana F.A.C. Webwr empleando peróxido de hidrógeno alcalino como tratamiento para la producción de biohidrógeno*. (Tesis de postgrado, máster en Ciencias ambientales). Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A.C., San Luis Potosí. México.
- Alhashimi, H. A., & Aktas, C. B. (2017). Life cycle environmental and economic performance of biochar compared with activated carbon: A meta-analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, *118*, 13–26.
- Ali, R. M., Hamad, H. A., Hussein, M. M., & Malash, G. F. (2016). Potential of using green adsorbent of heavy metal removal from aqueous solutions: Adsorption kinetics, isotherm, thermodynamic, mechanism and economic analysis. *Ecological Engineering*, *91*, 317–332.
- Aljeboree, A. M., Alshirifi, A. N., & Alkaim, A. F. (2017). Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon. *Arabian Journal of Chemistry*, *10*, S3381–S3393.
- Álvarez, P. M., Jaramillo, J., López-Piñero, F., & Plucinski, P. K. (2010). Preparation and characterization of magnetic TiO₂ nanoparticles and their utilization for the degradation of emerging pollutants in water. *Applied Catalysis B: Environmental*, *100*(1–2), 338–345.
- Álvarez, S., Ribeiro, R. S., Gomes, H. T., Sotelo, J. L., & García, J. (2015). Synthesis

of carbon xerogels and their application in adsorption studies of caffeine and diclofenac as emerging contaminants. *Chemical Engineering Research and Design*, 95, 229–238.

Amezquita, K., Blanco Aquino, A., Rios Donato, N., & Macías Pérez, M. (2018). Extracción, caracterización y cuantificación de cafeína en bebidas energéticas más populares de México, y su consumo por estudiantes del CUCEI de la Universidad de Guadalajara. *Revista de Aplicación Científica y Técnica*, 4(13), 18–27.

Amoatey, P., & Bani, R. (2011). Wastewater Management. In *Waste Water - Evaluation and Management* (pp. 379–397). Acra.

Anastopoulos, I., & Pashalidis, I. (2019). The application of oxidized carbon derived from *Luffa cylindrica* for caffeine removal. Equilibrium, thermodynamic, kinetic and mechanistic analysis. *Journal of Molecular Liquids*, 1–7.

Andrew Lin, K. Y., & Chen, B. C. (2016). Efficient elimination of caffeine from water using Oxone activated by a magnetic and recyclable cobalt/carbon nanocomposite derived from ZIF-67. *Dalton Transactions*, 45(8), 3541–3551.

Angin, D., Altintig, E., & Köse, T. E. (2013). Influence of process parameters on the surface and chemical properties of activated carbon obtained from biochar by chemical activation. *Bioresource Technology*, 148, 542–549.

Arfanis, M. K., Adamou, P., Moustakas, N. G., Triantis, T. M., Kontos, A. G., & Falaras, P. (2017). Photocatalytic degradation of salicylic acid and caffeine emerging contaminants using titania nanotubes. *Chemical Engineering Journal*, 310, 525–536.

Arquilada, A. M., Ilano, C. J., Pineda, P., & Felicita, J. M. (2018). Adsorption studies of heavy metals and dyes using corn cob: a review. *Global Scientific Journal*, 6(12), 343–376.

Arroyo, Y., Carrasco, M., Bueno, A., Cardeña, R., & Luízar, C. (2008). Obtención y caracterización fisicoquímica y funcional de las fibras dietéticas del níspero

- común (*Mespilus germanica*). *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 74(4), 269–281.
- Asgari, G., Roshani, B., & Ghanizadeh, G. (2012). The investigation of kinetic and isotherm of fluoride adsorption onto functionalize pumice stone. *Journal of Hazardous Materials*, 217–218, 123–132.
- Atomssa, T., & Gholap, A. V. (2011). Characterization of caffeine and determination of caffeine in tea leaves using uv-visible spectrometer. *African Journal of Pure and Applied Chemistry*, 5(1), 1–8.
- Ávila, C., Pedescoll, A., Matamoros, V., Bayona, J. M., & García, J. (2010). Capacity of a horizontal subsurface flow constructed wetland system for the removal of emerging pollutants: An injection experiment. *Chemosphere*, 81(9), 1137–1142.
- Ayawei, N., Ebelegi, A. N., & Wankasi, D. (2017). Modelling and Interpretation of Adsorption Isotherms. *Journal of Chemistry*, 1–11.
- Belay, A., Kim, H. K., & Hwang, Y. H. (2016). Binding of caffeine with caffeic acid and chlorogenic acid using fluorescence quenching, UV/vis and FTIR spectroscopic techniques. *Luminescence*, 31(2), 565–572.
- Beltrame, K. K., Cazetta, A. L., de Souza, P. S. C., Spessato, L., Silva, T. L., & Almeida, V. C. (2018). Adsorption of caffeine on mesoporous activated carbon fibers prepared from pineapple plant leaves. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147(April 2017), 64–71.
- Berger, A. H., & Bhowan, A. S. (2011). Comparing physisorption and chemisorption solid sorbents for use separating CO₂ from flue gas using temperature swing adsorption. *Energy Procedia*, 4, 562–567.
- Bernabeu, A., Vercher, R. F., Santos-Juanes, L., Simón, P. J., Lardín, C., Martínez, M. A., ... Amat, A. M. (2011). Solar photocatalysis as a tertiary treatment to remove emerging pollutants from wastewater treatment plant effluents. *Catalysis Today*, 161(1), 235–240.

- Bharathi, K. S., & Ramesh, S. T. (2013). Removal of dyes using agricultural waste as low-cost adsorbents: a review. *Applied Water Science*, 3(4), 773–790.
- Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2010). Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment-A review. *Chemical Engineering Journal*, 157(2–3), 277–296.
- Blázquez, G., Calero, M., Hernáinz, F., Tenorio, G., & Martín-Lara, M. A. (2010). Equilibrium biosorption of lead(II) from aqueous solutions by solid waste from olive-oil production. *Chemical Engineering Journal*, 160(2), 615–622.
- Boparai, H. K., Joseph, M., & O'Carroll, D. M. (2011). Kinetics and thermodynamics of cadmium ion removal by adsorption onto nano zerovalent iron particles. *Journal of Hazardous Materials*, 186(1), 458–465.
- Bourbon, A. I., Cerqueira, M. A., & Vicente, A. A. (2016). Encapsulation and controlled release of bioactive compounds in lactoferrin-glycomacropeptide nanohydrogels: Curcumin and caffeine as model compounds. *Journal of Food Engineering*, 180, 110–119.
- Busse, L., & Nagoda, C. (2015). *Detection of caffeine in the streams and rivers within the San Diego region - Pilot study*. San Diego.
- Cardozo, X., Muñoz, R., González, G., Soto, D., Linares, C. F., Cardozo, X., & Mu, R. (2011). *Uso de sólidos mesoporos como posibles adsorbentes de urea proveniente de soluciones acuosas Use of mesoporus – type solids as possible urea adsorbent from aqueous solutions*. 18, 55–62.
- Carvalho, W. S., Martins, D. F., Gomes, F. R., Leite, I. R., Gustavo da Silva, L., Ruggiero, R., & Richter, E. M. (2011). Phosphate adsorption on chemically modified sugarcane bagasse fibres. *Biomass and Bioenergy*, 35(9), 3913–3919.
- Chen, X. (2015). Modeling of experimental adsorption isotherm data. *Information (Switzerland)*, 6(1), 14–22.
- Chowdhury, S., Mishra, R., Saha, P., & Kushwaha, P. (2011). Adsorption

thermodynamics, kinetics and isosteric heat of adsorption of malachite green onto chemically modified rice husk. *Desalination*, 265(1–3), 159–168.

Chrościńska-Krawczyk, M., Jargiełło-Baszak, M., Wałek, M., Tylus, B., & Czuczwar, S. J. (2011). Caffeine and the anticonvulsant potency of antiepileptic drugs: Experimental and clinical data. *Pharmacological Reports*, 63(1), 12–18.

Chwastowski, J., Staroń, P., Kołoczek, H., & Banach, M. (2017). Adsorption of hexavalent chromium from aqueous solutions using Canadian peat and coconut fiber. *Journal of Molecular Liquids*, 248, 981–989.

Clavijo, J. (2013). Caracterización de materiales a través de medidas de microscopía electrónica de barrido (SEM). *Elementos*, 3(3), 133–146.

Córdoba, J. A., Salcedo, E., Rodríguez, R., Zamora, J. F., Manríquez, R., Contreras, H., ... Delgado, E. (2013). Caracterización y valoración química del elote: degradación hidrotérmica bajo condiciones subcríticas. *Revista Latinoamericana de Química*, 41(3), 171–184.

Dada, A. O., Olalekan, A. P., & Olatunya, A. M. (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*, 3(1), 38–45.

Dafouz, R., & Valcárcel, Y. (2017). Cafeína como contaminante ambiental. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 34(2), 131–141.

De Gisi, S., Lofrano, G., Grassi, M., & Notarnicola, M. (2016). Characteristics and adsorption capacities of low-cost sorbents for wastewater treatment: A review. *Sustainable Materials and Technologies*, 9, 10–40.

Deblonde, T., Cossu-Leguille, C., & Hartemann, P. (2011). Emerging pollutants in wastewater: A review of the literature. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 214(6), 442–448.

Değermenci, G. D., Değermenci, N., Ayvaoğlu, V., Durmaz, E., Çakır, D., & Akan, E. (2019). Adsorption of reactive dyes on lignocellulosic waste;

- characterization, equilibrium, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Cleaner Production*, 225, 1220–1229.
- Desta, M. B. (2013). Batch sorption experiments: Langmuir and freundlich isotherm studies for the adsorption of textile metal ions onto teff straw (*eragrostis tef*) agricultural waste. *Journal of Thermodynamics*, 1, 1–7.
- Díaz, E., Alvarado, A. R., & Camacho, K. E. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Quivera*, 14(1), 78–97.
- Dotto, G. L., & Pinto, L. A. A. (2011). Adsorption of food dyes onto chitosan: Optimization process and kinetic. *Carbohydrate Polymers*, 84(1), 231–238.
- Dulio, V., van Bavel, B., Brorström-Lundén, E., Harmsen, J., Hollender, J., Schlabach, M., ... Koschorreck, J. (2018). Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations. *Environmental Sciences Europe*, 30(1).
- Ek, M., Baresel, C., Magnér, J., Bergström, R., & Harding, M. (2014). Activated carbon for the removal of pharmaceutical residues from treated wastewater. *Water Science and Technology*, 69(11), 2372–2380.
- Engates, K. E., & Shipley, H. J. (2011). Adsorption of Pb, Cd, Cu, Zn, and Ni to titanium dioxide nanoparticles: Effect of particle size, solid concentration, and exhaustion. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(3), 386–395.
- Esteves, B., Cruz-Lopes, L., Figueirinha, A., de Lemos, L. T., Ferreira, J., Pereira, H., & Domingos, I. (2017). Heat-treated wood as chromium adsorption material. *European Journal of Wood and Wood Products*, 75(6), 903–909.
- Faisal, M., Mulana, F., Gani, A., & Daimon, H. (2015). Physical and chemical properties of wastewater discharged from Tofu industries in Banda Aceh city, Indonesia. *Research Journal of Pharmaceutical, Biological and Chemical Sciences*, 6(4), 1053–1058.

- FAO [Food and Agriculture Organization of the United Nation]. (2017). *Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe*. Santiago de Chile.
- Figuerola, D., Moreno, A., & Angelina, A. (2015). Equilibrio, termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 105–120.
- FIRA. (2016). *Panorama Agroalimentario Maíz 2016*. México.
- Fonseca, F. V. (2013). *Pirólisis de los residuos lignocelulósicos del Henequén para la obtención de bioaceite*. (Tesis de postgrado, máster en Ciencias en Energía Renovable). Centro de Investigación Científica de Yucatán, Yucatán. México.
- Foo, K. Y., & Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10.
- García-Gómez, C., Gortáres-Moroyoqui, P., & Drogui, P. (2011). Contaminantes emergentes : efectos y tratamientos de remoción. *Revista Química Viva*, 10(2), 96–105.
- García-Reyes, R. B., & Rangel-Mendez, J. R. (2010). Adsorption kinetics of chromium(III) ions on agro-waste materials. *Bioresource Technology*, 101(21), 8099–8108.
- García-Rojas, N., Villanueva-Díaz, P., Campos-Medina, E., & Velázquez-Rodríguez, A. (2012). Análisis de la adsorción como método de pulimiento en el tratamiento de aguas residuales. *Quivera*, 14(1), 109–129.
- García, J. J. (2010). *Influencia de los procesos biológicos en la distribución y tamaño de partículas en tratamientos de aguas residuales urbanas*. (Tesis doctoral) Universidad de Granada, Granada, España.
- García, S. P. (2015). *Universidad Politécnica Salesiana Sede Guayaquil*. (Tesis de pregrado) Universidad Politécnica Salesiana, Guayaquil, Ecuador.
- Garrote, G., Falqué, E., Domínguez, H., & Parajó, J. C. (2007). Autohydrolysis of agricultural residues: Study of reaction byproducts. *Bioresource Technology*,

98(10), 1951–1957.

- Gavrilescu, M., Demnerová, K., Aamand, J., Agathos, S., & Fava, F. (2015). Emerging pollutants in the environment: Present and future challenges in biomonitoring, ecological risks and bioremediation. *New Biotechnology*, 32(1), 147–156.
- Geissen, V., Mol, H., Klumpp, E., Umlauf, G., Nadal, M., van der Ploeg, M., ... Ritsema, C. J. (2015). Emerging pollutants in the environment: A challenge for water resource management. *International Soil and Water Conservation Research*, 3(1), 57–65.
- Ghanizadeh, G., & Asgari, G. (2011). Adsorption kinetics and isotherm of methylene blue and its removal from aqueous solution using bone charcoal. *Reaction Kinetics, Mechanisms and Catalysis*, 102(1), 127–142.
- Gil, M. J., Soto, A. M., Usma, J. I., & Gutiérrez, O. D. (2012). Emerging contaminants in waters: effects and possible treatments. *Producción + Limpia*, 7(2), 52–73.
- Gómez, V., Velásquez Jiménez, J., & Quintana Marín, G. (2013). Lignina como adsorbente de metales pesados: Revisión del estado del arte. *Investigaciones Aplicadas*, 7(2), 74–85.
- Grassi, M., Kaykioglu, G., Belgiorno, V., & Lofrano, G. (2012). Emerging Compounds Removal from Wastewater. *Green Chemistry for Sustainability*, 15–38.
- Harris, D. C. (2007). *Análisis Químico Cuantitativo* (3 ed.). Barcelona, España: Reverte.
- Hendry, S. (2017). Contaminants of Emerging Concern. In A. Rieu-Clarke, A. Allan, & S. Hendry (Eds.), *Routledge Handbook of Water Law and Policy*. Routledge.
- Hussain, S., Aziz, H. A., Isa, M. H., Ahmad, A., Van Leeuwen, J., Zou, L., ... Umar, M. (2011). Orthophosphate removal from domestic wastewater using limestone and granular activated carbon. *Desalination*, 271(1–3), 265–272.

- Igwe, J. C., & Abia, A. A. (2007). Studies on the Effects of Temperature and Particle Size on Bioremediation of AS (III) from Aqueous Solution Using Modified and Unmodified Coconut Fiber. *Global Journal of Environmental Research*, 1(1), 22–26.
- Igwe, J. C., Abia, A. A., & Sonde, C. U. (2011). Pseudo-kinetics and Intraparticle diffusion models for sorption of Zn (II), Cd (II) and Pb (II) ions onto maize cob. *ABSU Journal of Environ. Sci. y Technol*, 1, 25–36.
- Indermuhle, C., Martín de Vidales, M. J., Sáez, C., Robles, J., Cañizares, P., García-Reyes, J. F., ... Rodrigo, M. A. (2013). Degradation of caffeine by conductive diamond electrochemical oxidation. *Chemosphere*, 93(9), 1720–1725.
- INEC [Instituto Nacional de Estadística y Censo]. (2016). *Estadística Ambiental Económica en Gobiernos Autónomos Descentralizados Municipales*. Quito.
- Iphorski, M., & Bozzano, P. (2013). Microscopía Electrónica de Barrido (SEM): en la Caracterización de Materiales. *Ciencia e Investigacion*, 63(3), 43–53.
- Iqbal, J., Wattoo, F. H., Wattoo, M. H. S., Malik, R., Tirmizi, S. A., Imran, M., & Ghangro, A. B. (2011). Adsorption of acid yellow dye on flakes of chitosan prepared from fishery wastes. *Arabian Journal of Chemistry*, 4(4), 389–395.
- Ji, Z., Lin, H., Chen, Y. F., Dong, Y. B., & Imran, M. (2015). Corn cob modified by lauric acid and ethanediol for emulsified oil adsorption. *Journal of Central South University*, 22(6), 2096–2105.
- Karlaganis, G., & Liechti, R. (2013). The regulatory framework for nanomaterials at a global level: SAICM and WTO insights. *Review of European, Comparative and International Environmental Law*, 22(2), 163–173.
- Kim, H., Kang, S. O., Park, S., & Park, H. S. (2015). Adsorption isotherms and kinetics of cationic and anionic dyes on three-dimensional reduced graphene oxide macrostructure. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 21, 1191–1196.
- Králik, M. (2014). Adsorption, chemisorption, and catalysis. *Chemical Papers*,

68(12), 1625–1638.

- Kramer, D., Rocha, B., Pereira, M., Souza, R., Alves, C., Júnior, Geraldo Nascimento, J., ... Ladchumananandasivam, R. (2014). Determination of the Biosorption of Cd(II) by Coconut Fiber. *Journal of Agricultural Science and Technology B*, 4(4), 291–298.
- Krishnan, S., Rawindran, H., Sinnathambi, C. M., & Lim, J. W. (2017). Comparison of various advanced oxidation processes used in remediation of industrial wastewater laden with recalcitrant pollutants. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 206(1).
- Laugesen, C. H., Fryd, O., Koottatep, T., & Brix, H. (2010). Sustainable wastewater management in developing countries: New paradigms and case studies from the field. In *Sustainable Wastewater Management in Developing Countries: New Paradigms and Case Studies from the Field*. Virginia, USA: American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Ibiam, O. F. A., & Igewnyi, I. O. (2012). Sewage management and its benefits to man. *International Research Journals*, 3(10), 174–189.
- Leão, R. M., Luz, S. M., Araujo, J. A., & Novack, K. (2015). Surface Treatment of Coconut Fiber and its Application in Composite Materials for Reinforcement of Polypropylene. *Journal of Natural Fibers*, 12(6), 574–586.
- León, G. R., Aldás, M. B., Guerrero, V. H., Landázuri, A. C., & Almeida-Naranjo, C. E. (2019). Caffeine and irgasan removal from water using bamboo, laurel and moringa residues impregnated with commercial TiO₂ nanoparticles. *MRS Advances*, 4(64), 3553–3567.
- León, M. (2015). *Caracterización físico-química, biológica y ecotoxicológica del agua residual de un hospital de la ciudad de Cuenca*. (tesis postgrado) Universidad de Cuenca, Cuenca, Ecuador.
- Lin, J., Flachsbarth, I., & von Cramon-Taubadel, S. (2018). The role of institutional quality on the performance in the export of coconut products. *GlobalFood*

Discussion Paper, 1–41.

- Liu, J., Li, E., You, X., Hu, C., & Huang, Q. (2016). Adsorption of methylene blue on an agro-waste oiltea shell with and without fungal treatment. *Scientific Reports*, 6(December), 1–10.
- Lv, J., Luo, L., Zhang, J., Christie, P., & Zhang, S. (2012). Adsorption of mercury on lignin: Combined surface complexation modeling and X-ray absorption spectroscopy studies. *Environmental Pollution*, 162, 255–261.
- Maddah, H. A., & Chogle, A. M. (2015). Applicability of low pressure membranes for wastewater treatment with cost study analyses. *Membrane Water Treatment*, 6(6), 477–488.
- Mahugo-Santana, C., Sosa-Ferrera, Z., Torres-Padrón, M. E., & Santana-Rodríguez, J. J. (2011). Application of new approaches to liquid-phase microextraction for the determination of emerging pollutants. *Trends in Analytical Chemistry*, 30(5), 731–748.
- Maidon, A. B. M. A., Mansoer, A. O., & Sulistyarti, H. (2012). Study of various solvents for caffeine determination using UV spectrophotometric. *Journal of Applied Sciences Research*, 8(5), 2439–2442.
- Martínez, P. (2014). *Evaluación y Diseño de un Humedal Construido para la Depuración de Aguas Residuales Domésticas*. (Tesis doctoral). Universidad de Murcia., Murcia, España.
- Meroufel, B., Benali, O., Benyahia, M., Benmoussa, Y., & Zenasni, M. A. (2013). Adsorptive removal of anionic dye from aqueous solutions by Algerian kaolin: Characteristics, isotherm, kinetic and thermodynamic studies. *Journal of Materials and Environmental Science*, 4(3), 482–491.
- Mestre, A. S., Pires, R. A., Aroso, I., Fernandes, E. M., Pinto, M. L., Reis, R. L., ... Carvalho, A. P. (2014). Activated carbons prepared from industrial pre-treated cork: Sustainable adsorbents for pharmaceutical compounds removal. *Chemical Engineering Journal*, 253(106637), 408–417.

- Miretzky, P., & Cirelli, A. F. (2010). Cr(VI) and Cr(III) removal from aqueous solution by raw and modified lignocellulosic materials: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 180(1–3), 1–19.
- Mo, J., Yang, Q., Zhang, N., Zhang, W., Zheng, Y., & Zhang, Z. (2018). A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, Vol. 227, pp. 395–405. Elsevier.
- Mondragón, P. (2017). *Espectroscopia de infrarrojo para todos*. Jalisco. México.
- Montagner, C. C., Umbuzeiro, G. A., Pasquini, C., & Jardim, W. F. (2014). Caffeine as an indicator of estrogenic activity in source water. *Environmental Sciences: Processes and Impacts*, 16(8), 1866–1869.
- Moreno, A., Figueroa, D., & Hormaza, A. (2012). Diseño estadístico para la remoción eficiente del colorante rojo 40 sobre tusa de maíz. *Producción + Limpia*, 7(2), 9–19.
- Mothé, C. G., & De Miranda, I. C. (2009). Characterization of sugarcane and coconut fibers by thermal analysis and FTIR. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 97(2), 661–665.
- Murillo, Y. S., Giraldo, L., & Moreno, J. C. (2011). Determinación de la cinética de adsorción de 2,4-dinitrofenol en carbonizado de hueso bovino por espectrofotometría UV-VIS. *Revista Colombiana de Química*, 40(1), 91–103.
- Mussatto, S. I., Fernandes, M., Rocha, G. J. M., Órfão, J. J. M., Teixeira, J. A., & Roberto, I. C. (2010). Production, characterization and application of activated carbon from Brewer's spent grain lignin. *Bioresource Technology*, 101(7), 2450–2457.
- Nascimento, D. M. do, Dias, A. F., Araújo Junior, C. P. de, Rosa, M. de F., Morais, J. P. S., & Figueirêdo, M. C. B. de. (2016). A comprehensive approach for obtaining cellulose nanocrystal from coconut fiber. Part II: Environmental assessment of technological pathways. *Industrial Crops and Products*, 93, 58–

65.

- Navarra, G., Moschetti, M., Guarrasi, V., Mangione, M. R., Militello, V., & Leone, M. (2017). Simultaneous determination of caffeine and chlorogenic acids in green coffee by UV/Vis spectroscopy. *Journal of Chemistry*, 2017, 1–8.
- Nepamuceno, A., & Hernández, E. F. (2018). *Participación y especialización relativa del sector agrícola en el estado de México, 2006-2016*. (Tesis de grado) Universidad Autónoma de México, Ciudad de México.
- Neris, J. B., Luzardo, F. H. M., da Silva, E. G. P., & Velasco, F. G. (2019). Evaluation of adsorption processes of metal ions in multi-element aqueous systems by lignocellulosic adsorbents applying different isotherms: A critical review. *Chemical Engineering Journal*, 357, 404–420.
- Nethaji, S., & Sivasamy, A. (2011). Adsorptive removal of an acid dye by lignocellulosic waste biomass activated carbon: Equilibrium and kinetic studies. *Chemosphere*, 82(10), 1367–1372.
- Noreen, S., Bhatti, H. N., Nausheen, S., Sadaf, S., & Ashfaq, M. (2013). Batch and fixed bed adsorption study for the removal of Drimarine Black CL-B dye from aqueous solution using a lignocellulosic waste: A cost affective adsorbent. *Industrial Crops and Products*, 50, 568–579.
- Ocampo, M. J. (2019). *Plan de negocios de una empresa de diseño, producción y comercialización con derivados no tradicionales del coco*. Quito, ECuador.
- Ordoñez, M. B. (2015). *Propuesta para la creación de una empresa dedicada a la producción y exportación de frutas teniendo como insumo el agua de coco*. (Tesis de pregrado) Universidad Católica de Santiago de Guayaquil, Guayaquil, Ecuador.
- Owen, T. (2000). Principios y aplicaciones de espectroscopía Uv-visible moderna. Conceptos básicos. In *Agilent Technologies*. Berlín. Alemania.
- Patiño, Y., Díaz, E., & Ordóñez, S. (2014). Microcontaminantes emergentes en aguas : Tipos y sistemas de tratamiento. *Avances En Ciencias e Ingeniería*,

5(2), 1–20.

- Peña, N. G., Andrade, E. J., & Campos, L. L. (2018). Análisis del sistema de comercialización de la producción de maíz para mejorar los ingresos de los pequeños productores del recinto aguas frías de Medellín, Cantón Ventanas, provincia de Los Ríos. *Revista Observatorio de La Economía Latinoamericana*.
- Pendolino, F. (2014). *Self-assembly of molecules on nanostructured graphene*. (Tesis doctoral). Universidad Autónoma de Madrid, España.
- Petricic, I., Korenak, J., Povodnik, D., & Hélix-Nielsen, C. (2015). A feasibility study of ultrafiltration/reverse osmosis (UF/RO)-based wastewater treatment and reuse in the metal finishing industry. *Journal of Cleaner Production*, 101, 292–300.
- Pholosi, A., Ofomaja, A. E., & Naidoo, E. B. (2013). Effect of chemical extractants on the biosorptive properties of pine cone powder: Influence on lead(II) removal mechanism. *Journal of Saudi Chemical Society*, 17(1), 77–86.
- Piqué, T. M., & Vázquez, A. (2012). Uso de espectroscopía Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR) en el estudio de la hidratación del cemento. *Concreto y Cemento. Investigación y Desarrollo*, 3(2), 62–71.
- PNUMA [Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente]. (2017). *Pharmaceuticals and personal care products in the environment: An Emerging Issue*. Global Programme of Action for the Protection of the Marine Environment from Land-Based Activities.
- Portinho, R., Zanella, O., & Féris, L. A. (2017). Grape stalk application for caffeine removal through adsorption. *Journal of Environmental Management*, 202, 178–187.
- Prieto-Rodríguez, L., Oller, I., Klamerth, N., Agüera, A., Rodríguez, E. M., & Malato, S. (2013). Application of solar AOPs and ozonation for elimination of micropollutants in municipal wastewater treatment plant effluents. *Water Research*, 47(4), 1521–1528.

- Priyadarsini, A., & Ramaswamy, L. (2015). Formulation of zinc rich coconut nutribar designed for athletes. *International Journal on Coconut R & D*, 31(1), 7–11.
- Rahchamani, J., Mousavi, H. Z., & Behzad, M. (2011). Adsorption of methyl violet from aqueous solution by polyacrylamide as an adsorbent: Isotherm and kinetic studies. *Desalination*, 267(2–3), 256–260.
- Ramos, P. M., & Gil, J. M. (2017). *Biorrefinerías basadas en explotaciones agropecuarias y forestales*. Huesca, España.
- Ranum, P., Peña-Rosas, J. P., & Garcia-Casal, M. N. (2014). Global maize production, utilization, and consumption. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1312(1), 105–112.
- Rawat, I., Ranjith Kumar, R., Mutanda, T., & Bux, F. (2011). Dual role of microalgae: Phycoremediation of domestic wastewater and biomass production for sustainable biofuels production. *Applied Energy*, 88(10), 3411–3424.
- Reyes, C. M., & Cornelis, M. C. (2018). Caffeine in the diet: Country-level consumption and guidelines. *Nutrients*, 10(11), 1–34.
- Rivas, B., Moldes, A. B., Domínguez, J. M., & Parajó, J. C. (2004). Lactic acid production from corn cobs by simultaneous saccharification and fermentation: A mathematical interpretation. *Enzyme and Microbial Technology*, 34(7), 627–634.
- Rivas, S. (2014). *Valorización De Hemicelulosas De Biomasa Vegetal*. (Tesis doctoral). Universidad de Vigo, Vigo, España.
- Rivera-Utrilla, J., Sánchez-Polo, M., Ferro-García, M. Á., Prados-Joya, G., & Ocampo-Pérez, R. (2013). Pharmaceuticals as emerging contaminants and their removal from water. A review. *Chemosphere*, 93(7), 1268–1287.
- Robledo Olivo, A., Noé Aguilar, C., & Montañez Sáenz, J. (2012). Uso del olote de maíz como sustrato microbiano para la obtención de xilanasas. *Revista Científica de La Universidad Autónoma de Coahuila*, 4(7).

- Roccaro, P., Sgroi, M., & Vagliasindi, F. G. A. (2013). Removal of Xenobiotic Compounds from Wastewater for Environment Protection: Treatment Processes and Costs. *Chemical Engineering*, 32(June), 505–510.
- Rodil, R., Quintana, J. B., Concha-Graña, E., López-Mahía, P., Muniategui-Lorenzo, S., & Prada-Rodríguez, D. (2012). Emerging pollutants in sewage, surface and drinking water in Galicia (NW Spain). *Chemosphere*, 86(10), 1040–1049.
- Rodriguez del Rey, Z., Granek, E. F., & Sylvester, S. (2012). Occurrence and concentration of caffeine in Oregon coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 64(7), 1417–1424.
- Rodríguez, J. P., García, C. A., & Pardo, J. (2015). Selección de tecnologías para el tratamiento de aguas residuales municipales. *Revista Tecnura*, 19(46), 149–164.
- Romero, M. (2013). *Caracterización de las aguas residuales generadas en la cuenca del lago de Atitlán y su impacto*. (Tesis de grado, master en ciencias). Universidad Europea Miguel de Cervantes, Valladolid. España.
- Rosa, M. F., Medeiros, E. S., Malmonge, J. A., Gregorski, K. S., Wood, D. F., Mattoso, L. H. C., ... Imam, S. H. (2010). Cellulose nanowhiskers from coconut husk fibers: Effect of preparation conditions on their thermal and morphological behavior. *Carbohydrate Polymers*, 81(1), 83–92.
- Rosi-Marshall, E., Kincaid, D., Bechtold, H., Royer, T., Rojas, M., & Kelly, J. (2013). Pharmaceuticals suppress algal growth and microbial respiration and alter bacterial communities in stream biofilms. *Ecological Applications*, 23(3), 583–593.
- Sallau, A. B., Aliyu, S., & Ukuwa, S. (2012). Biosorption of Chromium (VI) from Aqueous Solution by Corn Cob Powder. *International Journal of Environment and Bioenergy*, 4(3), 131–140.
- Salleh, M. A. M., Mahmoud, D. K., Karim, W. A. W. A., & Idris, A. (2011). Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive

review. *Desalination*, 280, 1–13.

- Sanabria, L. M., Martínez, J. A., & Baena, Y. (2017). Validación de una metodología analítica por HPLC-DAD para la cuantificación de cafeína en un ensayo de permeación in vitro empleando mucosa oral porcina. *Revista Colombiana de Ciencias Químico-Farmacéuticas*, 46(2), 202–219.
- Sánchez, C., Egúés, I., García, A., Llano-Ponte, R., & Labidi, J. (2012). Lactic acid production by alkaline hydrothermal treatment of corn cobs. *Chemical Engineering Journal*, 181–182, 655–660.
- Sato, T., Qadir, M., Yamamoto, S., Endo, T., & Zahoor, A. (2013). Global, regional, and country level need for data on wastewater generation, treatment, and use. *Agricultural Water Management*, 130, 1–13.
- Sauvé, S., Aboufadi, K., Dorner, S., Payment, P., Deschamps, G., & Prévost, M. (2012). Fecal coliforms, caffeine and carbamazepine in stormwater collection systems in a large urban area. *Chemosphere*, 86(2), 118–123.
- Secondes, M. F. N., Naddeo, V., Belgiorno, V., & Ballesteros, F. (2014). Removal of emerging contaminants by simultaneous application of membrane ultrafiltration, activated carbon adsorption, and ultrasound irradiation. *Journal of Hazardous Materials*, 264, 342–349.
- Sgroi, M., Roccaro, P., Korshin, G. V., Greco, V., Sciuto, S., Anumol, T., ... Vagliasindi, F. G. A. (2017). Use of fluorescence EEM to monitor the removal of emerging contaminants in full scale wastewater treatment plants. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 367–376.
- Shukla, P. M., & Shukla, S. R. (2013). Biosorption of Cu(II), Pb(II), Ni(II), and Fe(II) on Alkali Treated Coir Fibers. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 48(3), 421–428.
- Silva, G. G., De Souza, D. A., Machado, J. C., & Hourston, D. J. (2000). Mechanical and Thermal Characterization of Native Brazilian Coir Fiber. *Journal of Applied Polymer Science*, 76(7), 1197–1206.

- Simonin, J. P. (2016). On the comparison of pseudo-first order and pseudo-second order rate laws in the modeling of adsorption kinetics. *Chemical Engineering Journal*, 300, 254–263.
- Sims, R. A., Harmer, S. L., & Quinton, J. S. (2019). The role of physisorption and chemisorption in the oscillatory adsorption of organosilanes on aluminium oxide. *Polymers*, 11(3).
- Sotelo, J. L., Ovejero, G., Rodríguez, A., Álvarez, S., Galán, J., & García, J. (2014). Competitive adsorption studies of caffeine and diclofenac aqueous solutions by activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 240, 443–453.
- Sovacool, B. K., & Drupady, I. M. (2011). Innovation in the Malaysian Waste-to-Energy Sector: Applications with Global Potential. *Electricity Journal*, 24(5), 29–41.
- Staroń, P., Chwastowski, J., & Banach, M. (2017). Sorption and desorption studies on silver ions from aqueous solution by coconut fiber. *Journal of Cleaner Production*.
- Sudjarwo, T., Rossiana, N., & Mangunwardoyo, W. (2014). The growth of water hyacinth (*Eichhornia crassipes* (Mart .) Solms) and water lettuce (*Pistia stratiotes* L .) in domestic wastewater in wastewater treatment plant. *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences*, 5(4), 393–401.
- Sulyman, M., Namiesnik, J., & Gierak, A. (2017). Low-cost adsorbents derived from agricultural by-products/wastes for enhancing contaminant uptakes from wastewater: A review. *Polish Journal of Environmental Studies*, 26(2), 479–510.
- Tan, K. L., & Hameed, B. H. (2017). Insight into the adsorption kinetics models for the removal of contaminants from aqueous solutions. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 74, 25–48.
- Teh, C. Y., Budiman, P. M., Shak, K. P. Y., & Wu, T. Y. (2016). Recent Advancement of Coagulation-Flocculation and Its Application in Wastewater Treatment.

Industrial and Engineering Chemistry Research, 55(16), 4363–4389.

Tejada, C., Montiel, Z., & Acevedo, D. (2016). Aprovechamiento de Cáscaras de Yuca y Ñame para el Tratamiento de Aguas Residuales Contaminadas con Pb(II). *Informacion Tecnologica*, 27(1), 9–20.

Tejada, C., Villabona Ortiz, A., & Ruiz Paternina, E. (2014). Study for removal of Pb (II), Ni (II) and Cr (VI) in solutions using support chemically modified. *Prospect*, 12(2), 7–17.

Tejada Benítez, L., Tejada Tovar, C., Marimón Bolívar, W., & Villabona Ortiz, Á. (2014). Estudio de modificación química y física de biomasa (*Citrus sinensis* y *Musa paradisiaca*) para la adsorción de metales pesados en solución. *Luna Azul*, (39), 124–142.

Teodosiu, C., Gilca, A. F., Barjoveanu, G., & Fiore, S. (2018). Emerging pollutants removal through advanced drinking water treatment: A review on processes and environmental performances assessment. *Journal of Cleaner Production*, 197, 1210–1221.

Thomaidis, N. S., Asimakopoulos, A. G., & Bletsou, A. A. (2012). Emerging contaminants: A tutorial mini-review. *Global Nest Journal*, 14(1), 72–79.

Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. W. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 87(9–10), 1051–1069.

Triviño, A. B., & Villena, N. P. (2019). La industria del maíz y su incidencia en la matriz productiva del Ecuador en el período 2013-2017. *Revista Espacios*, 40(14), 1–14.

Uddin, S., Abu Sufian, M., Hossain, F., Kabir, T., Islam, T., Rahman, M., & Rafe, R. (2017). Neuropsychological Effects of Caffeine: Is Caffeine Addictive? *Journal of Psychology & Psychotherapy*, 07(02), 1–12.

UNESCO. (2017). *Informe Mundial sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos de*

las Naciones Unidas 2017. Cifras y datos: Las aguas residuales. Francia.

- Urtiaga, A. M., Pérez, G., Ibáñez, R., & Ortiz, I. (2013). Removal of pharmaceuticals from a WWTP secondary effluent by ultrafiltration/reverse osmosis followed by electrochemical oxidation of the RO concentrate. *Desalination*, 331, 26–34.
- Valverde, M. (2015). *Caracterización E Identificación De Razas De Maíz En La Provincia Del Azuay.* p. 86.
- Velázquez, J. C. (2015). *Propuesta de un sistema de biofiltración de cromo hexavalente en agua, utilizando olote de maíz.* (Tesis de pregrado) Universidad Autónoma del Estado de México, Ciudad de México.
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & Barceló, D. (2010). Hospital effluents as a source of emerging pollutants: An overview of micropollutants and sustainable treatment options. *Journal of Hydrology*, 389(3–4), 416–428.
- Viviano, G., Valsecchi, S., Polesello, S., Capodaglio, A., Tartari, G., & Salerno, F. (2017). Combined use of caffeine and turbidity to evaluate the impact of CSOs on river water quality. *Water, Air, and Soil Pollution*, 228(9), 1–11.
- Wahab, M. A., Jellali, S., & Jedidi, N. (2010). Ammonium biosorption onto sawdust: FTIR analysis, kinetics and adsorption isotherms modeling. *Bioresource Technology*, 101(14), 5070–5075.
- Wang, J., & Gardinali, P. R. (2012). Analysis of selected pharmaceuticals in fish and the fresh water bodies directly affected by reclaimed water using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 404(9), 2711–2720.
- Wartelle, L. H., & Marshall, W. E. (2001). Nutshells as granular activated carbons: Physical, chemical and adsorptive properties. *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, 76(5), 451–455.
- Wu, S., Kan, J., Dai, X., Shen, X., Zhang, K., & Zhu, M. (2017). Ternary carboxymethyl chitosan-hemicellulose-nanosized TiO₂ composite as effective adsorbent for removal of heavy metal contaminants from water. *Fibers and*

Polymers, 18(1), 22–32.

WWAP [Programa Mundial de Evaluación de los Recursos Hídricos de las Naciones Unidas]. (2017). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2017. Aguas Residuales: El recurso no explotado*. París.

WWAP [Programa Mundial de las Naciones Unidas de Evaluación de los Recursos Hídricos]. (2018). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2018: Soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua*. París.

Xi, J., He, M., & Lin, C. (2010). Adsorption of antimony(V) on kaolinite as a function of pH, ionic strength and humic acid. *Environmental Earth Sciences*, 60(4), 715–722.

Yuvaraja, G., Krishnaiah, N., Subbaiah, M. V., & Krishnaiah, A. (2014). Biosorption of Pb(II) from aqueous solution by *Solanum melongena* leaf powder as a low-cost biosorbent prepared from agricultural waste. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 114, 75–81.

Zahir, H., Naidoo, M., Kostadinova, R. M., Ortiz, K. A., Sun-Kou, R., & Navarro, A. E. (2014). Decolorization of hair dye by lignocellulosic waste materials from contaminated waters. *Frontiers in Environmental Science*, 2, 1–7.

Zaidan, F., Antonio, P., & Freitas, M. (2015). Flow Injection Analysis of Indigo Carmine Using Green Coconut (*Cocos Nucifera* L.) Fiber as a Bioadsorbent. *International Journal of Engineering Research & Science (IJOER)*, 1(8), 39–46.

Zarzar, A., Hong, M., Llanos, B. P., & Navarro, A. E. (2015). Insights into the Eco-Friendly Adsorption of Caffeine from Contaminated Solutions by Using Hydrogel Beads. *Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 02(04), 5.

Zegong, L., Xinzhu, H., Shujie, Y., Guanglong, D., Kicki, J., & Sobczyk, E. J. (2010). *Mine Safety and Efficient Exploitation Facing Challenges of the 21st Century: International Mining Forum*. CRC Press.

- Zhang, J., Lin, X., Luo, X., Zhang, C., & Zhu, H. (2011). A modified lignin adsorbent for the removal of 2,4,6-trinitrotoluene. *Chemical Engineering Journal*, 168(3), 1055–1063.
- Zhang, P., Dong, S. J., Ma, H. H., Zhang, B. X., Wang, Y. F., & Hu, X. M. (2015). Fractionation of corn stover into cellulose, hemicellulose and lignin using a series of ionic liquids. *Industrial Crops and Products*, 76, 688–696.
- Zhang, Z., Moghaddam, L., O'Hara, I. M., & Doherty, W. O. S. (2011). Congo Red adsorption by ball-milled sugarcane bagasse. *Chemical Engineering Journal*, 178, 122–128.
- Zhang, Z., O'Hara, I. M., Kent, G. A., & Doherty, W. O. S. (2013). Comparative study on adsorption of two cationic dyes by milled sugarcane bagasse. *Industrial Crops and Products*, 42(1), 41–49.
- Żółtowska-Aksamitowska, S., Bartczak, P., Zembrzuska, J., & Jesionowski, T. (2018). Removal of hazardous non-steroidal anti-inflammatory drugs from aqueous solutions by biosorbent based on chitin and lignin. *Science of the Total Environment*, 612, 1223–1233.

ANEXOS

ANEXO 1

REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ACONDICIONAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN DEL MATERIAL

ANEXO A1.1 ESQUEMA DEL ACONDICIONAMIENTO DE LOS RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS



ANEXO A1.2 REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ENSAYO DE DETERMINACIÓN DE EXTRACTIVOS EN ETAOL-TOLUENO

Extracción en el equipo Soxhlet



Detalle del proceso de extracción



Capuchones secos



ANEXO A1.3 REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ENSAYO DE DETERMINACIÓN DE EXTRACTIVOS EN AGUA

Capuchones en el equipo Soxhlet



Detalle de los capuchones en el equipo de Soxhlet

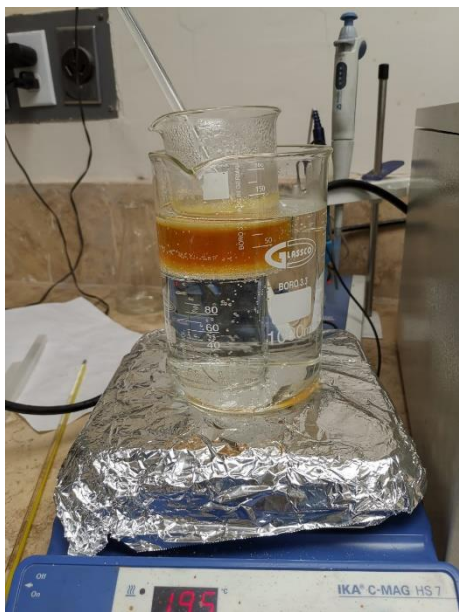


Capuchones en el desecador



ANEXO A1.4 REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ENSAYO DE DETERMINACIÓN DE HEMICELULOSA DE LOS MATERIALES

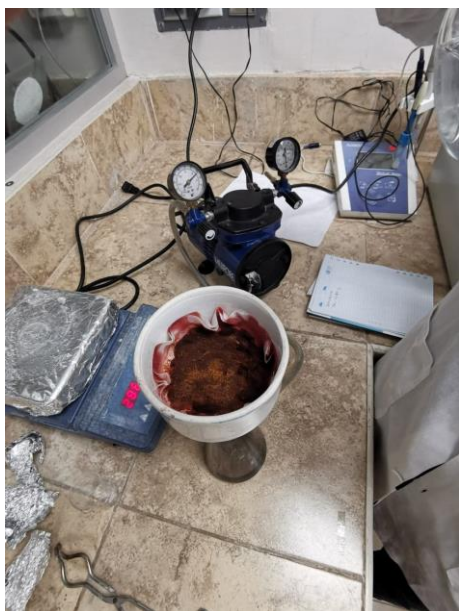
Muestra en solución de NaOH en baño María



Filtrado por succión de la muestra



Lavado de la muestra con agua caliente y ácido acético

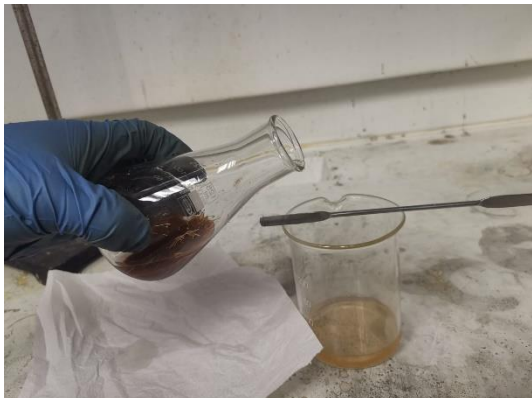


Secado del filtro y la muestra

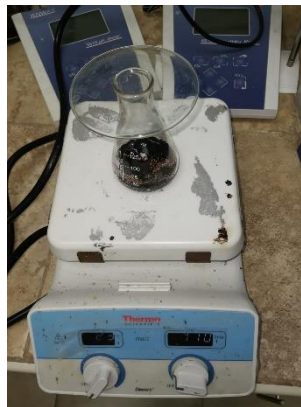


ANEXO A1.5 REGISTRO FOTOGRÁFICO DEL ENSAYO DE DETERMINACIÓN DE LIGNINA DE LOS MATERIALES

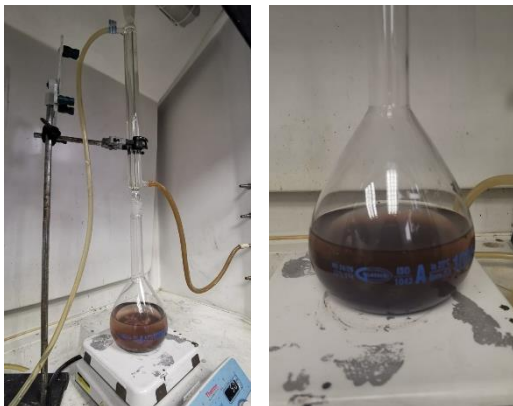
Lavado de muestra con metanol



Agitación de la muestra con solución de ácido sulfúrico



Reflujo de la muestra



Filtración por succión



Lavado del residuo con agua caliente



Secado de los filtros con la muestra



ANEXO 2

RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

ANEXO A2.1 CONTENIDO DE HUMEDAD DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Material	Muestra	Peso muestra húmeda (g)	Peso muestra seca (g)	Humedad (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco	1	1,0003	0,9299	7,0379	7,3178	0,3959
	2	1,0003	0,9243	7,5977		
Mazorca de maíz	1	1,0003	0,9487	5,1585	5,1934	0,0495
	2	1,0003	0,9480	5,2284		

ANEXO A2.2 CONTENIDO DE EXTRACTIVOS EN ETANOL-TOLUENO DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Material	Muestra	Peso inicial muestra seca (g)	Peso final muestra (g)	Extractivos (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco	1	1,7771	1,7082	4,5401	4,2784	0,3701
	2	1,7774	1,7161	4,0168		
Mazorca de maíz	1	1,8486	1,8308	1,0511	1,0974	0,0656
	2	1,8490	1,8297	1,1438		

ANEXO A2.3 CONTENIDO DE EXTRACTIVOS EN AGUA DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Material	Muestra	Peso inicial muestra seca (g)	Peso final muestra (g)	Extractivos (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco	1	1,7771	1,6941	4,6727	4,4262	0,3387
	2	1,7774	1,7031	4,1796		
Mazorca de maíz	1	1,8486	1,8215	1,4652	1,5695	0,1475
	2	1,8490	1,8181	1,6738		

ANEXO A2.4 CONTENIDO DE MATERIAL VOLÁTIL DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Muestra	Peso crisol (g)	Peso crisol + muestra (g)	Peso final (g)	Masa perdida (%)	Materia volátil (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco							
1	46,0344	47,0348	47,0143	97,9508	90,3531	89,7428	0,8631
2	47,3565	48,3566	48,3183	96,1704	89,1325		
Mazorca de maíz							
1	48,5853	49,5856	49,5528	96,7210	91,5625	91,5324	0,0426
2	41,8413	42,8415	42,8088	96,7307	91,5022		

ANEXO A2.5 CONTENIDO DE CENIZAS DE LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Muestra	Peso seco muestra (g)	Peso cenizas (g)	Cenizas (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco					
1	1,7995	0,0243	1,3504	1,3072	0,0611
2	1,8592	0,0235	1,2640		
Mazorca de maíz					
1	1,8968	0,0281	1,4814	1,5421	0,0858
2	1,8591	0,0298	1,6028		

ANEXO A2.6 CONTENIDO DE HEMICELULOSA EN LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Muestra	Peso filtro (g)	Peso filtro + muestra (g)	Peso final (g)	Hemicelulosa (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco						
1	1,8102	3,6034	3,2519	19,6018	19,8376	0,3334
2	1,9251	3,7255	3,3641	20,0733		
Mazorca de maíz						
1	1,8875	3,7361	3,1301	32,7811	33,3400	0,7905
2	1,9431	3,8385	3,1960	33,8990		

ANEXO A2.7 CONTENIDO DE LIGNINA EN LOS MATERIALES LIGNOCELULÓSICOS

Muestra	Peso filtro (g)	Peso filtro + muestra (g)	Peso final (g)	Lignina (%)	Promedio	Desviación estándar
Fibra de coco						
1	2,1219	3,0515	2,6683	41,2234	40,6520	0,8080
2	2,1501	3,0428	2,6850	40,0807		
Mazorca de maíz						
1	1,4966	2,4417	2,3015	15,7070	15,3671	0,4807
2	1,4385	2,3862	2,2438	15,0273		

ANEXO 3

RESULTADOS DE LOS ENSAYOS DE ADSORCIÓN

ANEXO A3.1 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	Dosis (g/L)	Concentración inicial (ppm)	Absorbancia	Concentración final (ppm)	Remoción (%)	Desviación Estándar
Pequeño	5	33,2421	0,0228	1,1508	96,82	1,1492
			0,0163	0,6349		
			0,0257	1,3810		
Mediano	10	31,429	0,0320	1,8810	94,28	0,6824
			0,0330	1,9603		
			0,0279	1,5556		
Grande	12	32,2619	0,0367	2,2540	92,99	0,2592
			0,0358	2,1825		
			0,0379	2,3492		

ANEXO A3.2 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DE LA DOSIS ÓPTIMA DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	Dosis (g/L)	Concentración inicial (ppm)	Absorbancia	Concentración final (ppm)	Remoción (%)	Desviación Estándar
Pequeño	11	31,8441	0,56489	12,4608	58,42	2,1449
			0,61249	13,5209		
			0,62219	13,7370		
Mediano	15	32,933	0,64303	14,2011	55,53	1,6190
			0,68951	15,2363		
			0,65631	14,4969		
Grande	17	33,2205	0,71193	15,7356	51,86	1,1904
			0,71448	15,7924		
			0,74388	16,4472		

ANEXO A3.3 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	Concentración inicial (ppm)	Absorbancia	Concentración final (ppm)	Remoción (%)	Desviación Estándar
Pequeño	30	31,6825	0,01510	0,5397	96,39	1,7161
			0,02840	1,5952		
			0,02460	1,2937		
Mediano	45	31,6825	0,0328	1,9444	93,78	0,5062
			0,0313	1,8254		
			0,0353	2,1429		
Grande	60	32,2619	0,0419	2,6667	91,07	0,6523
			0,0447	2,8889		
			0,0472	3,0873		

ANEXO A3.4 RESULTADOS DE LA DETERMINACIÓN DEL TIEMPO ÓPTIMO DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	Concentración inicial (ppm)	Absorbancia	Concentración final (ppm)	Remoción (%)	Desviación Estándar
Pequeño	180	31,8441	0,56489	12,4608	58,42	2,1449
			0,61249	13,5209		
			0,62219	13,7370		
Mediano	180	32,933	0,64303	14,2011	55,53	1,6190
			0,68951	15,2363		
			0,65631	14,4969		
Grande	180	33,2205	0,71193	15,7356	51,86	1,1904
			0,71448	15,7924		
			0,74388	16,4472		

ANEXO A3.5 RESULTADOS DE LA MEZCLA DE LOS MATERIALES

Tipo de mezcla	Concentración inicial (ppm)	Absorbancia	Concentración final (ppm)	Remoción (%)	Desviación Estándar
25 % FC, 75 % MM	32,2619	0,2651	20,3810	38,06	1,4840
		0,2618	20,1190		
		0,2534	19,4524		
50 % FC, 50 % MM	32,2619	0,1444	10,8016	65,69	0,7904
		0,1508	11,3095		
		0,1481	11,0952		
75 % FC, 25 % MM	32,2619	0,0622	4,2778	86,38	2,1629
		0,0557	3,7619		
		0,0731	5,1429		

ANEXO 4

RESULTADOS DE LAS ISOTERMAS DE ADSORCIÓN DE LANGMUIR Y FREUNDLICH

ANEXO A4.1 COMPONENTES OBTENIDOS PARA LA ELABORACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE LANGMIUR DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _e (mg/g)	C _e /q _e (g/L)
Pequeño	20,6032	0,2016	0,10	0,4080	4,0803	0,0494
	31,6825	2,1667	0,10	0,5903	5,9032	0,3670
	40,3175	6,6825	0,10	0,6727	6,7270	0,9934
	49,3571	10,0159	0,10	0,7868	7,8683	1,2729
	58,3413	13,0238	0,10	0,9063	9,0635	1,4370
Mediano	20,6032	0,7778	0,20	0,3965	1,9825	0,3923
	31,6825	1,9722	0,20	0,5942	2,9710	0,6638
	40,3175	5,7937	0,20	0,6905	3,4524	1,6782
	49,3571	6,6111	0,20	0,8549	4,2746	1,5466
	58,3413	9,7011	0,20	0,9728	4,8640	1,9945
Grande	20,2143	1,1746	0,24	0,3808	1,5866	0,7403
	32,2619	2,8810	0,24	0,5876	2,4484	1,1767
	39,8254	4,2937	0,24	0,7106	2,9610	1,4501
	49,1667	6,4233	0,24	0,8549	3,5619	1,8033
	58,3413	13,0238	0,24	0,9063	3,7765	3,4487

ANEXO A4.2 COMPONENTES OBTENIDOS PARA LA ELABORACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE LANGMIUR DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _e (mg/g)	C _e /q _e (g/L)
Pequeño	20,7771	8,9861	0,22	0,2358	1,0719	8,3833
	31,9755	13,2395	0,22	0,3747	1,7033	7,7730
	41,6125	20,3973	0,22	0,4243	1,9286	10,5760
	56,6169	35,9365	0,22	0,4136	1,8800	19,1148
	57,9955	36,4989	0,22	0,4299	1,9542	18,6768
Mediano	20,1180	9,2706	0,30	0,2169	0,7232	12,8195
	32,9332	14,6448	0,30	0,3658	1,2192	12,0115
	39,8419	19,4432	0,30	0,4080	1,3599	14,2974
	48,6192	26,0668	0,30	0,4510	1,5035	17,3375
	58,1982	35,6492	0,30	0,4510	1,5033	23,7145

	20,1180	10,1849	0,34	0,1987	0,5843	17,4307
	33,2205	15,9918	0,34	0,3446	1,0135	15,7795
Grande	40,1737	20,0000	0,34	0,4035	1,1867	16,8536
	47,3563	23,6325	0,34	0,4745	1,3955	16,9346
	60,2116	34,6826	0,34	0,5106	1,5017	23,0955

Ejemplo de cálculo de los parámetros de la isoterma de Langmuir

$$y = mx + b$$

$$y = 0,10997x + 0,11816$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \left(\frac{1}{q_m} \right) C_e + \frac{1}{q_m \cdot K_L}$$

a. Cálculo de q_m

$$0,10997 = \frac{1}{q_m}$$

$$q_m = 9,0934$$

b. Cálculo de K_L

$$\frac{1}{q_m \cdot K_L} = 0,11816$$

$$K_L = \frac{1}{9,0934 \cdot 0,11816}$$

$$K_L = 0,9307$$

ANEXO A4.3 COMPONENTES OBTENIDOS PARA LA ELABORACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE FREUNDLICH DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Log (C _e)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _e (mg/g)	Log (q _e)
Pequeño	20,6032	0,2016	-0,6955	0,10	0,4080	4,0803	0,6107
	31,6825	2,1667	0,3358	0,10	0,5903	5,9032	0,7711
	40,3175	6,6825	0,8249	0,10	0,6727	6,7270	0,8278
	49,3571	10,0159	1,0007	0,10	0,7868	7,8683	0,8959
	58,3413	13,0238	1,1147	0,10	0,9063	9,0635	0,9573
Mediano	20,6032	0,7778	-0,1091	0,20	0,3965	1,9825	0,2972
	31,6825	1,9722	0,2950	0,20	0,5942	2,9710	0,4729
	40,3175	5,7937	0,7630	0,20	0,6905	3,4524	0,5381
	49,3571	6,6111	0,8203	0,20	0,8549	4,2746	0,6309
	58,3413	9,7011	0,9868	0,20	0,9728	4,8640	0,6870
Grande	20,2143	1,1746	0,0699	0,24	0,3808	1,5866	0,2005
	32,2619	2,8810	0,4595	0,24	0,5876	2,4484	0,3889
	39,8254	4,2937	0,6328	0,24	0,7106	2,9610	0,4714
	49,1667	6,4233	0,8078	0,24	0,8549	3,5619	0,5517
	58,3413	13,0238	1,1147	0,24	0,9063	3,7765	0,5771

ANEXO A4.4 COMPONENTES OBTENIDOS PARA LA ELABORACIÓN DE LAS ISOTERMAS DE FREUNDLICH DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Log (C _e)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _e (mg/g)	Log (q _e)
Pequeño	20,7771	8,9861	0,9536	0,22	0,2358	1,0719	0,0302
	31,9755	13,2395	1,1219	0,22	0,3747	1,7033	0,2313
	41,6125	20,3973	1,3096	0,22	0,4243	1,9286	0,2853
	56,6169	35,9365	1,5555	0,22	0,4136	1,8800	0,2742
	57,9955	36,4989	1,5623	0,22	0,4299	1,9542	0,2910
Mediano	20,1180	9,2706	0,9671	0,30	0,2169	0,7232	-0,1408
	32,9332	14,6448	1,1657	0,30	0,3658	1,2192	0,0861
	39,8419	19,4432	1,2888	0,30	0,4080	1,3599	0,1335
	48,6192	26,0668	1,4161	0,30	0,4510	1,5035	0,1771
	58,1982	35,6492	1,5521	0,30	0,4510	1,5033	0,1770
Grande	20,1180	10,1849	1,0080	0,34	0,1987	0,5843	-0,2334
	33,2205	15,9918	1,2039	0,34	0,3446	1,0135	0,0058
	40,1737	20,0000	1,3010	0,34	0,4035	1,1867	0,0743
	47,3563	23,6325	1,3735	0,34	0,4745	1,3955	0,1447
	60,2116	34,6826	1,5401	0,34	0,5106	1,5017	0,1766

Ejemplo de cálculo de los parámetros de la isoterma de Freundlich

$$y = mx + b$$

$$y = 0,17532x + 0,72207$$

$$\log q_e = \frac{1}{n} \log C_e + \log K_F$$

a. Cálculo de K_F

$$\log K_F = 0,72207$$

$$K_F = 10^{0,72207}$$

$$K_F = 5,2731$$

b. Cálculo de n

$$\frac{1}{n} = 0,17532$$

$$n = 5,7039$$

ANEXO 5

**RESULTADOS DE LOS MODELOS CINÉTICOS DE ADSORCIÓN DE PSEUDO
PRIMER ORDEN Y PSEUDO SEGUNDO ORDEN**

ANEXO A5.1 COMPONENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL MODELO CINÉTICO DE PSEUDO PRIMER ORDEN DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _t (mg/g)	q _e (mg/g)	Log (q _e -q _t)
Pequeño	5	32,8690	6,5516	0,10	0,5263	5,2635	7,0222	0,2452
	15	32,8690	3,4643	0,10	0,5881	5,8810	7,0222	0,0574
	30	31,6825	1,1429	0,10	0,6108	6,1079	7,0222	-0,0389
	45	35,1111	4,0357	0,10	0,6215	6,2151	7,0222	-0,0930
	60	35,1111	4,7381	0,10	0,6075	6,0746	7,0222	-0,0234
	120	35,1111	2,0159	0,10	0,6619	6,6190	7,0222	-0,3945
	180	33,2421	0,0216	0,10	0,6644	6,6441	7,0222	-0,4224
Mediano	5	32,8690	7,3836	0,20	0,5097	2,5485	3,1683	-0,2078
	15	32,8690	6,7513	0,20	0,5224	2,6118	3,1683	-0,2545
	30	31,6825	4,4841	0,20	0,5440	2,7198	3,1683	-0,3483
	45	31,6825	1,9722	0,20	0,5942	2,9710	3,1683	-0,7050
	60	31,6825	2,2341	0,20	0,5890	2,9448	3,1683	-0,6509
	120	31,6825	2,5000	0,20	0,5837	2,9183	3,1683	-0,6021
	180	31,4286	1,7976	0,20	0,5926	2,9631	3,1683	-0,6879
Grande	5	32,2619	12,1349	0,24	0,4025	1,6772	2,6885	0,0049
	15	31,3413	10,2222	0,24	0,4224	1,7599	2,6885	-0,0322
	30	32,2619	9,2024	0,24	0,4612	1,9216	2,6885	-0,1153
	45	32,2619	6,5714	0,24	0,5138	2,1409	2,6885	-0,2615
	60	32,2619	2,8810	0,24	0,5876	2,4484	2,6885	-0,6196
	120	32,2619	4,1349	0,24	0,5625	2,3439	2,6885	-0,4627
	180	32,2619	2,2619	0,24	0,6000	2,5000	2,6885	-0,7247

ANEXO A5.2 COMPONENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL MODELO CINÉTICO DE PSEUDO PRIMER ORDEN DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _t (mg/g)	q _e (mg/g)	Log (q _e -q _t)
Pequeño	15	30,2539	21,8204	0,22	0,1687	0,7667	1,4190	-0,1855
	30	30,2539	21,5286	0,22	0,1745	0,7932	1,4190	-0,2036
	45	33,5612	23,0537	0,22	0,2102	0,9552	1,4190	-0,3337
	60	30,2539	20,0547	0,22	0,2040	0,9272	1,4190	-0,3082
	120	30,2539	18,5543	0,22	0,2340	1,0636	1,4190	-0,4493

Mediano	15	31,4699	25,1726	0,30	0,1259	0,4198	1,0246	-0,2184
	30	33,5612	23,9055	0,30	0,1931	0,6437	1,0246	-0,4192
	45	33,5612	21,2645	0,30	0,2459	0,8198	1,0246	-0,6887
	60	31,4699	19,2673	0,30	0,2441	0,8135	1,0246	-0,6756
Grande	15	31,4699	23,2528	0,34	0,1643	0,4834	0,8417	-0,4457
	30	32,5212	23,1919	0,34	0,1866	0,5488	0,8417	-0,5333
	45	32,5212	22,0216	0,34	0,2100	0,6176	0,8417	-0,6496
	60	32,5212	21,7854	0,34	0,2147	0,6315	0,8417	-0,6775
	120	32,5212	18,2273	0,34	0,2859	0,8408	0,8417	-3,0665

Ejemplo de cálculo de los parámetros del modelo cinético de pseudo primer orden

$$y = mx + b$$

$$y = -0,00352x + 0,13322$$

$$\log(q_e - q_t) = \log q_e - \frac{k_1}{2,303} t$$

a. Cálculo de k_1

$$\frac{k_1}{2,303} = 0,00352$$

$$k_1 = 0,008107$$

b. Cálculo de q_e

$$\log q_e = 0,13322$$

$$q_e = 10^{0,13322}$$

$$q_e = 1,3590$$

ANEXO A5.3 COMPONENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL MODELO CINÉTICO DE PSEUDO SEGUNDO ORDEN DE LA FIBRA DE COCO

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _t (mg/g)	t/q _t (min-g/mg)
Pequeño	5	32,8690	6,5516	0,10	0,5263	5,2635	0,9499
	15	32,8690	3,4643	0,10	0,5881	5,8810	2,5506
	30	31,6825	1,1429	0,10	0,6108	6,1079	4,9116
	45	35,1111	4,0357	0,10	0,6215	6,2151	7,2405
	60	35,1111	4,7381	0,10	0,6075	6,0746	9,8772
	120	35,1111	2,0159	0,10	0,6619	6,6190	18,1295
	180	33,2421	0,0216	0,10	0,6644	6,6441	27,0917
	240	35,1111	0,0	0,10	0,7022	7,0222	34,1772
	300	35,1111	0,0	0,10	0,7022	7,0222	42,7215
Mediano	5	32,8690	7,3836	0,20	0,5097	2,5485	1,9619
	15	32,8690	6,7513	0,20	0,5224	2,6118	5,7432
	30	31,6825	4,4841	0,20	0,5440	2,7198	11,0301
	45	31,6825	1,9722	0,20	0,5942	2,9710	15,1463
	60	31,6825	2,2341	0,20	0,5890	2,9448	20,3746
	120	31,6825	2,5000	0,20	0,5837	2,9183	41,1205
	180	31,4286	1,7976	0,20	0,5926	2,9631	60,7473
	240	31,6825	0,0	0,20	0,6337	3,1683	75,7515
	300	31,6825	0,0	0,20	0,6337	3,1683	94,6894
Grande	5	32,2619	12,1349	0,24	0,4025	1,6772	2,9811
	15	31,3413	10,2222	0,24	0,4224	1,7599	8,5231
	30	32,2619	9,2024	0,24	0,4612	1,9216	15,6118
	45	32,2619	6,5714	0,24	0,5138	2,1409	21,0195
	60	32,2619	2,8810	0,24	0,5876	2,4484	24,5057
	120	32,2619	4,1349	0,24	0,5625	2,3439	51,1964
	180	32,2619	2,2619	0,24	0,6000	2,5000	72,0000
	240	32,2619	0,0	0,24	0,6452	2,6885	89,2694
	300	32,2619	0,0	0,24	0,6452	2,6885	111,5867

ANEXO A5.4 COMPONENTES PARA LA ELABORACIÓN DEL MODELO CINÉTICO DE PSEUDO SEGUNDO ORDEN DE LA MAZORCA DE MAÍZ

Tamaño de partícula	Tiempo (min)	C _o (ppm)	C _e (ppm)	Masa adsorbente (g)	Cantidad adsorbida (mg)	q _t (mg/g)	t/q _t (min·g/mg)
Pequeño	15	30,2539	21,8204	0,22	0,1687	0,7667	19,5648
	30	30,2539	21,5286	0,22	0,1745	0,7932	37,8211
	45	33,5612	23,0537	0,22	0,2102	0,9552	47,1089
	60	30,2539	20,0547	0,22	0,2040	0,9272	64,7108
	120	30,2539	18,5543	0,22	0,2340	1,0636	112,8248
	180	31,9755	13,2395	0,22	0,3747	1,7033	105,6791
	240	30,2539	13,3048	0,22	0,3390	1,5408	155,7604
	300	30,2539	14,6448	0,22	0,3122	1,4190	211,4147
Mediano	15	31,4699	25,1726	0,30	0,1259	0,4198	35,7294
	30	33,5612	23,9055	0,30	0,1931	0,6437	46,6042
	45	33,5612	21,2645	0,30	0,2459	0,8198	54,8925
	60	31,4699	19,2673	0,30	0,2441	0,8135	73,7543
	120	33,5612	17,7161	0,30	0,3169	1,0563	113,5998
	180	32,9332	14,6448	0,30	0,3658	1,2192	147,6344
	240	33,5612	17,0409	0,30	0,3304	1,1014	217,9127
	300	33,5612	18,1925	0,30	0,3074	1,0246	292,8027
Grande	15	31,4699	23,2528	0,34	0,1643	0,4834	31,0327
	30	32,5212	23,1919	0,34	0,1866	0,5488	54,6666
	45	32,5212	22,0216	0,34	0,2100	0,6176	72,8602
	60	32,5212	21,7854	0,34	0,2147	0,6315	95,0097
	120	32,5212	18,2273	0,34	0,2859	0,8408	142,7185
	180	33,2205	15,9918	0,34	0,3446	1,0135	177,6103
	240	32,5212	16,1941	0,34	0,3265	0,9604	249,8919
	300	32,5212	18,2127	0,34	0,2862	0,8417	356,4324

Ejemplo de cálculo de los parámetros del modelo cinético de pseudo segundo orden

$$y = mx + b$$

$$y = 0,14101x + 0,81591$$

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

a. Cálculo de q_e

$$\frac{1}{q_e} = 0,14101$$

$$q_e = 7,0917$$

b. Cálculo de k_2

$$\frac{1}{k_2 \cdot q_e^2} = 0,81591$$

$$k_2 = \frac{1}{0,81591 \cdot 7,0917^2}$$

$$k_2 = 0,0244$$

ANEXO 6
ANÁLISIS DE COSTOS

El análisis se realizó en base al costo que tomaría obtener un kilogramo del tamaño pequeño, mediano y grande tanto de la MM como de la FC. Además, en el análisis se incluye la comparación con el costo del carbón activado comercial.

En el Anexo A6.1 se muestra el costo unitario de los reactivos empleados en el proceso del acondicionamiento del material. De igual manera se presenta la cantidad utilizada para los tamaños de partícula pequeño (P), mediano (M) y grande (G) de la FC. El precio unitario del agua potable se obtuvo de acuerdo con el pliego tarifario local, donde se detalla que el valor por metro cúbico de agua es de 0,31 USD. El costo unitario del agua destilada se obtuvo a partir del precio local.

Anexo A6.1 Reactivos empleados en el proceso de acondicionamiento de la fibra de coco

Reactivos	Cantidad	Unidad	P.V.P. (USD)	Costo Unitario (USD)	Cantidad necesaria		
					P	M	G
Agua potable	1000	Litros	0,31	0,00031	6,67	6,67	6,67
Agua destilada	20	Litros	10,5	0,525	4,00	4,00	4,00

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En el Anexo A6.2 se presenta el consumo energético de cada equipo, además del tiempo empleado y el costo unitario necesario para el acondicionamiento de los tres tamaños de la FC. El costo de cada kWh se tomó en base al establecido en la tarifa eléctrica local.

Anexo A6.2 Consumo de energía eléctrica durante el proceso de acondicionamiento de la fibra de coco

Equipo	Potencia (kW)	Tiempo de uso (h)			Consumo (kWh)			Costo por cada kWh (USD)
		P	M	G	P	M	G	
Molino de martillos	1,87	2,50	1,75	1,50	4,68	3,27	2,81	0,089

Equipo	Potencia (kW)	Tiempo de uso (h)			Consumo (kWh)			Costo por cada kWh (USD)
		P	M	G	P	M	G	
Molino de cuchillas pequeño	0,18	1,67	0,00	0,00	0,30	0,00	0,00	0,089
Estufa	3,52	12,0	12,0	12,0	42,24	42,24	42,24	0,089
Tamizador	0,75	0,50	0,50	0,50	0,38	0,38	0,38	0,089

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En el Anexo A6.3 se describe el tiempo necesario para el proceso de acondicionamiento de los tres tamaños de la FC, esto con el fin de determinar la mano de obra a ser empleado. La remuneración por hora se obtuvo a partir del salario básico unificado que se encuentra en vigencia para Ecuador.

Anexo A6.3 Tiempo necesario de la mano de obra para el acondicionamiento de la fibra de coco

Tamaño	Cantidad	Unidad	Remuneración por hora (USD/h)
Pequeño	7,17	Hora	1,667
Mediano	4,75	Hora	1,667
Grande	4,50	Hora	1,667

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.4 se detalla el costo total directo para llevar a cabo el acondicionamiento de los tamaños pequeño, mediano y grande de la FC, de igual manera se presenta el porcentaje que representa cada sección.

Anexo A6.4 Costo total de acondicionamiento de la fibra de coco a nivel de laboratorio

Concepto	Costo total (USD)			Porcentaje (%)		
	P	M	G	P	M	G
MANO DE OBRA	11,94	7,92	7,50	65,33	56,14	54,97
Operación	11,94	7,92	7,50	65,33	56,14	54,97
REACTIVOS	2,10	2,10	2,10	11,50	14,91	15,41
Agua potable	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,02
Agua destilada	2,10	2,10	2,10	11,49	14,89	15,39
ENERGÍA	4,24	4,08	4,04	23,17	28,96	29,63
Molino de martillos	0,42	0,29	0,25	2,28	2,07	1,83
Molino de cuchillas pequeño	0,03	0,0	0,0	0,15	0,0	0,0
Estufa	3,76	3,76	3,76	20,56	26,66	27,55
Tamizador	0,03	0,03	0,03	0,18	0,24	0,24
TOTAL DE COSTOS DIRECTOS	18,28	14,10	13,64	100,00	100,00	100,00

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.5 se describe los reactivos empleados para el proceso de acondicionamiento de la MM diferenciando el tamaño pequeño (P), mediano (M) y grande (G), donde se indica el costo unitario y la cantidad necesaria de los mismos.

Anexo A6.5 Reactivos empleados en el proceso de acondicionamiento de la mazorca de maíz

Reactivos	Cantidad	Unidad	P.V.P. (USD)	Costo Unitario (USD)	Cantidad necesaria		
					P	M	G
Agua potable	1000	Litros	0,72	0,00072	6,67	6,67	6,67
Agua destilada	20	Litros	10,5	0,525	4,00	4,00	4,00

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.6 se detalla el tiempo necesario de utilización de los equipos, así como también el consumo y el costo unitario de la energía eléctrica para llevar a cabo el acondicionamiento de los tres tamaños de la MM

Anexo A6.6 Consumo de energía eléctrica durante el proceso de acondicionamiento de la mazorca de maíz

Equipo	Potencia (kW)	Tiempo de uso (h)			Consumo (kWh)			Costo por cada kWh (USD)
		P	M	G	P	M	G	
Molino de martillos	1,87	0,88	0,75	0,50	1,64	1,40	0,94	0,089
Molino de cuchillas pequeño	0,18	1,25	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00	0,089
Estufa	3,52	12,00	12,0	12,0	42,24	42,24	42,24	0,089
Tamizador	0,75	0,50	0,50	0,50	0,38	0,38	0,38	0,089

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.7 se muestra el tiempo necesario de la mano de obra para el acondicionamiento de la MM además de la remuneración correspondiente a una hora de trabajo, esto en base al salario básico unificado en el Ecuador.

Anexo A6.7 Tiempo necesario de la mano de obra para el acondicionamiento de la mazorca de maíz

Tamaño	Cantidad	Unidad	Remuneración por hora (USD/h)
Pequeño	2,63	Hora	1,667
Mediano	1,25	Hora	1,667
Grande	1,00	Hora	1,667

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.8 se encuentra el detalle del costo total a nivel de laboratorio del acondicionamiento de los tres tamaños de la MM incluido el porcentaje de cada concepto.

Anexo A6.8 Costo total de acondicionamiento de la mazorca de maíz a nivel de laboratorio

Concepto	Costo total (USD)			Porcentaje (%)		
	P	M	G	P	M	G
MANO DE OBRA	4,38	2,08	1,67	62,12	25,70	21,79
Operación	4,38	2,08	1,67	62,12	25,70	21,79
REACTIVOS	2,10	2,10	2,10	29,89	25,97	27,52
Agua potable	0,00	0,00	0,00	0,07	0,06	0,06
Agua destilada	2,10	2,10	2,10	29,82	25,91	27,46
ENERGÍA	0,56	3,92	3,88	7,99	48,33	50,68
Molino de martillos	0,17	0,12	0,08	2,36	1,54	1,09
Molino de cuchillas pequeño	0,02	0,00	0,00	0,23	0,00	0,00
Estufa	0,31	3,76	3,76	4,45	46,38	49,16
Tamizador	0,07	0,03	0,03	0,95	0,41	0,44
TOTAL DE COSTOS DIRECTOS	7,04	8,11	7,65	100,00	100,00	100,00

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.9 se presenta la comparación del precio total para obtener un kilogramo de los materiales adsorbentes, como la FC y la MM con sus respectivos tamaños, así como también la comparación con precio del carbón activado comercial proporcionado por Alhashimi & Aktas (2017).

Anexo A6.9 Precio por unidad de mesa de los materiales adsorbentes

Tamaño	Precio (USD/Kg)
FC pequeño	18,28
FC mediano	14,10
FC grande	13,64
MM pequeño	7,04

Anexo A6.9 (continuación)

Tamaño	Precio (USD/Kg)
MM mediano	8,11
MM grande	7,65
Carbón activado comercial	21

Elaboración: Fabricio Valenzuela

En la Anexo A6.9 se especifica los costos totales directos de producción de los materiales adsorbentes, FC y MM donde se evidencia una significativa diferencia entre cada tamaño de cada material. Para la producción de 1 Kg de material de la FC de tamaño pequeño es de US \$ 18,28; en cambio para el tamaño mediano y grande el costo se encuentra en US \$ 14,10 y US \$ 13,64, respectivamente. Por otro lado, el costo para genera la misma cantidad de MM con tamaño pequeño es de US \$ 7,04 para el tamaño mediano se determinó en US \$ 7,25 y para el tamaño grande el costo es de 7,65. Adicionalmente, se propone un valor referencial de US \$ 21 para el carbón activado comercial, el cual muestra ser una cantidad mayor a cada uno de los tamaños de la FC y MM.

En las Tablas A6.4 y A6.8 se puede observar que el costo de mano de obra encarece los rubros totales de los tamaños de los materiales. Este encarecimiento es más elevado en la FC, esto debido a que el tiempo necesario para el lavado y molido es alto. El proceso de lavado se ve afectado por un proceso de separación de la FC de la cáscara. Por otro lado, la estructura de la FC dificulta el molido, haciendo necesario un proceso de corte previo antes de esta actividad y evitar daños en el equipo de molido. A pesar de que el costo total de los dos materiales es bajo respecto al carbón activado, un acondicionamiento a nivel industrial con equipos apropiados reduciría de gran manera el costo obtenido a nivel de laboratorio.

ANEXO 7

ACTIVIDADES DE DIFUSIÓN CIENTÍFICA

PARTICIPACIÓN EN LA 10° FERIA CIENTÍFICA DE LA UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE CHILE



PARTICIPACIÓN EN EL CONGRESO - 6TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON ADVANCES IN ENVIRONMENT RESEARCH, ICAER 2020

Evaluation of The Adsorption Potential of Corn Cob and Coconut Fiber for Caffeine Removal Present in Aqueous Medium

F A Valenzuela¹ and C A Villamar²

E-mail: fabricio.valenzuela@epn.edu.ec¹, cristina.villamar@usach.cl²

Abstract. The present study evaluated the potential of coconut fiber and corn cob in the caffeine removal present in a synthetic wastewater. Proximal analysis, cellulose, lignin, extracts, Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FTIR) and Scanning Electron Microscopy (SEM) were used to determine the physicochemical, functional groups and morphological characteristics of the materials. Adsorption batch tests were carried out with small (125-150 μm), medium (300-600 μm) and large (800 μm -2 mm) particle sizes, with a caffeine concentration of 30 mg/L. The maximum caffeine removal using coconut fiber was obtained with the small particle size using 5 g/L of material, with a contact time of 30 min, obtaining a removal of 96.4%. The corn cob obtained a removal of 58.6%, with a dose of 11 g/L, at a contact time of 180 min. Regarding the adsorption models, the study determined that coconut fiber fits well with Langmuir and Freundlich's model. In the case of corn cob, small and medium particle sizes were coupled to the Langmuir model, while large grain sizes coupled to the Freundlich model. On the other hand, the modeling of adsorption kinetics determined that both materials fit the pseudo second order kinetic model, which shows a chemisorption process for the removal of caffeine.