 Universidad del Atlántico	CÓDIGO: FOR-DO-109
	VERSIÓN: 0
	FECHA: 03/06/2020
AUTORIZACIÓN DE LOS AUTORES PARA LA CONSULTA, LA REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL TEXTO COMPLETO	

Puerto Colombia, **13 de julio de 2023**

Señores

DEPARTAMENTO DE BIBLIOTECAS

Universidad del Atlántico

Ciudad

Asunto: Autorización Trabajo de Grado

Cordial saludo,

Yo, **JAIME ENRIQUE ECHEVERRÍA PÉREZ**, identificado(a) con **C.C. No. 72001647** de BARRANQUILLA, autor(a) del trabajo de grado titulado **REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON KOH** presentado y aprobado en el año **2023** como requisito para optar al título Profesional de **MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES**; autorizo al Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico para que, con fines académicos, la producción académica, literaria, intelectual de la Universidad del Atlántico sea divulgada a nivel nacional e internacional a través de la visibilidad de su contenido de la siguiente manera:

- Los usuarios del Departamento de Bibliotecas de la Universidad del Atlántico pueden consultar el contenido de este trabajo de grado en la página Web institucional, en el Repositorio Digital y en las redes de información del país y del exterior, con las cuales tenga convenio la Universidad del Atlántico.
- Permitir consulta, reproducción y citación a los usuarios interesados en el contenido de este trabajo, para todos los usos que tengan finalidad académica, ya sea en formato CD-ROM o digital desde Internet, Intranet, etc., y en general para cualquier formato conocido o por conocer.

Esto de conformidad con lo establecido en el artículo 30 de la Ley 23 de 1982 y el artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, “Los derechos morales sobre el trabajo son propiedad de los autores”, los cuales son irrenunciables, imprescriptibles, inembargables e inalienables.

Atentamente,

Firma 
JAIME ENRIQUE ECHEVERRÍA PÉREZ
C.C. No. 72001647 de BARRANQUILLA


DECLARACIÓN DE AUSENCIA DE PLAGIO EN TRABAJO ACADÉMICO PARA GRADO

Puerto Colombia, 13 de julio de 2023

Una vez obtenido el visto bueno del director del trabajo y los evaluadores, presento al **Departamento de Bibliotecas** el resultado académico de mi formación profesional o posgradual. Asimismo, declaro yentiendo lo siguiente:

- El trabajo académico es original y se realizó sin violar o usurpar derechos de autor de terceros, en consecuencia, la obra es de mi exclusiva autoría y detento la titularidad sobre la misma.
- Asumo total responsabilidad por el contenido del trabajo académico.
- Eximo a la Universidad del Atlántico, quien actúa como un tercero de buena fe, contra cualquier daño o perjuicio originado en la reclamación de los derechos de este documento, por parte de terceros.
- Las fuentes citadas han sido debidamente referenciadas en el mismo.
- El (los) autor (es) declara (n) que conoce (n) lo consignado en el trabajo académico debido a que contribuyeron en su elaboración y aprobaron esta versión adjunta.

Título del trabajo académico:	REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON KOH.
Programa académico:	MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES

Firma de Autor 1:						
Nombres y Apellidos:	JAIME ENRIQUE ECHEVERRIA PEREZ					
Documento de Identificación:	CC	X	CE	PA	Número:	72001647
Nacionalidad:	COLOMBIANA			Lugar de residencia:	BARRANQUILLA	
Dirección de residencia:	KRA. 10B #115-47					
Teléfono:					Celular:	3184948449

FORMULARIO DESCRIPTIVO DEL TRABAJO DE GRADO

TÍTULO COMPLETO DEL TRABAJO DE GRADO	REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON KOH
AUTOR(A) (ES)	JAIME ENRIQUE ECHEVERRIA PÉREZ.
DIRECTOR (A)	VICTOR A. VACCA JIMENO
CO-DIRECTOR (A)	JAIRO SALAZAR BARRIOS. LEANDRO GÓMEZ PLATA
JURADOS	WILLIAM VALLEJO LOZADA. YIM RODRÍGUEZ DÍAZ
TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE	MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES.
PROGRAMA	MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES
PREGRADO / POSTGRADO	POSTGRADO
FACULTAD	CIENCIAS BÁSICAS
SEDE INSTITUCIONAL	SEDE NORTE.
AÑO DE PRESENTACIÓN DEL TRABAJO DE GRADO	2023
NÚMERO DE PÁGINAS	62
TIPO DE ILUSTRACIONES	TABLAS, GRÁFICOS Y FOTOGRAFÍAS
MATERIAL ANEXO (VÍDEO, AUDIO, MULTIMEDIA O PRODUCCIÓN ELECTRÓNICA)	NO APLICA
PREMIO O RECONOCIMIENTO	NO APLICA.



**REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN
ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON
KOH**

JAIME ENRIQUE ECHEVERRÍA PÉREZ

**TRABAJO DE GRADO PARA OPTAR AL TÍTULO DE MAGISTER EN CIENCIAS
AMBIENTALES**

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

FACULTAD DE CIENCIA BÁSICA

SEDE UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO

PUERTO COLOMBIA

2023



**REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN
ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON
KOH**

JAIME ENRIQUE ECHEVERRÍA PÉREZ

**Trabajo presentado como requisito para optar al título de Magíster en Ciencias
Ambientales**

Director de trabajo de grado

MG. VÍCTOR A. VACCA JIMENO

Co-Director Metodológico

MG. JAIRO SALAZAR BARRIOS

Co-Director Académico

MG. LEANDRO GÓMEZ PLATA

MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES RED SUE CARIBE

FACULTAD DE CIENCIAS BÁSICAS

SEDE UNIVERSIDAD DEL ATLÁNTICO

PUERTO COLOMBIA

2023

Nota de aprobación

El trabajo de grado titulado: remoción de índigo carmín en solución acuosa con un adsorbente obtenido de la coronta del maíz modificada con KOH, presentado por el estudiante Jaime Enrique Echeverría Pérez como requisito para optar el título de magister en ciencia ambientales, fue evaluado y calificado por

Evaluador 1.

Evaluador 2.

Dedicatoria

Esta investigación es dedicada ante todo a Dios Todopoderoso, a mi esposa, por su compañía y apoyo en todo momento, a mis hijos, orgullo y motivación para seguir adelante ante las dificultades y obstáculos que se presentan en la vida.

Agradecimientos

A mi director de tesis Mg. Víctor Vacca por su gestión y orientaciones que permitieron cumplir mi meta.

A mis codirectores de tesis Leandro Gómez Plata y Jairo Salazar por guiarme y ayudarme durante todo el proceso investigativo.

A mis amigos y compañeros de la maestría por su amistad y compañerismo que permitieron seguir adelante en todos los momentos de la maestría.

REMOCIÓN DE ÍNDIGO CARMÍN EN SOLUCIÓN ACUOSA CON UN ADSORBENTE OBTENIDO DE LA CORONTA DEL MAÍZ, MODIFICADA CON KOH

RESUMEN

El presente estudio propone el uso de la coronta de maíz (CM) como un adsorbente alternativo, eficiente, de bajo costo y abundante disponibilidad, para la remoción del colorante índigo carmín (IC). Un colorante ampliamente utilizado en la industria textil, alimenticia y farmacéutica, que generan impacto ambiental por quedar presente en aguas residuales y, al llegar a los ecosistemas acuáticos alteran su ecología y pueden afectar la salud del ser humano. En este trabajo se estudió el potencial de adsorción del IC en solución acuosa por un adsorbente granular obtenido de la coronta de maíz natural (CMN) y modificada químicamente con KOH (CMM). Se realizó un diseño Box-Behnken para optimizar el proceso de modificación de CM con KOH. Se analizó la morfología de la superficie del adsorbente con microscopía de barrido electrónico (SEM), así como el punto de carga cero pH_{PCC} . Parámetros que afectan el proceso de adsorción, tales como la dosis del adsorbente, la concentración inicial y el pH de la solución fueron optimizados. Se realizaron estudios de equilibrio y cinética del proceso de adsorción, aplicando los modelos de isoterma de Langmuir y Freundlich y, los modelos cinéticos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden, Elovich e intraparticular, para describir los datos experimentales. El análisis de SEM demostró que la modificación química con KOH produjo variaciones en la composición química en la superficie del adsorbente, revelando una superficie irregular y agrietada que facilita el proceso de adsorción. Los resultados permitieron determinar como dosis óptima de adsorbente 4 g L^{-1} y 5 g L^{-1} a C_0 de 50 mg L y un pH_{PCC} 3,53 y 5,65 para CMN y CMM respectivamente. Los estudios de equilibrio concluyeron que el proceso de adsorción se ajustaba mejor al modelo de Freundlich ($R^2 > 0,9$), lo que sugiere que la superficie de los adsorbentes es energéticamente heterogénea y la adsorción se da en monocapas. El modelo cinético que presentó mejor ajuste fue el de pseudo-segundo orden ($R^2 > 0,9$) que indica un proceso de quimisorción. Se obtuvieron porcentajes de remoción en solución de IC con concentración inicial de 50 mg L^{-1} y pH 2 de 74% con CMN y de 71% con CMM. Los resultados obtenidos demuestran que los adsorbentes obtenidos de la coronta de maíz, son eficientes en la adsorción de IC en solución y, por lo tanto, es una alternativa de solución ante la problemática ambiental planteada.

Palabras claves: adsorción, coronta de maíz, índigo carmín, remoción, residuos agrícolas.

ABSTRACT

The present study proposes the use of corn cob (CC) as an alternative, efficient, low-cost and abundantly available adsorbent for the removal of indigo carmine dye (IC). A dye widely used in the textile, food and pharmaceutical industry, which generates an environmental impact by being present in wastewater and, upon reaching aquatic ecosystems, alters their ecology and can affect human health. In this work, the adsorption potential of IC in aqueous solution by a granular adsorbent obtained from natural corn cob (NCC) and chemically modified with KOH (MCC) was studied. A Box-Behnken design was carried out to optimize the process of modifying CM with KOH. The adsorbent surface morphology was analyzed with scanning electron microscopy (SEM), as well as the point of zero charge pH_{PZC} . Parameters that affect the adsorption process, such as the dose of the adsorbent, the initial concentration and the pH of the solution were optimized. Equilibrium and kinetic studies of the adsorption process were carried out, applying the Langmuir and Freundlich isotherm models and the pseudo-first order, pseudo-second order, Elovich and intraparticle kinetic models to describe the experimental data. The SEM analysis showed that the chemical modification with KOH produced variations in the chemical composition on the surface of the adsorbent, revealing an irregular and cracked surface that facilitates the adsorption process. The results allowed to determine as optimal dose of adsorbent 4 g L^{-1} and 5 g L^{-1} at C_0 of 50 mg L^{-1} and a pH_{PZC} 3.53 and 5.65 for NCC and MCC respectively. The equilibrium studies concluded that the adsorption process better fit the Freundlich model ($R^2 > 0.9$), which suggests that the surface of the adsorbents is energetically heterogeneous and adsorption occurs in monolayers. The kinetic model that presented the best fit was the pseudo-second order ($R^2 > 0.9$), which indicates a chemisorption process. Removal percentages were obtained in IC solution with an initial concentration of 50 mg L^{-1} and pH 2 of 74% with NCC and 71% with MCC. The results obtained show that the adsorbents obtained from the corn cob are efficient in the adsorption of IC in solution and, therefore, it is an alternative solution to the environmental problems raised.

Keywords: adsorption, agricultural residues, corn cob, indigo carmine, removal.

TABLA DE CONTENIDO

RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	12
1. MARCO TEÓRICO	14
1.1. El maíz (<i>Zea mays</i>), características morfológicas	14
1.2. Tintes textiles	16
1.3. Aplicación industrial	16
1.4. Índigo carmín (IC)	18
1.5. Procesos utilizados en la remoción de colorantes	19
1.5.1. Procesos químico-físicos	19
1.5.2. Procesos químicos	19
1.5.3. Procesos biológicos	19
1.6. Punto de carga cero (PCC)	20
1.7. Isotermas de adsorción	21
1.8. Cinética de adsorción	24
1.9. Estudios de adsorción de colorantes con residuos agrícolas no modificados y modificados químicamente	25
1.10. Investigación de remoción de colorantes en Colombia	27
1.11. Hipótesis y predicciones	28
2. OBJETIVOS	29
2.1. Objetivo general	29
2.2. Objetivos específicos	29
3. METODOLOGÍA	30
3.1. Condiciones del procedimiento experimental	30
3.1.1. Descripción del área de trabajo	30
3.2. Cultivo y recolección de la coronta de maíz	30
3.3. Preparación del material adsorbente a partir de la coronta de maíz	30
3.3.1. Procedimiento de la molienda de maíz	31
3.3.2. Tamizado de la coronta de maíz	31
3.3.3. Secado de la coronta de maíz	31
3.3.4. Almacenamiento de la coronta de maíz	31
3.4. Análisis de la modificación química con diseño Box-Behnken	31
3.5. Caracterización morfológica de los adsorbentes	32
3.6. Preparación de la solución de índigo carmín	32
3.6.1. Barrido espectral de las soluciones de índigo carmín para determinación de longitud de onda de máxima absorción	33
3.6.2. Curva de calibración	33
3.7. Determinación del punto de carga cero (PCC)	33

3.8. Estudio del efecto del pH de la solución de índigo carmín	33
3.9. Estudio del efecto de la dosis de adsorbente	34
3.10. Estudio de la cinética de adsorción	34
3.11. Estudio de la isoterma de adsorción	34
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	36
4.1. Modificación de la coronta de maíz con KOH	37
4.2. Caracterización morfológica	40
4.3. Resultados del punto de carga cero (PCC) y efecto del pH	42
4.4. Efecto de la dosis de adsorbente	43
4.5. Modelado de las cinéticas de adsorción	44
4.6. Modelado de las isotermas de adsorción	48
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	51
REFERENCIAS	53
ANEXOS	59

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Constitución interna de la coronta de maíz	14
Figura 2. Partes de la planta de maíz (<i>zea mays</i>)	15
Figura 3. Estructura del índigo carmín	18
Figura 4. Coronta de maíz natural y modificada	36
Figura 5. Gráfico de superficie y de contorno de porcentaje de remoción de IC vs. tiempo; relación, en el proceso de modificación con KOH de la CM	39
Figura 6. Análisis morfológico de los adsorbentes por SEM	41
Figura 7. Gráficos de determinación de PCC en CMN y CMM	42
Figura 8. Efectos del pH de la solución de IC en el porcentaje de remoción	43
Figura 9. Efectos de la dosis en la capacidad de remoción (q) y porcentaje de remoción (%) de los adsorbentes.	43
Figura 10. Estudio de cinética en el proceso de adsorción de IC	45
Figura 11. Representación gráfica de las constantes de velocidad de los modelos de cinética	47
Figura 12. Isotermas de Freundlich y Langmuir en los procesos de adsorción de IC en solución acuosa con CMN y CMM	48
Figura 13. Parámetro de equilibrio o factor de separación de la isoterma de Langmuir (R_L) en CMN y CMM	50

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Ejemplos de colorantes de aplicación industrial.	17
Tabla 2. Ventajas y desventajas de algunos procesos químicos de tratamiento	20
Tabla 3. Diseño Box-Behnken para el proceso de modificación química con KOH de la CM	32
Tabla 4. Tratamientos de modificación y porcentajes de remoción	37
Tabla 5. Análisis de varianza y de regresión múltiple para la remoción de IC después de la eliminación de parámetros estadísticos no significativos	38
Tabla 6. Parámetros cinéticos para la remoción de IC con CMN y CMM	46
Tabla 7. Parámetros de las isothermas para el proceso de adsorción de IC con CMN y CMM	49

INTRODUCCIÓN

El índigo carmín, es un compuesto orgánico usado como colorante de prendas textiles, alimentos, bebidas y cosméticos, se utiliza además como aditivo en cápsulas farmacéuticas, en servicios de ayudas diagnóstica, es un indicador de óxido-reducción en pruebas analíticas, y se usa como colorante microbiológico (Harrache et al., 2019). Es resistente a la luz y a la oxidación química, alterando la transparencia de los cuerpos de agua en donde es vertido, lo cual afecta los procesos fotosintéticos (Li et al., 2015); además, puede acumularse en animales acuáticos que pueden ser parte de la dieta alimenticia humana (Arenas et al., 2017). El contacto del índigo carmín con los humanos, puede causar irritaciones en la piel y los ojos, ocasionando lesiones en la córnea y la conjuntiva (Khadhri., 2019). Se considera una sustancia neurotóxica y cancerígena, y causa efectos nocivos en el sistema cardiovascular, respiratorio y renal (Harrache et al., 2019). Por consiguiente, se hace necesario contar con alternativas que elimine este colorante de aguas residuales y evitar sus potenciales efectos nocivos en el ambiente y la salud humana.

Por otra parte, cuando los residuos agroindustriales no son dispuestos o procesados adecuadamente, sino recurriendo a su quema o depósito en basureros a cielo abierto, origina liberación de CO₂, contaminación de cuerpos de agua, olores desagradables, proliferación de vectores, etc. ocasionando un impacto negativo en el ambiente (Barragán et al., 2008). Además, la inadecuada disposición final de estos residuos con altos porcentajes de lignocelulosa en su composición, favorece su degradación por los microorganismos del suelo, lo que puede generar lixiviados que contaminaría las aguas subterráneas. En caso de ser degradados por bacterias anaerobias, liberarían gases como el ácido sulfhídrico y el metano (Vargas and Pérez, 2018). Esta problemática ambiental se puede minimizar dando un adecuado aprovechamiento a los residuos agrícolas, como la obtención de fibras para alimentos de animales, producción de etanol o cobertura de suelos para evitar la pérdida del agua por evapotranspiración lo que disminuye la erosión, como se viene implementado en el departamento del Meta (Colombia) desde hace más de 15 años (Peñaranda et al., 2017). En la actualidad, los residuos lignocelulósicos también son empleados como material de adsorción de colorantes sintéticos resistentes a la biodegradación.

Los residuos agroindustriales constituyen una alternativa atractiva como materiales adsorbentes de contaminantes tales como metales pesados, compuestos orgánicos e inorgánicos, y colorantes, resultandos eficientes, de bajo costo, fácil manejo y abundante disponibilidad (Mo et al., 2018). Estas propiedades adsorbentes son en gran parte, debidas a su constitución por lignocelulosa, formada de celulosa 35-50%, hemicelulosa 15-30%, lignina 20-30% y otros componentes (Mo et al., 2018); además,

presentan en su superficie grupos funcionales activos con la capacidad de adsorber compuestos orgánicos y metales pesados por medio de enlaces de hidrógeno, formación de complejos e intercambio iónico (Zhou et al., 2019). Asimismo, su estructura porosa y gran área de superficie específica libre hacen de estos excedentes un material potencialmente adecuado en la adsorción y, por lo tanto, en la remoción de contaminantes (Mo et al., 2018). En la actualidad se realizan procesos de modificación (químicos y físicos) en la estructura lignocelulósica de los excedentes agrícolas, con el objetivo de mejorar su capacidad de adsorción (Ashrafi et al., 2014). Esta modificación es debida a la destrucción de los enlaces de hidrógeno que se presentan en los grupos –OH en la molécula de celulosa, confiriéndole mayor reactividad para unir otros grupos funcionales (Tang et al., 2019), así como el desarrollo de porosidad (Mamaní et al., 2019).

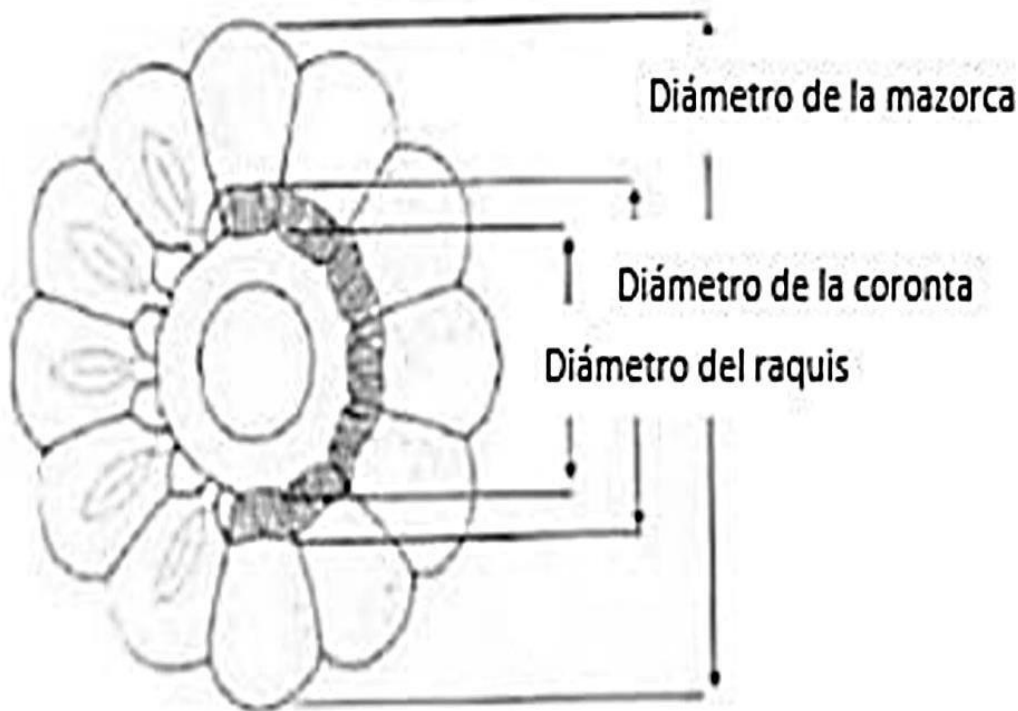
Estos procesos de modificación se pueden aplicar en residuos agrícolas provenientes de cultivos de la región Caribe como el maíz. El maíz (*Zea mays*) es el tercer cultivo de importancia en Colombia después del café y del arroz, según indicadores cerealistas (FENALCE, 2019). De los cultivos de maíz, el 50% de la biomasa se cosecha en forma de granos, correspondiendo el otro porcentaje a residuos como tallos, hojas, tusa (coronta), entre otros (Peñaranda et al., 2017). La coronta del maíz es un excedente agroindustrial abundante en la región, el cual puede ser potencialmente usado como material adsorbente y constituirse en una alternativa de remoción eficiente de colorantes, por su constitución lignocelulósica.

Atendiendo a la problemática en el ambiente que afecta la salud de los humanos, generada por el uso de colorantes y la disposición inadecuada de desechos agrícolas en municipios del Atlántico (Minagricultura, 2019), el presente estudio tuvo como propósito evaluar la capacidad adsorbente de la coronta de maíz granulada en índigo carmín en solución, por lo que se planteó como pregunta problema ¿Cuáles son las condiciones óptimas de remoción y de modificación química en que los materiales adsorbentes granulados obtenidos de la coronta del maíz, tendrán la mayor capacidad de adsorción de IC en una solución acuosa? Al dilucidar este interrogante, se obtuvo como resultado un adsorbente eficiente de bajo costo y fácil manejo, y que se puede emplear como alternativa en la solución de la problemática planteada, valorizando el residuo agroindustrial del maíz y disminuyendo el impacto ambiental generado por el IC en los ecosistemas acuáticos.

1. MARCO TEÓRICO

1.1. El maíz (*Zea mays*), características morfológicas.

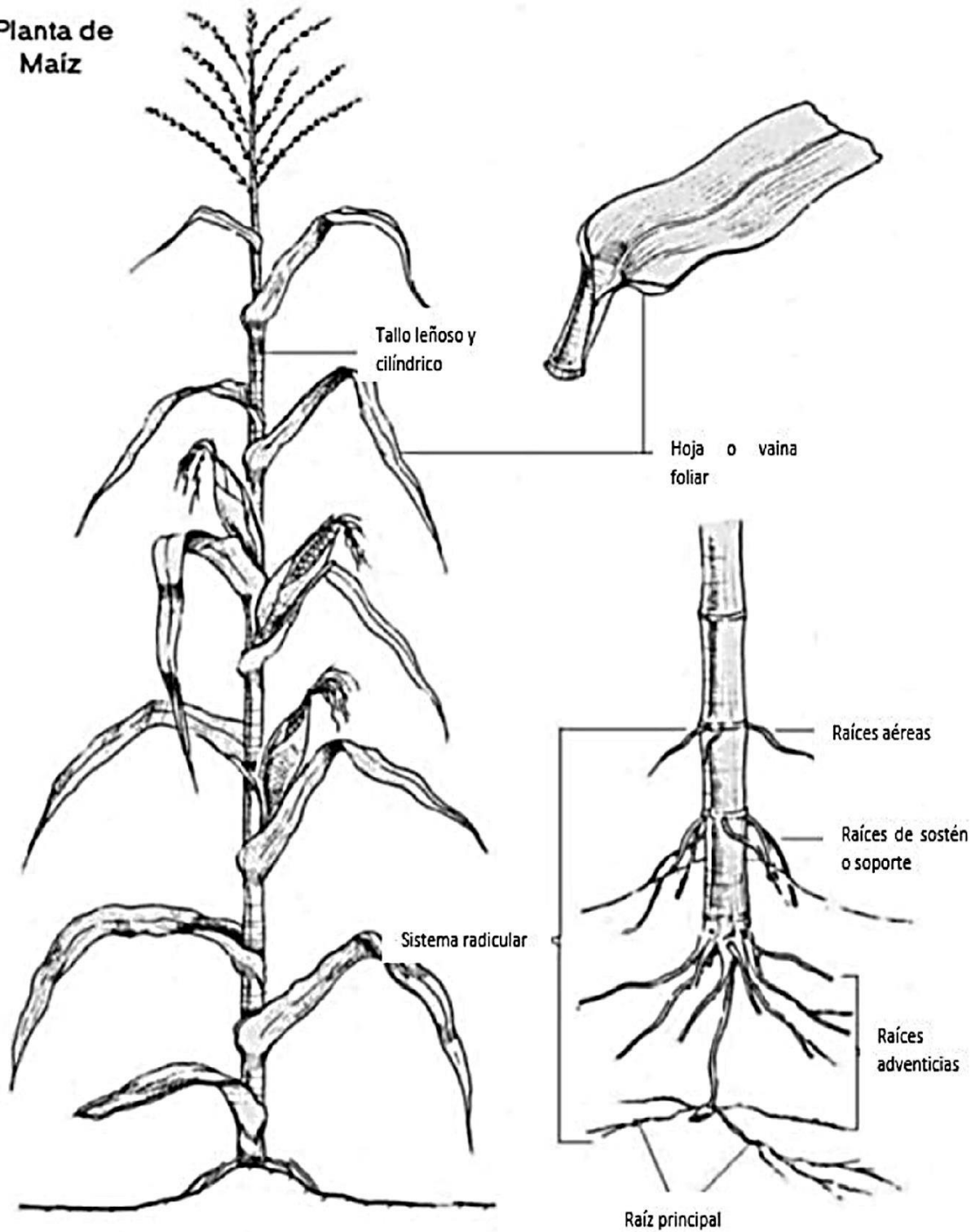
El maíz es una planta gramínea, monocotiledónea y monoica, con raíces fasciculadas y robustas con presencia de raíces adventicias que ayudan al anclaje de la planta, como se aprecia en la figura 2; su tallo puede alcanzar los cuatro metros de altura, con aspecto de caña y provisto de entrenudos, hojas alternas, paralelinervias provistas de vaina (Ortas, 2008). La mazorca constituye el fruto del maíz, el cual está constituido por el pedúnculo, parte de la coronta donde se adhieren los granos. La bráctea (cascarón), es la estructura que envuelve el fruto, evitando la pudrición del grano y la coronta por exceso de agua. La coronta (tusa), es el centro de la mazorca, contiene celulosa, hemicelulosa y lignina) y los granos o cariósides (Montiel and Romero, 2015) como se observa en la figura 1, formada por la médula (rica en carbohidratos) y el raquis.



Constitución de la coronta de maíz.

Figura 1. Constitución interna de la coronta de maíz. Tomado de: Conocimiento de la diversidad y distribución actual del maíz y sus parientes silvestres en México. Guía práctica para la descripción preliminar de colectas de maíz. 1991.

Planta de Maíz



Planta de maíz.

Figura 2. Partes de la planta de maíz (*Zea mays*). Tomado de: Taxonomía y Botánica de los Cultivos de Grano. Valladares, C. A. (2010).

1.2. Tintes textiles.

Los tintes textiles son compuestos colorantes que se fijan químicamente a las superficies donde se aplican (Joshi and Gururani, 2022). Se pueden clasificar teniendo en cuenta su estructura cromófora, color y método de aplicación en el índice de color (Benkhaya et al., 2020). Cada color posee una estructura química única que puede ser nombrada según su grupo cromofórico. El cromóforo cromogénico es un grupo de átomos que se encuentra en la estructura del tinte responsable de su color, mientras que el grupo de átomos unido al cromóforo conocido como auxocromo realza el color (Benkhaya et al., 2020). Los colorantes son identificados con un índice de color (C.I.) conformado por un nombre genérico y un número de constitución química ((Nikfar and Jaberidoost, 2014). En la tabla 1 se puede apreciar algunos ejemplos de colorantes con su estructura.

1.3. Aplicación industrial.

Colorantes dispersos: los colorantes dispersos (o plastosolubles) presentan una estructura azoica, y algunos son derivados de la antraquinona, los cuales son parcialmente solubles en agua, de carácter no iónicos y son utilizados para teñir fibras sintéticas (Nikfar and Jaberidoost, 2014).

Colorantes directos: los colorantes directos son compuestos aniónicos utilizados en la tinción de fibras celulósicas, la cual se realiza en un baño acuoso que contiene un electrolito (Benjelloun et al., 2021).

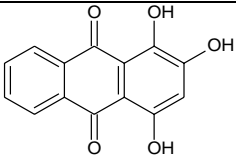
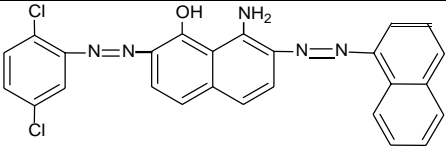
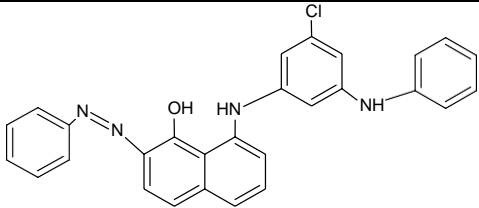
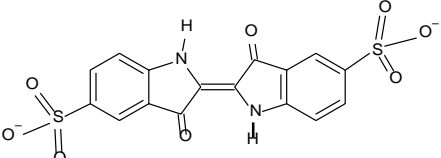
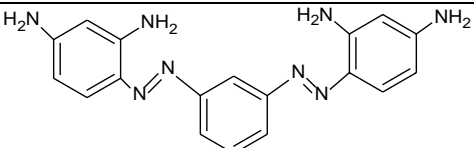
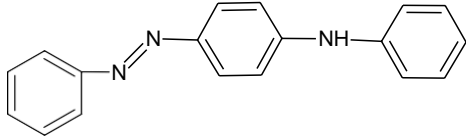
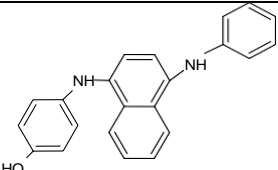
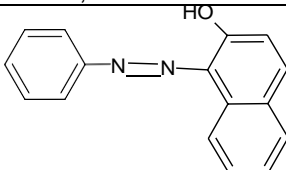
Colorantes reactivos: son colorantes aniónicos solubles que se unen a la fibra textil por enlaces covalentes lo que posibilita la coloración de fibras como el algodón y la lana. La transferencia del tinte a la fibra se facilita con la aplicación de NaCl o NaSO₄. El colorante reactivo se difunde dentro de la fibra, mejorando su fijación, lo que se logra por la reacción de grupos funcionales del colorante con los sitios de la fibra (Sharma et al., 2021).

Colorantes de tina: son colorantes solubles en agua caliente y algunos en carbonato de sodio, presentan una mejor solidez de color y propiedades de brillo; el índigo carmín pertenece a este tipo de colorantes (Sharma et al., 2021).

Colorantes básicos: son compuestos solubles en agua que producen cationes pigmentados en solución acuosa, usados en la tinción de papel, fibras sintéticas y en algunas aplicaciones médicas (Uddin et al., 2021).

Colorantes ácidos: son compuestos hidrosolubles utilizados para teñir fibras animales y algunos sintéticos. La coloración se realiza por la formación de enlaces iónicos entre el ácido sulfónico del colorante y los grupos aminos de la fibra textil (Benjelloun et al., 2021).

Tabla 1. Algunos ejemplos de estructuras de colorantes de aplicación industrial.

Clasificación de los colorantes.	
Colorantes	Ejemplos de estructuras de colorantes
Dispersos.	 <p>1,4-Dihidroxiantraquinona.</p>
Directo.	 <p>Verde directo-7</p>
Reactivo.	 <p>Rojo reactivo 239</p>
Tina.	 <p>Índigo carmín.</p>
Básicos.	 <p>Marrón básico 1</p>
Ácidos.	 <p>Naranja ácido IV</p>
Sulfuros.	 <p>Azufre verde brillante, CI 53570</p>
Azoicos.	 <p>Naranja A1</p>

Colorantes sulfuros: son utilizados para teñir fibras celulósicas (el 80% son colorantes negros) obtenidos por la sulfurización de compuestos orgánicos. Estos colorantes se convierten en leuco derivados del sodio, aplicados a la fibra, mediante reducción utilizando sulfuro de sodio (Benkhaya et al., 2020).

Colorantes azo: los colorantes azo son unos de los más usados en la industria textil. Presentan en su estructura uno o más grupos azoicos (N = N) que unen estructuras aromáticas sustituidas (Benjelloun et al., 2021).

1.4. Índigo carmín (IC).

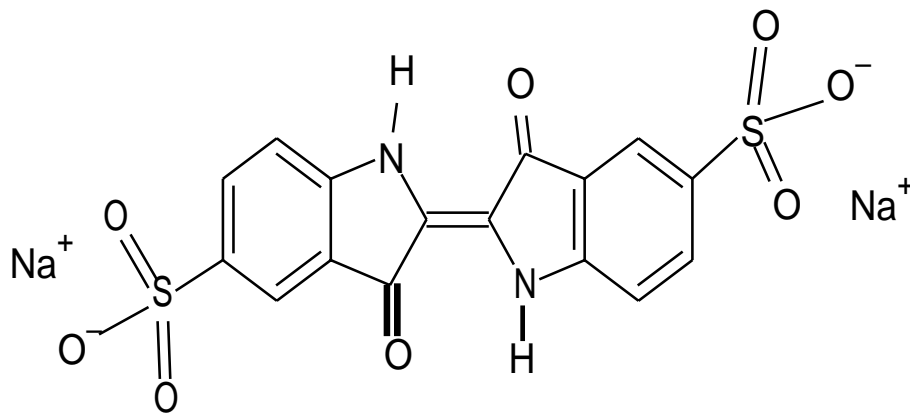


Figura. 3. Estructura del índigo carmín.

El IC es un compuesto orgánico sintético de fórmula molecular $C_{16}H_8N_2Na_2O_8S_2$, conformado por dos grupos importantes, SO_3 el cual se le atribuye la propiedad de solubilidad en agua y el grupo cromóforo, un sistema conjugado de un doble enlace carbono-carbono reemplazado por dos grupos N–H y dos grupos C=O, lo que le da a el compuesto su color característico (Arenas et al., 2017) como se aprecia en la figura 3. Presenta una masa molar de $466,35 \text{ g mol}^{-1}$, su solubilidad en agua ($25 \text{ }^\circ\text{C}$) es de 10 g L^{-1} y tiene una longitud de onda de máxima absorción de 610 nm (Khadhri et al., 2019). Por su afinidad con las fibras celulósicas, proteínicas, la seda y la lana, es usado como colorante en la industria textil, así como en alimentos, bebidas, cosméticos y aditivos de cápsulas farmacéuticas. Es un indicador de óxido-reducción en pruebas analíticas y se usa en tinciones microbiológicas (Naga Babu et al., 2019).

El índigo carmín al estar formado por anillos aromáticos, es un colorante visible que, al estar presente en un ecosistema acuático, reduce la penetración de la luz en el agua impidiendo la fotosíntesis de las plantas acuáticas. Además, como muchos compuestos aromáticos es altamente estable químicamente, lo que lo convierte en un

compuesto poco biodegradable (Harrache et al., 2019). Debido a sus propiedades, el índigo carmín es altamente tóxico y puede causar dificultades en la salud humana, como irritaciones en la piel y los ojos (Venkata Rao et al., 2020). Además, provoca cáncer, toxicidad reproductiva y de desarrollo neuronal y efectos cardiovasculares y respiratorios (Palma-Goyes et al., 2014). Para evitar que el IC llegue al ambiente a través del vertimiento, se deben aplicar tratamientos para su remoción, que pueden incluir métodos químicos, físicos y biológicos (Khadhri et al., 2019).

1.5. Procesos utilizados en la remoción de colorantes.

1.5.1. Procesos químicos-físicos.

Entre los procesos químico-físicos encontramos el de coagulación/floculación, que se efectúa en tres fases: la coagulación, la floculación y la sedimentación. La coagulación que es un proceso químico, desestabiliza las suspensiones coloidales neutralizando su carga; la floculación es un proceso físico que agrupa las partículas más pequeñas y en la sedimentación, se separan los flocs formados del agua (Collivignarelli et al., 2019).

La adsorción es otro proceso químico-físico que consiste en la transferencia de masa de un componente, que se adhiere a la superficie de un sólido, sin que haya mezcla íntima entre los átomos (Zhou et al., 2015). Este proceso se puede realizar con carbón activado y sobre otros materiales como la arcilla, la cáscara de coco, la zeolita, el aserrín, los cuales se consiguen con facilidad y a bajo costo (Singh et al., 2018). Por último, la filtración por membrana es un proceso de tratamiento físico que presenta como ventajas su alta resistencia a la temperatura y al entorno químico adverso y un alto rendimiento de remoción de colorante. Sin embargo, presenta como desventaja un alto costo en la eliminación de los residuos después de la separación, los altos costos de operación y su dificultad con alto caudal (Collivignarelli et al., 2019).

1.5.2. Procesos químicos.

Estos procesos de remoción se consideran costosos en comparación con los procesos biológicos y físicos, a excepción de la degradación electroquímica (Katheresan et al., 2018). En la tabla 2 se describen algunos procesos químicos frecuentemente aplicados.

1.5.3. Procesos biológicos.

Los tratamientos biológicos se consideran una solución alternativa ecológica y económica por la diversidad genética de la biomasa utilizada y versatilidad en la remoción de colorantes de aguas residuales (Pavithra et al., 2019). Los tratamientos biológicos comúnmente usados son la decoloración fúngica, la degradación microbiana, la adsorción por biomasa y la biorremediación, los cuales pueden degradar

los colorantes por vía metabólica o adsorción por biomasa de bacterias, hongos, levaduras, algas y plantas (Pavithra et al., 2019).

Tabla 2. Ventajas y desventajas de algunos procesos químicos de tratamiento.

Algunos tratamientos de aguas residuales con procesos químicos.			
Proceso químico.	Ventajas.	Desventajas.	Referencia.
Oxidación avanzada. Se usan métodos como la luz, calor, plasma y catalizadores, produciendo especies reactivas de oxígeno (radicales) con alto potencial redox que descompone el contaminante.	Eliminan los tintes en condiciones inusuales.	Forman subproductos indeseables dependiendo del pH.	(Kim et al., 2022) (Katheresan et al., 2018)
Electrocoagulación. Mediante mecanismos electroquímicos, químicos y físicos se disuelven iones metálicos catiónicos in situ mediante la oxidación de un ánodo utilizando corriente eléctrica y los electrodos disueltos producen una especie coagulante que desestabiliza y atrapa el contaminante, formando flóculos y precipitan, eliminando el contaminante.	Elimina colorantes solubles e insolubles.	Suele producir materiales peligrosos y hay un alto consumo de energía.	(Bote, 2021) (Gupta, 2009)
Reacción Fenton. Con reactivo Fenton catalizado con H ₂ O ₂ . Consiste en la reacción de una sal de hierro con peróxido de hidrógeno, produciendo radicales OH que oxidan compuestos orgánicos.	Elimina toxinas. Apropiado para aguas residuales con sólidos.	Genera lodos con hierro, la reacción toma largo tiempo y se da a pH bajo.	(Arts et al., 2021) (Joshi, et al 2004)
Ozonización. conlleva dos tipos de reacciones de oxidación, reacciones de ozono molecular (ozonólisis) o reacciones de radicales hidroxilos, dependiendo del pH y el tipo de contaminante. El contaminante estará sujeto al ataque electrofílico o de •OH.	No genera lodo y su reacción es rápida.	El ozono tiene una vida media aproximada de 20 min, puede producir subproductos tóxicos.	((Bilińska and Gmurek, 2021) (Salleh et al., 2011)
Irradiación ultravioleta. Utiliza luz UV que descompone las partículas de colorantes en el efluente.	No se producen lodos ni malos olores.	Hay un alto gasto de energía, es de alto costo y los tiempos del tratamiento son limitados.	(Katheresan et al., 2018)

1.6. Punto de Carga Cero (PCC).

El PCC se define como el valor de pH donde los sitios positivos y negativos en la superficie de un material adsorbente se encuentra en equilibrio, y es un parámetro

importante para determinar la afinidad particular de un determinado adsorbente por un adsorbato específico (Amaringo Villa, 2013).

La existencia de grupos funcionales en la superficie del material adsorbente hace que este interactúe con las partículas en solución, que presentan cargas eléctricas, lo que influye en el proceso de adsorción. Estas cargas eléctricas se cuantifican con la determinación del pH en el PCC, cuando el pH de la solución es menor que el PCC, el adsorbente estará cargado positivamente, en caso que el pH de la solución sea mayor que le PCC, el adsorbente estará cargado negativamente (Salleh et al., 2011).

La utilidad de determinar el PCC consiste en seleccionar el valor adecuado de pH al cual debe efectuarse el proceso de adsorción del colorante de forma eficiente, teniendo en cuenta que a $\text{pH} > \text{PCC}$ favorece la adsorción de colorantes catiónicos debido a la presencia de grupos funcionales como el COO^- y el OH^- ; mientras que a $\text{pH} < \text{PCC}$ se favorece la adsorción de colorantes aniónicos (Salleh et al., 2011).

1.7. Isotermas de adsorción.

Las isotermas de adsorción detallan el equilibrio en el proceso de adsorción a temperatura constante, el cual depende del adsorbato, del adsorbente y de las propiedades de la solución, como el pH, la fuerza iónica y la temperatura (Ray et al., 2020). Las isotermas de adsorción se forman cuando se crea un contacto entre el adsorbato y el adsorbente por un tiempo suficiente, en el que la concentración de la interfaz debe estar en equilibrio dinámico con la concentración de adsorbato existente en la solución (Al-Ghouti and Da'ana, 2020). Por las isotermas se pueden modelar los datos de adsorción de equilibrio e investigar los mecanismos de adsorción, la capacidad máxima de adsorción, al igual que las propiedades de los adsorbentes (Wang and Guo, 2020). Entre las isotermas usadas en procesos de adsorción de colorantes en solución, se encuentran las isotermas de Langmuir, Freundlich y BET (Benjelloun et al., 2021).

La isoterma de Langmuir es un modelo teórico que supone que la adsorción se realiza en una monocapa sobre una superficie homogénea, con un número finito de sitios idénticos y específicos de adsorción y con interacción despreciable entre las moléculas adsorbidas adyacentes (Figueroa et al., 2015).

El modelo de isoterma de Langmuir se representa matemáticamente con la expresión:

$$Q_e = \frac{Q_m \cdot K_L \cdot C_e}{1 + K_L \cdot C_e} \quad \text{ecuación 1.}$$

Donde Q_e representa la cantidad de adsorbato (mg) adsorbido por unidad de adsorbente (g), Q_m (mg g^{-1}), la capacidad máxima de adsorción, C_e (mg g^{-1}) representa la cantidad de adsorbato que queda en la solución en equilibrio y, K_L (L mg^{-1}) es la constante de isoterma de Langmuir (Weldon et al., 2022).

El modelo de Freundlich se aplica también a sistemas líquido-sólido, y considera que la superficie del adsorbente es heterogénea, y que los sitios de sorción tienen diferentes afinidades, ocupando primero las de mayor afinidad y luego el resto, este modelo tiene en cuenta que no hay interacción lateral entre las moléculas (Jemutai-kimosop et al., 2022).

La representación matemática de la isoterma de Freundlich se expresa de la siguiente manera:

$$Q_e = K_F \cdot (C_e)^{1/n} \quad \text{ecuación 2.}$$

En la ecuación, Q_e representa la cantidad de adsorbato (mg g^{-1}) adsorbido en el adsorbente en equilibrio, C_e la cantidad de adsorbato (mg g^{-1}) que permanece en la solución en equilibrio, K_F es la capacidad de adsorción (mg L^{-1}) del adsorbente y, n es la intensidad de adsorción (Jemutai-kimosop et al., 2022).

El modelo de isoterma de Elovich sugiere una quimisorción por multicapas, y los sitios de adsorción del adsorbente aumenta exponencialmente con la adsorción (Ray et al., 2020). La siguiente ecuación representa el modelo de isoterma de Elovich:

$$\ln \frac{Q_e}{C_e} = \ln K_E - \frac{Q_e}{Q_m} \quad \text{ecuación 3.}$$

Donde K_E es la constante de Elovich.

El modelo de isoterma de Radke-Prausnitz se basa en fundamentos termodinámicos en vez de un modelo isotérmico de cuerpo puro en particular, por lo que es posible integrar todos los modelos de isotermas de cuerpo puro. Entre las bases termodinámicas de este modelo se supone que el adsorbente es termodinámicamente inerte, con una superficie disponible invariante y equivalente para todos los compuestos; la fase absorbible se comporta como una solución ideal (Benjelloun et al., 2021).

Dependiendo de la concentración del adsorbato, el modelo de Radke-Prausnitz se reduce a diferentes isotermas, a baja concentraciones se reduce a la isoterma lineal y a altas concentraciones se reduce a la isoterma de Freundlich (Saravanan et al., 2020). El modelo de Radke-Prausnitz está representado por la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{q_{mRP} K_{RP} C_e}{(1 + K_{RP} C_e)^{mRP}} \quad \text{ecuación 4.}$$

Donde q_{mRP} es la máxima capacidad de adsorción Radke-Prausnitz (mg g^{-1}), K_{RP} es la constante de equilibrio Radke-Prausnitz y mRP es el exponente del modelo Radke-Prausnitz. Si $mRP = 0$, el modelo de Radke-Prausnitz se reduce a la isoterma de Langmuir (Saravanan et al., 2020).

El modelo de isoterma de Sips resulta de la combinación de los modelos de Freundlich y Langmuir que puede describir de mejor forma superficies heterogéneas. A concentraciones bajas de sorbato el modelo se reduce a la isoterma de Freundlich, mientras que a altas concentraciones de sorbato se reduce a la isoterma de Langmuir (Kuczajowska-Zadrożna et al., 2020). El modelo de isoterma de Sips se expresa con la siguiente ecuación:

$$q_e = \frac{q_{maxS} K_s C_e^{1/n_s}}{1 + K_s C_e^{1/n_s}} \quad \text{ecuación 5.}$$

Donde q_{maxS} es la capacidad máxima de adsorción del adsorbente (mg g^{-1}), K_s es la constante de la isoterma de Sips [$(\text{L mg}^{-1})^{1/n_s}$] y $1/n_s$ corresponde al exponente adimensional de Sips (Masinga et al., 2022).

El modelo Brunauer, Emmett y Teller (BET) se considera para representar la adsorción de gas a capas multimoleculares, al igual que en sistemas líquido-sólido, se aplica en el cálculo de las áreas específicas y la distribución de los tamaños de poro del material adsorbente. Este modelo sugiere que la adsorción es física en multicapas, homogénea, con energías de adsorción diferentes en cada capa, y para cada capa, la tasa de adsorción y desorción son iguales (Wang and Guo, 2020). La forma no lineal y lineal del modelo de isoterma BET se expresa respectivamente de la siguiente manera:

$$Q^e = \frac{Q_s C_{BET} C_e}{C_s - C_e (1 + (C_{BET} - 1) C_e / C_s)} \quad \text{ecuación 6.}$$

$$\frac{C_e}{Q_e (C_s - C_e)} = \frac{1}{Q_m C_{BET}} + \frac{(C_{BET} - 1) C_e}{Q_m C_{BET} C_s} \quad \text{ecuación 7.}$$

Donde C_{BET} es la isoterma de adsorción BET relacionada con la energía de interacción superficial (L mg^{-1}), C_s es la concentración de saturación de la monocapa de adsorbato (mg L^{-1}) y Q_s es la capacidad de saturación teórica de la isoterma (mg g^{-1}) (Benjelloun et al., 2021).

El modelo de Höll-Kirch es en esencia una isoterma de Freundlich, que, en alta concentración de adsorbato, puede alcanzar un máximo de adsorción y se expresa con la siguiente ecuación (Dhaouadi and M'Henni, 2008)

$$q = q_{max} \frac{K_{HK} C_e^n}{1 + K_{HK} C_e^n} \quad \text{ecuación 8.}$$

donde K_{HK} es el coeficiente de afinidad de Höll-Kirch (mg L^{-1})⁻ⁿ y n es el exponente.

1.8. Cinética de adsorción.

La adsorción se considera un proceso de transferencia de masa del contaminante en fase líquida o gaseosa hacia el adsorbente en fase sólida. El estudio cinético de adsorción nos brinda información acerca de la velocidad de adsorción, el rendimiento del adsorbente empleado y los mecanismos de transferencia de masa (Wang and Guo, 2020). Es importante conocer la cinética de adsorción para diseñar sistemas de adsorción. La cinética de adsorción contiene tres pasos que son: la difusión externa (transporte externo de masa), donde el adsorbato se transfiere a través de la película líquida alrededor del adsorbente; la difusión interna (difusión intraparticular) donde se difunde el adsorbato hacia los poros del adsorbente; y la adsorción del adsorbato en los sitios activos del adsorbente (Jamoussi et al., 2020).

Entre los modelos de cinética de adsorción encontramos el modelo de pseudo-primer orden, el cual considera que la fuerza impulsora del proceso de adsorción se debe a la diferencia entre la concentración del soluto adsorbido en el equilibrio y la concentración del soluto adsorbido a un tiempo establecido. La forma diferencial del modelo de pseudo-primer orden se representa con la siguiente ecuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 (q_e - q_t) \quad \text{ecuación 9.}$$

Integrando la ecuación anterior con las condiciones $q_0 = 0$ se obtiene:

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{ecuación 10.}$$

La forma linealizada de la ecuación de pseudo-primer orden se representa de la siguiente manera:

$$\ln (q_e - q_t) = -k_1 t \quad \text{ecuación 11.}$$

Donde q_e representa la capacidad de adsorción en el equilibrio (mg g^{-1}), q_t es la cantidad adsorbida del adsorbato en el tiempo t (mg g^{-1}), t es el tiempo de adsorción (h) y k_1 es la constante de velocidad de pseudo-primer orden (h^{-1}) (Wang & Guo, 2020b).

El modelo de pseudo-segundo orden, considera la capacidad de adsorción de equilibrio del sólido y se relaciona a un mecanismo en donde la adsorción ocurre en más de un sitio activo del adsorbente (Arroyo and Ruiz, 2018). También nos describe que la velocidad de adsorción es controlada por adsorción química (Jamoussi et al., 2020).

El modelo de pseudo-segundo orden se representa con la siguiente ecuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad \text{ecuación 12.}$$

La forma integrada del modelo de pseudo-segundo orden se representa con la siguiente ecuación:

$$q_t = \frac{-q_e^2 k_2 t}{1 + q_e k_2 t} \quad \text{ecuación 13.}$$

Donde k_2 es la constante de velocidad de pseudo-segundo orden ($\text{g mg}^{-1} \text{h}^{-1}$) (Wang & Guo, 2020b).

El modelo de difusión intraparticular, se basa en el transporte de soluto a través de la estructura interna de los poros del adsorbente y la difusión en el sólido, lo que indica que el adsorbente posee una estructura porosa homogénea (Pinzón-Bedoya and Villamizar, 2009). La siguiente ecuación representa el modelo de difusión intraparticular:

$$q_t = K_i t^{1/2} + C \quad \text{ecuación 14.}$$

Donde q_t es la cantidad de adsorbato adsorbido por unidad de masa de adsorbente en el momento t (mg g^{-1}), K_i es la constante de velocidad de difusión intraparticular ($\text{mg g}^{-1} \text{min}^{1/2}$) y C es la intersección de la recta con el eje de ordenadas, cuyo valor da una idea del espesor de la capa límite (Aichour et al., 2022).

El modelo de Elovich, se basa en que la energía de activación aumenta con el tiempo de adsorción y la superficie del adsorbente es heterogénea. Es un modelo empírico sin significados físicos definidos que comúnmente se utiliza para modelar la quimisorción de gas en sólido, pero también se ajusta a procesos de adsorción de contaminantes en soluciones acuosas (Wang & Guo, 2020b). El modelo de Elovich está descrito por la siguiente ecuación:

$$\frac{dq_t}{dt} = a e^{-bq_t} \quad \text{ecuación 15.}$$

y en su forma integrada, para las condiciones $q_0 = 0$ se obtiene:

$$q_t = \frac{1}{b} \ln \ln (1 + abt) \quad \text{ecuación 16.}$$

Donde a es la constante de velocidad de adsorción inicial del modelo de Elovich ($\text{mg g}^{-1} \text{h}^{-1}$), y b es la constante de velocidad de desorción del modelo de Elovich (g mg^{-1}) (Wang & Guo, 2020b).

1.9. Estudios de adsorción de colorantes con residuos agrícolas no modificados y modificados químicamente.

Los residuos agroindustriales poseen grupos carboxilos, hidroxilos y otros grupos reactivos, además una estructura porosa, que les permite ser usados como adsorbentes de contaminantes (Zhou et al., 2015). con el objetivo de mejorar su capacidad de adsorción y aumentar la cantidad de sitios activos en los materiales

adsorbentes preparados a partir de residuos agroindustriales, es común el uso de modificaciones químicas. Teniendo en cuenta lo anterior, se ha realizado la modificación de tallos de maíz con H_3PO_4 , en la síntesis de bioadsorbentes de colorantes, observándose adsorción por intercambio iónico y atracción electrostática entre el azul de metileno y el bioadsorbente (Tang et al., 2019), al igual que estudios de modificación de cáscaras de arroz con NaOH para adsorber rojo 81 y azul de metileno, alcanzando porcentajes de adsorción del 54 y 97% respectivamente (Ashrafi et al., 2014). En otra investigación se modificó cáscara de almendra (*Terminalia catappa*) con ácido nítrico para eliminar IC en solución acuosa, obteniendo como resultados una capacidad de adsorción experimental de $26,77 \text{ mg g}^{-1}$, con condiciones óptimas de pH 2, tiempo de contacto de 30 min y C_0 de 600 mg L^{-1} , los datos se ajustaron a una cinética de pseudo-segundo orden y la isoterma al modelo de Freundlich (Hevira et al., 2020).

También se destacan investigaciones de adsorción de índigo carmín a partir de biosorbente con cenizas a partir de cáscaras de arroz donde se obtuvo un mayor porcentaje de eliminación de IC a bajas C_0 de la solución, los datos del proceso de adsorción se ajustaron a una cinética de segundo orden y las isotermas se ajustaron a los modelos de Redlich-Peterson y Freundlich, y se obtuvieron capacidades de adsorción para IC de 29,3; 33,5; 40,3 y $65,9 \text{ mg g}^{-1}$ a 293, 303, 313 y 323 K, respectivamente (Lakshmi et al., 2009). En otra investigación con cáscara de nuez, se logró una captación máxima de $1,09 \text{ mg g}^{-1}$ y, los estudios cinéticos mostraron una cinética de pseudo-segundo orden (de Oliveira Brito et al., 2010). De igual manera se utilizó semillas de papaya carica, alcanzando porcentajes de adsorción de hasta 99%, los datos experimentales mostraron que el proceso se ajustaba al modelo cinético de Elovich, de pseudo-segundo orden, la isoterma de Langmuir-Freundlich y, el proceso de adsorción es espontáneo y exotérmico (Fatombi et al., 2019). También se realizó el estudio de la adsorción de IC en solución acuosa hojas de roble sedoso (*Grevillea robusta*) obteniéndose como resultados un porcentaje de eliminación que aumenta con el aumento del tiempo de contacto y la dosis del biosorbente y, disminuye con el incremento de las concentraciones iniciales de IC y pH. La capacidad de adsorción se estimó variando la C_0 de 20 mg L^{-1} , dosis de 8 g con tiempo de contacto de 40 min a 313 K y pH 6 (Venkata Rao et al., 2020). De igual forma se ha realizado investigaciones de remoción de colorantes aniónicos como el rojo de metilo y el naranja metilo, con mazorca de maíz cruda, dando como resultados una mayor adsorción de colorante en un medio ácido a pH 4 para el rojo metilo y pH 1 para el naranja metilo. La mayor capacidad de adsorción se obtuvo con $3,53$ y $6,09 \text{ mg g}^{-1}$ para el rojo metilo y el naranja metilo, respectivamente. El proceso de adsorción fue por fisisorción y los datos experimentales se ajustaron al modelo de Langmuir en ambos colorantes (Salih et al., 2022). En estas investigaciones de adsorción de índigo carmín con biomasa residual agrícola, se observó en forma general que, al disminuir factores como el pH, la dosis

de adsorbente, la concentración inicial del colorante y, el tiempo de contacto, la adsorción aumenta, en tanto que al aumentar la temperatura disminuía la adsorción del colorante.

1.10. Investigación de remoción de colorantes en Colombia.

Entre las investigaciones de eliminación de colorantes con biomasa de residuos agroindustriales, se ha dado a conocer el estudio de la adsorción del Rojo 40 con coronta de maíz, alcanzando porcentajes de adsorción de 90%, donde el proceso se describe con el modelo de Freundlich, la isoterma señaló la formación de multicapas sobre el adsorbente, adsorción de tipo físico; el proceso siguió una cinética de pseudo-segundo orden y el proceso fue espontáneo y endotérmico (Figueroa et al., 2015).

También se ha realizado la producción de materiales abrasivos elaborados con ceniza de la cáscara de arroz, para eliminar colorantes como el índigo carmín (Arenas et al., 2017). En esta investigación se obtuvo como resultado una dosis óptima de 40 g 300 ml⁻¹ en 300 min de remojo; una baja concentración inicial de adsorbente y el aumento de la temperatura favorece la eliminación del colorante; los estudios cinéticos siguen un modelo de pseudo-segundo orden, mientras que los datos de adsorción de equilibrio fueron representados adecuadamente por los modelos de adsorción de Langmuir, Freundlich, Langmuir-Freundlich y Redlich-Peterson, el proceso es endotérmico (Arenas et al., 2017).

En otra investigación, se adsorbió índigo carmín a partir de fibras de plátano obtenidas de pseudotallos tratados enzimáticamente, obteniéndose porcentajes de adsorción del 95% en 5 min. y se realizaron 6 ciclos con efectividad de 80% de adsorción (Mora et al., 2018).

HIPÓTESIS Y PREDICCIONES

Hipótesis nula

El adsorbente obtenido de la coronta del maíz modificada con KOH, posee la capacidad de adsorber el índigo de carmín en solución acuosa igual al adsorbente obtenido de la coronta de maíz sin modificar.

Hipótesis alternativa

El adsorbente obtenido de la coronta del maíz modificada con KOH, posee mayor capacidad de adsorber el índigo de carmín en solución acuosa que el adsorbente obtenido de la coronta de maíz sin modificar.

Predicciones

A menor pH de la solución de IC, mayor será el porcentaje de remoción de IC por parte de los adsorbentes.

A mayor dosis de adsorbente, la capacidad de adsorción de IC disminuirá, mientras que el porcentaje de remoción aumentará.

A menor concentración inicial de colorante, será mayor la capacidad de adsorción del material adsorbente.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo General

Determinar el potencial de adsorción del material adsorbente obtenido de la coronta de maíz (*Zea mays*) sin modificar y modificada con KOH, para remover índigo carmín en solución acuosa.

2.2. Objetivos Específicos

- Obtener de la coronta de maíz, un material adsorbente modificado químicamente con KOH, que mejore su capacidad de adsorción en pruebas experimentales de remoción de índigo carmín en solución acuosa.
- Precisar para cada material adsorbente, las condiciones experimentales óptimas de adsorción del colorante y de eliminación de la DQO. Mediante el estudio de pruebas experimentales de adsorción.
- Describir el desarrollo y la velocidad del proceso de adsorción del IC en solución acuosa, a través de la interpretación de la isoterma y la cinética de adsorción.

3. METODOLOGÍA.

3.1. Condiciones del procedimiento experimental.

3.1.1. Descripción del área de trabajo.

El desarrollo experimental se realizó en el laboratorio de investigación de Biotecnología de Microalgas, del grupo de Investigación en Biotecnología de Microalgas, Físico-química Aplicadas y Estudios Ambientales, adscrito a la facultad de Ciencias Básicas de la Universidad del Atlántico. Se verificaron las condiciones físicas de la locación y el estado de los equipos y materiales disponibles, para verificar su idoneidad antes de comenzar los ensayos.

Durante el desarrollo del procedimiento experimental se utilizó una malla # 40 de 425 µm de paso TEST SIEVE, para tamizar la coronta molida, se usó una estufa BINDER en el proceso de secado de la coronta de maíz. Las longitudes de onda para determinación de la concentración de IC se determinaron con un espectrofotómetro UV-VIS 1800 CPS-100 SHIMADZU. Y se empleó un agitador rotatorio EV:020 AVLAB para mantener las muestras agitadas durante los ensayos de adsorción.

3.2. Cultivo y recolección de la coronta de maíz.

La coronta de maíz se obtuvo de desechos de un local de preparación y ventas de productos alimenticios hechos con el grano de maíz ubicado en el centro de Barranquilla. El maíz proviene de los cultivos del municipio de Ponedera, Atlántico. Los desechos provenientes del deshoje y desgranado de la mazorca por parte de los comerciantes, son usados para alimento de animales y en otros casos, son desechados. Los residuos de mazorca de maíz obtenidos, fueron comprados a los comerciantes, verificándose la buena conservación de las corontas, para evitar su contaminación, fermentación y descomposición de la biomasa.

3.3. Preparación del material adsorbente a partir de la coronta de maíz.

Se seleccionaron los residuos de mazorca de maíz que presentaban buenas condiciones de conservación. Las hojas, las fibras y mazorcas descompuestas fueron desechadas. Se raspó la coronta con un cuchillo para desgranarla totalmente y, luego fue lavada con agua destilada para limpiar y evitar su fermentación. Luego de este procedimiento, se colocó a secar expuesta al Sol en una bandeja durante tres días, para permitir una deshidratación inicial natural. Pasado los tres días se verificó que no presentara humedad y se dio paso al proceso de molienda.

3.3.1. Procedimiento de la molienda de maíz.

La coronta de maíz inicialmente se molió en un molino convencional de cocina. Pero se observaron cambios en el color del material, tornándose grisáceo, debido a la contaminación de la muestra con partículas metálicas del molino. Por lo tanto, para evitar esta contaminación, se procedió a rayar la coronta con un rayador convencional de cocina para obtener el granulado. Una vez rayado el material, se guardó en una bolsa con sellado hermético y se procedió a tamizar.

3.3.2. Tamizado de la coronta de maíz.

La coronta secada y rayada es tamizada en un tamiz malla # 40 (425 μm) TEST SIEVE, se vierte el contenido de la bolsa con sellado hermético en el tamiz, se tapa y se procede a agitar uniformemente para obtener la coronta con el tamaño de granulado deseado.

3.3.3. Secado de la coronta de maíz.

La coronta de maíz ya tamizada se esparció sobre una bandeja metálica para someterla al secado en un horno con temperatura de 70 °C de manera constante durante 24 h (Hajam et al., 2019). Se debe tener en cuenta que no se debe exceder esta temperatura para evitar la desnaturalización de las proteínas o los cambios físico-químicos que puedan dañar la superficie del material y puedan afectar sus propiedades adsorbentes.

3.3.4. Almacenamiento de la coronta de maíz.

El material, después de sacado, se envasa en crisoles y se conserva en un desecador que evite la absorción de humedad, verificando que esté bien cerrado.

3.4. Análisis de modificación química con diseño Box-Behnken.

Se realizó un diseño experimental Box-Behnken, con el fin de determinar las mejores condiciones para modificar la coronta teniendo en cuenta como factores la concentración de la solución de KOH, la relación masa/volumen de adsorbente y el tiempo de contacto del adsorbente con la solución de KOH. En la tabla 3 se muestra el diseño de Box-Behnken, donde se detalla el número de tratamientos y las combinaciones de las variables independientes codificadas y naturales. La impregnación se realizó en un beaker de 100 mL de capacidad, luego del proceso de impregnación en cada tratamiento, se procede a lavar con agua destilada y se centrifuga a 4000 rpm por 15 min. hasta obtener un pH neutro en el efluente. El precursor obtenido es secado en un horno a 40 °C durante 24 h (Ashrafi et al., 2014). Los precursores modificados fueron sometidos a ensayos de remoción de IC en solución acuosa, teniendo en cuenta las condiciones de remoción en las que se

obtuvieron el mayor porcentaje de remoción con CMN, las cuales son pH 2, concentración inicial del IC 50 mg L⁻¹ y 30 min de contacto.

Tabla 3. Diseño Box-Behnken para el proceso de modificación química con KOH de la CM.

tratamiento	Diseño Box-Behnken de modificación de CM con KOH.					
	Variables codificadas			Variables naturales		
	m/v (n=10)	KOH (%)	h	m/v (n=10)	KOH (%)	h
1	-1	0	-1	1	2.75	4
2	1	0	-1	5	2.75	4
3	0	-1	-1	3	0.5	4
4	0	1	-1	3	5	4
5	0	0	0	3	2.75	14
6	-1	-1	0	1	0.5	14
7	1	-1	0	5	0.5	14
8	-1	1	0	1	5	14
9	1	1	0	5	5	14
10	0	0	0	3	2.75	14
11	0	0	0	3	2.75	14
12	-1	0	1	1	2.75	24
13	1	0	1	5	2.75	24
14	0	-1	1	3	0.5	24
15	0	1	1	3	5	24

m/v = relación masa/volumen, KOH (%) = concentración de KOH, h = tiempo de contacto en horas.

3.5. caracterización morfológica de los adsorbentes.

Se realizó un análisis morfológico de los adsorbentes CMN y CMM, al igual que el colorante IC (Salih et al., 2022). las muestras de los adsorbentes se colocaron sobre stubs metálicos con cinta adhesiva de carbón y recubiertas con oro. Se utilizó un Microscopio Electrónico de Barrido FEG (Field Emission Gun) QUANTA FEG 650, las imágenes fueron tomadas con las siguientes características: alto vacío, voltaje de aceleración 15 Kv. El detector para imágenes presenta las siguientes características: Electrones secundarios (SE): Everhart Thornley detector ETD y, Electrones retrodispersados (BSE): Back scattered electron detector (BSED) tipo SSD. En el análisis químico se utilizó el detector EDAX APOLO X resolución de 126.1 eV (en. Mn K α) para realizar el análisis EDS (Energy-Dispersive Spectroscopy), con voltaje de aceleración 15 kV. Además, los datos se analizaron con el software EDX Genesis, que revela información semi-cuantitativa de los elementos químicos presentes en las muestras.

3.6. Preparación de la solución de índigo carmín.

El colorante índigo carmín se compró en laboratorios ABC. Se preparó una solución acuosa de reserva de IC en un matraz de 1000 mL, con 1 g de IC y 1000 mL de agua destilada, a partir de esta solución se prepararon por dilución las concentraciones requeridas con las cuales se realizó los procesos de adsorción (Venkata Rao et al., 2020).

3.6.1. Barrido espectral de las soluciones de IC para determinación de la longitud de onda de máxima absorción.

Para determinar la longitud de onda de la absorbancia máxima, se prepararon cinco soluciones de IC a concentraciones de 120, 110, 100, 90 y 80 mg L⁻¹. Se realizó un barrido espectral a cada disolución en un equipo UV-VIS SHIMADZU para determinar la longitud de onda de máxima absorbancia del IC. (ver anexo 1).

3.6.2. Curva de calibración.

Para el procedimiento de la curva de calibración, se utilizó el espectrofotómetro UV/VIS para medir la absorbancia de las disoluciones de IC a diferentes concentraciones (80, 70, 60, 50, 40, 30, 30, 20, 10 y 5 mg L⁻¹) siguiendo la absorbancia a su longitud de onda de máxima absorción de 610 nm. (ver anexo 2)

3.7. Determinación del punto de carga cero (PCC).

La determinación del PCC se preparó en un beaker 500 mL de solución de NaCl 0,1 M se adicionó 25 mL de solución de NaCl 0,1 M en 11 tubos de ensayos falcon, las cuales se les modificaron el pH mediante acidificación con solución de HCl 0,1 M, y alcalinización con solución de NaOH 0,1 M, obteniendo pH desde 2 a 12, a cada muestra, posteriormente se le adicionó 0,1 g de adsorbente y se agitó en el agitador rotatorio a 200 rpm durante 24 h manteniendo constante la temperatura a 25 °C. Pasado este tiempo se filtró el sobrenadante y se procedió a medir el pH en cada muestra. La relación entre el pH inicial y la diferencia entre el pH final y el pH inicial, ΔpH , fue graficada para determinar el PCC (Harrache et al., 2019).

3.8. Estudio del efecto del pH de la solución de índigo carmín.

Para determinar el efecto del pH de la solución de IC en el proceso de adsorción, se establecieron como condiciones una concentración inicial de 50 mg L⁻¹ de solución de IC con un volumen de 25 mL y una dosis de adsorbente de tamaño de partícula de 425 μm de 0,1 g L⁻¹, ajustando el pH de 2, 4, 6, 8, 10 y 12 con soluciones de HCl 0,1 M y NaOH 0,1 M, y se mantuvieron en agitación a 200 rpm en un agitador rotatorio durante 2 h en tubos de ensayos falcon de 50 mL de capacidad a una temperatura de 25 °C (Hevira et al., 2020). Se realizó el procedimiento por duplicado para reducir el margen

de error. Luego se procedió a medir la absorbancia de cada muestra en el espectrofotómetro UV-VIS para establecer la concentración final.

3.9. Estudio del efecto de la dosis de adsorbente.

Para evaluar el efecto de la dosis de los adsorbentes CMN y CMM, se establecieron como condiciones experimentales con C_0 de 50 mg L^{-1} , un pH 2 en un volumen de 40 mL en tubos de ensayos falcon de 50 mL. Las dosis añadidas a cada tubo de ensayo variaron de 2, 4, 6, 8 y 10 g L^{-1} se sometió a agitación a 200 rpm. en un agitador rotatorio durante 2 h, pasado este tiempo se procedió a medir su absorbancia con el espectrofotómetro UV/VIS para calcular la concentración final (Fatombi et al., 2019).

3.10. Estudio de la cinética de adsorción.

Los estudios de cinética se realizaron añadiendo una dosis de 4 g L^{-1} de adsorbente sin modificar a un volumen de 200 mL de una solución de índigo de carmín con 50, 100, 150 y 200 mg L^{-1} de concentración inicial en un beaker de 600 mL a pH 2 en el proceso de adsorción con CMN y a pH 3 con CMM. La mezcla se sometió a agitación de 200 rpm en un agitador magnético, y se tomaron muestra de 3 mL a tiempos de 2, 4, 6, 8, 10, con intervalos de 2 min. y hasta 90 min, con intervalos de 5 min. A cada muestra se le midió la absorbancia con un espectrofotómetro UV/VIS y se calculó la concentración final (Tang et al., 2019). Los datos obtenidos fueron analizados utilizando los modelos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden, Elovich y difusión intraparticular para comprender las interacciones entre los iones de IC y los adsorbentes CMN y CMM, y predecir la relación entre la tasa de adsorción y el tiempo.

3.11. Estudio de la isoterma de adsorción.

Se determinaron las isoterma en el proceso de adsorción con CMN con concentraciones de solución de IC de 20 hasta 80 mg L^{-1} a pH 2, con dosis de 1 g L^{-1} , en un Erlenmeyer con volumen de solución de 40 mL. Se colocaron las muestras en un agitador orbital o shaker durante 30 min de agitación a 200 rpm. a una temperatura de $25 \text{ }^\circ\text{C}$. Luego se procedió a medir la absorbancia en cada muestra utilizando el espectrofotómetro UV/VIS (Khadhri et al., 2019). Este procedimiento también se realizó para determinar las isoterma del proceso de adsorción con CMM a un pH 3. Partiendo de estos datos, se realizaron los ajustes de los diversos parámetros de los modelos de Langmuir, Freundlich, Radke-Prausnitz y Sips, para estudiar la naturaleza de la adsorción.

La determinación de la isoterma se realizó en condiciones de pH 2 y 3 de la solución de índigo carmín, variando las concentraciones iniciales de 50-90 mg L, a una temperatura de $25 \pm 2^\circ\text{C}$. utilizando 0.4 g de adsorbente en cada prueba, durante 720 min (Khadhri et al., 2019). Se determinó la concentración final de IC en cada muestra usando el espectrofotómetro UV/VIS.

En todos los ensayos, para evaluar los resultados, la capacidad de adsorción de equilibrio (q) y el porcentaje de remoción de colorante se determinaron utilizando las ecuaciones 17 y 18 respectivamente (Salih et al., 2022).

$$q = \frac{(C_0 - C_e)}{W} \cdot V \quad \text{ecuación 17.}$$

$$\%Remoción = \left(\frac{C_0 - C_e}{C_0} \right) \cdot 100 \quad \text{ecuación 18.}$$

Donde q es la cantidad de colorante captada por los adsorbentes (mg g^{-1}); C_0 es la concentración de IC inicial puesta en contacto con el adsorbente (mg L^{-1}), C_e es la concentración de colorante (mg L^{-1}) después del procedimiento de adsorción por lotes, V es el volumen de solución de colorante (L) en contacto con el adsorbente y W es la masa (g) del adsorbente.

Se utilizó un ajuste no lineal para evaluar el modelo que mejor concordara con los datos experimentales, tanto cinéticos como de equilibrio, comparando el coeficiente de correlación (R^2), coeficiente de correlación ajustado (R^2_{adj}), chi-cuadrado y la suma residual de cuadrados (RSS) (Rezania et al., 2021). Las ecuaciones 19-22, representan las expresiones de R^2 y R^2_{adj} , chi-cuadrado reducido y RSS respectivamente.

$$R^2 = \left[\frac{\sum_i^n (q_{i,exp} - q_{i,model})^2}{\sum_i^n (q_{i,exp} - \bar{q}_{exp})^2} \right] \quad \text{ecuación 19.}$$

$$R^2_{adj} = 1 - (1 - R^2) \cdot \left(\frac{n_p - 1}{n_p - p} \right) \quad \text{ecuación 20.}$$

$$\text{chi cuadrado reducido} = \sum_i^n \frac{(q_{i,exp} - q_{i,model})^2}{n_p - p} \quad \text{ecuación 21.}$$

Donde $q_{i,model}$ es cada valor de q predicho por el modelo ajustado, $q_{i,exp}$ es cada valor de q medido experimentalmente, \bar{q}_{exp} es el promedio de q medido experimentalmente, n_p es el número de experimentos realizados y p es el número de parámetros del modelo ajustado (Prola et al., 2013).

Para definir cuál es el modelo que mejor se ajustan fue considerado el valor R^2_{adj} más cerca de la unidad. Chi-cuadrado reducido es la suma residual de cuadrados dividida por el grado de libertad (DOF) ($n_p - p$) (ecuación 21) (Ren et al., 2020). El cual es útil para evaluar punto a punto un modelo de adsorción cinética o de equilibrio dado, esto se debe a que para cada punto experimental hay un punto en el modelo que corresponde exactamente al punto en la curva del modelo. Cuanto menor sea chi-cuadrado reducido menor será la diferencia entre los valores q experimental y q teórico; por lo tanto, se espera el mejor ajuste (Ren et al., 2020).

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Después de adquirir el residuo agroindustrial en el mercado público de Barranquilla, y someterlo a los procesos de selección del material, lavado de la coronta con agua destilada, secado al Sol para deshidratarlo naturalmente, rallar la coronta y tamizarla en un tamiz malla # 40 ($425 \mu\text{m}$) como se describió en la metodología del estudio, se consiguió un material granulado como se muestra en la figura 4(a), con el cual se realizaron ensayos pertinentes para establecer las condiciones óptimas de adsorción como la caracterización morfológica, el PCC, el efecto del pH y efecto de la dosis. Luego de realizar estos estudios con la CMN, se procedió a modificar con KOH la coronta de maíz usando un diseño Box-Behnken con diferentes tratamientos, en la figura 4(b) se observa una muestra de coronta de maíz modificada (CMM). Las diferentes muestras modificadas y tamizadas con tamiz # 40, fueron sometidas a ensayos de remoción con las condiciones óptimas que se obtuvieron en los ensayos con CMN, con el objetivo de conocer el tratamiento que proporcionó CMM con el mejor porcentaje de remoción de IC en solución acuosa.

Al adsorbente CMM, también se le caracterizó morfológicamente y, al igual que el adsorbente CMN, se les realizó estudios de cinética y de equilibrio del proceso de adsorción como se describe en la metodología.



Figura 4. (a) Coronta de Maíz Natural (CMN) tamizada. (b) Coronta de Maíz Modificada (CMM) sin tamizar.

4.1. Modificación de la coronta de maíz con KOH.

La tabla 4 muestra el diseño de Box-Behnken aplicado en la modificación química con KOH a la coronta de maíz con los valores del % de remoción obtenidos en cada tratamiento. Se aprecia un mayor porcentaje de remoción en los valores intermedios, relación masa/volumen (m/v) 3, solución de KOH 2,75% y un tiempo de contacto entre el precursor y la solución de KOH 2,75% de 14h las condiciones de remoción a las que

se sometieron las muestras modificadas, fueron con las que se obtuvo el mayor porcentaje de remoción con la coronta sin modificar, pH 2, concentración inicial del IC 50 mg L⁻¹ y 30 min de contacto.

Tabla 4. Tratamientos de modificación y porcentajes de remoción.

% Remoción en los diferentes tratamientos de modificación.							
tratamiento	Variables codificadas			Variables naturales			Remoción (%)
	m/v (n=10)	KOH (%)	h	m/v (n=10)	KOH (%)	h	
1	-1	0	-1	1	2,75	4	28,9202
2	1	0	-1	5	2,75	4	35,8690
3	0	-1	-1	3	0,5	4	33,8716
4	0	1	-1	3	5	4	18,6518
5	0	0	0	3	2,75	14	82,3440
6	-1	-1	0	1	0,5	14	59,1381
7	1	-1	0	5	0,5	14	70,4344
8	-1	1	0	1	5	14	63,3549
9	1	1	0	5	5	14	73,2798
10	0	0	0	3	2,75	14	82,3440
11	0	0	0	3	2,75	14	68,1370
12	-1	0	1	1	2,75	24	4,59933
13	1	0	1	5	2,75	24	24,8303
14	0	-1	1	3	0,5	24	16,4346
15	0	1	1	3	5	24	4,76696

m/v = relación masa/volumen, KOH (%) = concentración de KOH, h = tiempo de contacto en horas.

Los resultados del análisis estadístico indican que el modelo lineal no se ajusta bien (valor p es mayor que 0,05), mientras que el modelo cuadrático sí presenta un buen ajuste (valor p de 0,014) por lo tanto es utilizado para los siguientes análisis (ver anexo 3). También podemos notar que la concentración de KOH no afecta la remoción (valor de p=0,18, es mayor de 0,05) lo que hace necesario repetir el modelo descartando el porcentaje de KOH con la finalidad de mejorar el modelo polinomial de ajuste, lo que se relaciona en la tabla 5. El modelo cuadrático presenta un buen ajuste (valor p < 0,05) y se aprecian mejoras significativas en el R² ajustado (71,42%). Los factores C² (tiempo x tiempo) y AC (relación m/v x tiempo) tuvieron un efecto significativo en la remoción del IC en solución.

La ecuación de regresión polinomial que se obtiene de acuerdo con los factores seleccionados es la siguiente:

$$\%R = 69,43 + 0,86 A + 2,94 C + 3,24 A^2 - 44,87 C^2 - 19,22 AC \quad \text{ecuación 22.}$$

%R = porcentaje de remoción de IC.

El objetivo de la ecuación 22, es replicar los resultados obtenidos de la interacción de las variables independientes (relación m/v y tiempo) con respecto a la variable dependiente (% variabilidad en la respuesta del porcentaje de remoción de IC) (ver anexo 4) que indica que el modelo presenta un R^2 ajustado de 71,42% cuando hay diferentes cantidades de variables. Para fines de optimización el valor de R^2 ajustado debe estar por encima del 70% (Gutiérrez Pulido and de la Vara Salazar, 2016).

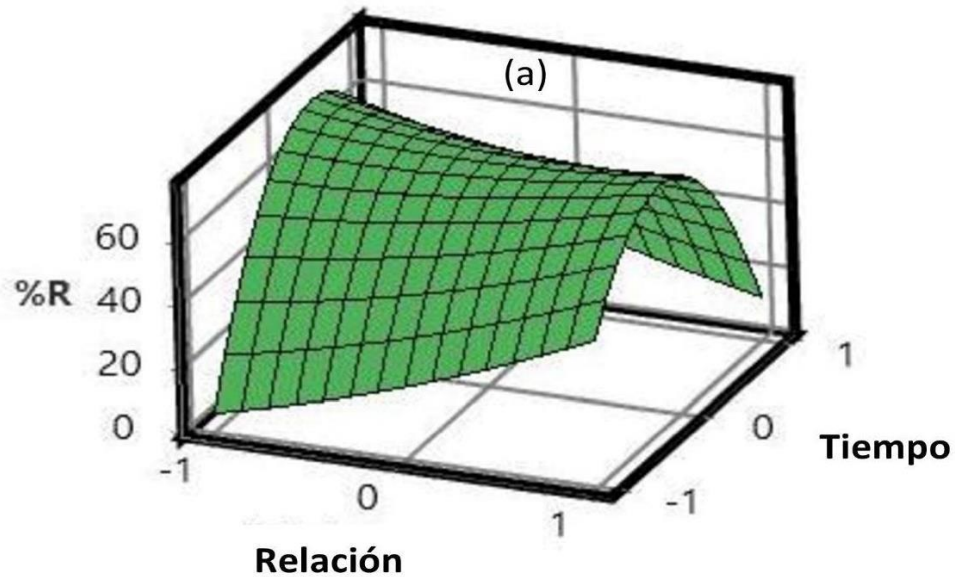
Por medio de la metodología de superficie de respuesta podemos conocer los valores óptimos de los factores para la adsorción del IC, utilizando una técnica matemática con el software Desing-expert versión 7.0.0. El gráfico de respuesta de la figura 5(a) muestra la relación cuadrática entre el tiempo y el porcentaje de remoción, mientras que el gráfico de contorno de la figura 5(b) básicamente es una proyección en 2D del gráfico 5(a). Las zonas verdes oscuro demuestran que para el valor intermedio de tiempo (14 h) y los valores de relación de KOH extremos (0,5 y 5) los valores de remoción son máximos.

Tabla 5. Análisis de varianza y de regresión múltiple para la remoción de IC después de la eliminación de parámetros estadísticos no significativos.

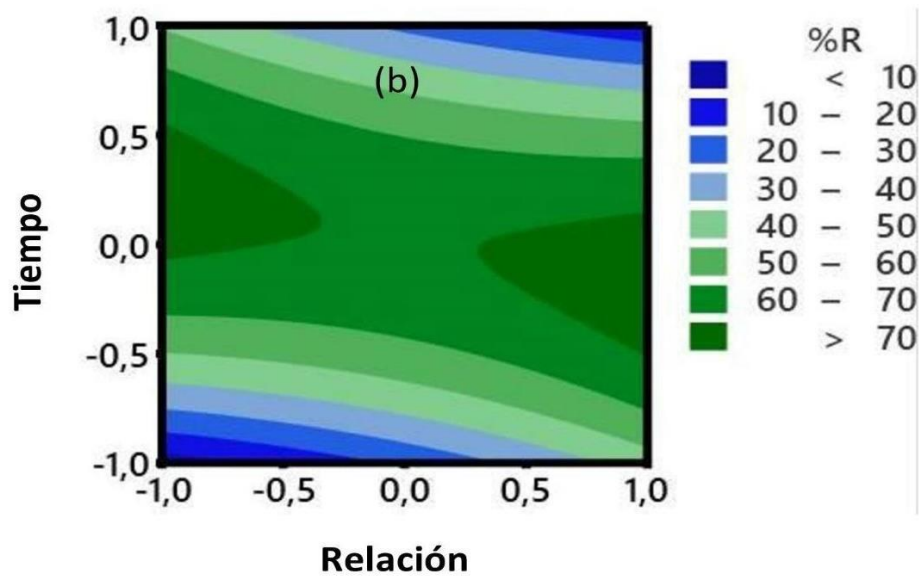
Análisis de varianza y de regresión múltiple.					
Fuente	Grado de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	coeficiente F	Valor p
Modelo	5	9186,3	1837,26	8,00	0,004
Lineal	2	74,8	37,41	0,16	0,852
A	1	5,9	5,90	0,03	0,876
C	1	68,9	68,91	0,30	0,597
Cuadrado	2	7634,6	3817,32	16,62	0,001
A ²	1	39,1	39,07	0,17	0,690
C ²	1	7479,4	7479,38	32,56	0,000
Interacción de 2 factores	1	1476,9	1476,86	6,43	0,032
AC	1	1476,9	1476,86	6,43	0,032
Error	9	2067,3	229,70		
Falta de ajuste	7	1932,7	276,10	4,10	0,210
Error puro	2	134,6	67,31		
Total	14	11253,6			

S = 15,1560; R^2 = 81.63%; R^2 ajustado = 71,42%

El valor óptimo del porcentaje máximo se consigue cuando el tiempo es -0.189, que equivale a 4,75 h y una relación de 1 que corresponde a 5:10, lo que da como resultado la mayor eficiencia (71,42%) de adsorción.



Superficie de respuesta de % de remoción.



Contorno de respuesta de superficie de % de remoción.

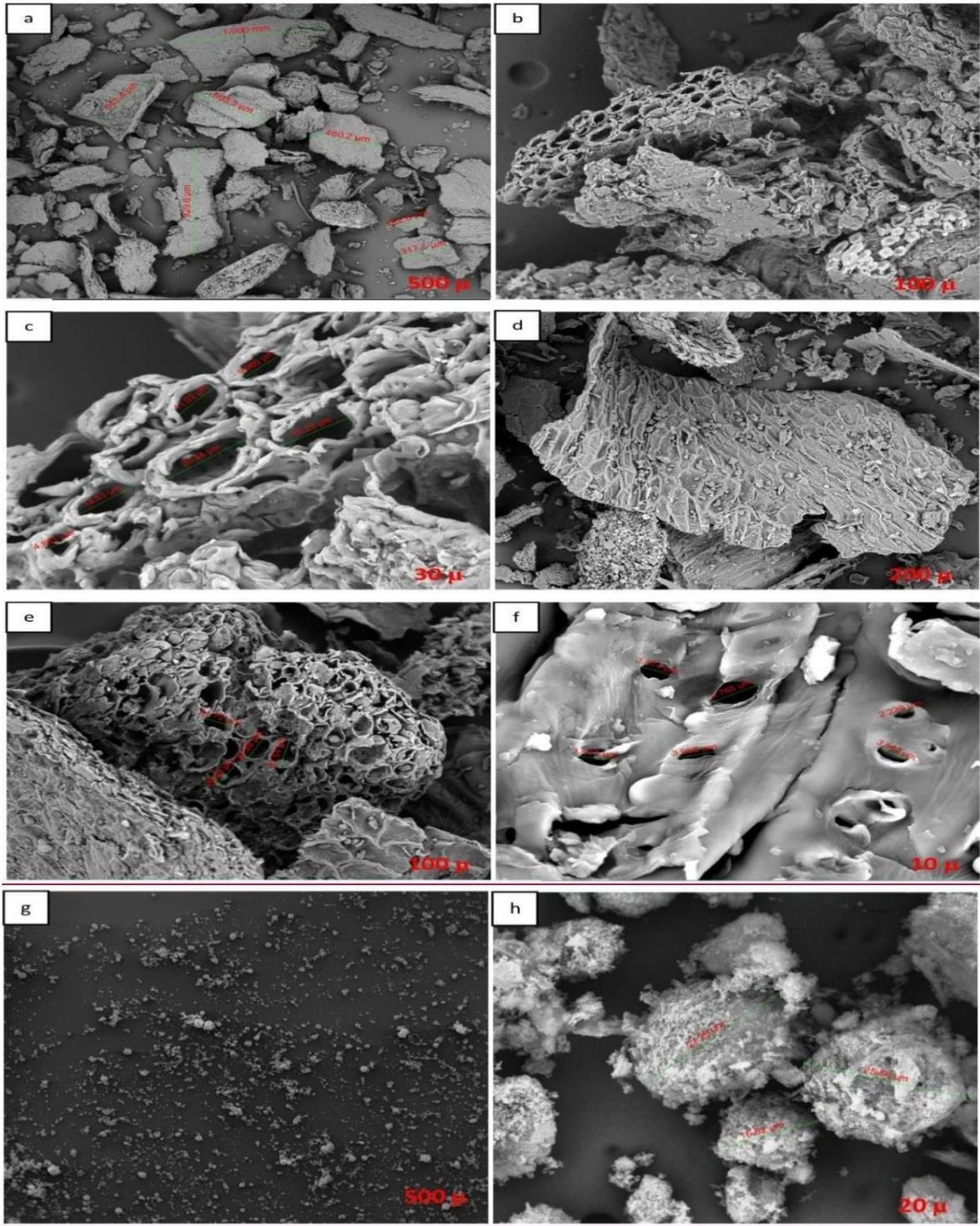
Figura 5. (a) gráfico de superficie de porcentaje de remoción de IC vs. Tiempo; relación. (b) gráfica de contorno de porcentaje de remoción de IC vs. tiempo; relación.

4.2. Caracterización morfológica.

Se realizó un análisis de la superficie morfológica con microscopía electrónica de barrido (SEM) junto con espectroscopia de rayos X con dispersión de energía (EDX)

del adsorbente granulado de coronta de maíz natural (CMN) y modificada (CMM). En la figura 6(a) y (b) se muestra los diferentes tamaños de las partículas del granulado que van desde 180 a 1000 μm aproximadamente con forma irregular. También se aprecia en la figura 6(c), que la superficie de CMN es rugosa y presenta grietas con un diámetro aproximado de 5 a 20 μm . Esta característica de la superficie facilita el proceso de adsorción. Un estudio similar de adsorción de colorantes con biomasa de mazorca de maíz cruda, analizó la superficie de esta biomasa, y describe una superficie con las misma característica agrietada y porosa al adsorbente de este estudio (Salih et al., 2022). En las imágenes de las figuras 6(d), (e) y (f), muestra que el adsorbente CMM conserva una superficie rugosa, así como grietas con diámetros que van desde los 2 a 32 μm aproximadamente, lo que puede deberse a la modificación química con KOH. Teniendo en cuenta que la coronta del maíz está constituida por celulosa, hemicelulosa y lignina, estos en contacto con una solución alcalina como el KOH, experimentan cambios como la hidrólisis de la hemicelulosa, la despolimerización de la lignina, y la ruptura de los enlaces covalentes entre los componentes de la lignocelulosa, afectando sus características moleculares y morfológicas de la celulosa, así como cambios en su cristalinidad, accesibilidad, estructura de los poros y dureza. Al modificar la coronta con solución de KOH, varía las propiedades químicas y mecánicas, al igual que limpia impurezas en su superficie lo que puede revelar grupos funcionales como el hidroxilo (Ashrafi et al., 2014).

El análisis SEM-EDX informa los elementos presentes en los adsorbentes, los cuales muestran porcentajes aproximados, teniendo una mayor proporción el carbono y el oxígeno. Los elementos potasio, nitrógeno, magnesio, calcio y silicio presentan una menor proporción. En CMM hay presencia de cloro, pero no de magnesio y se aprecia un ligero aumento en la proporción de oxígeno que puede deberse a la revelación de grupos funcionales hidroxilo o carboxilo. También se analizó la morfología del índigo de carmín en polvo, mostrado en las imágenes de la figura 6(g) y (h), en donde se observa aglomeraciones del material con aspecto irregular en la superficie, apreciándose tamaños hasta 48 μm aproximadamente. En el anexo 5 se detallan los elementos carbono, oxígeno, azufre y sodio en mayor proporción y nitrógeno y cloro con menor proporción en su composición química.

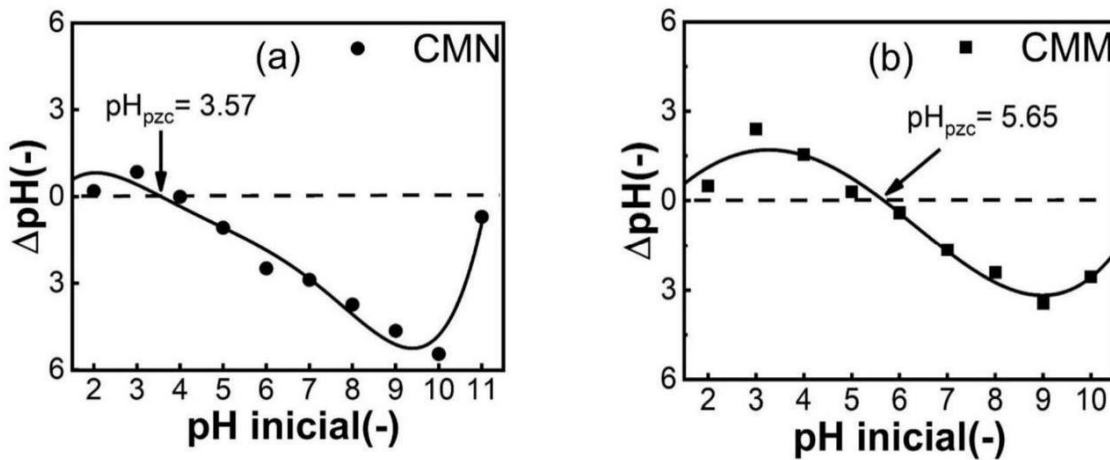


Análisis morfológico por SEM.

Figura 6. Análisis morfológico de los adsorbentes por SEM. a, b y c SEM de CMN. d, e y f SEM de CMM. g y h SEM de IC.

4.3. Resultados del punto de carga cero (PCC) y efecto del pH.

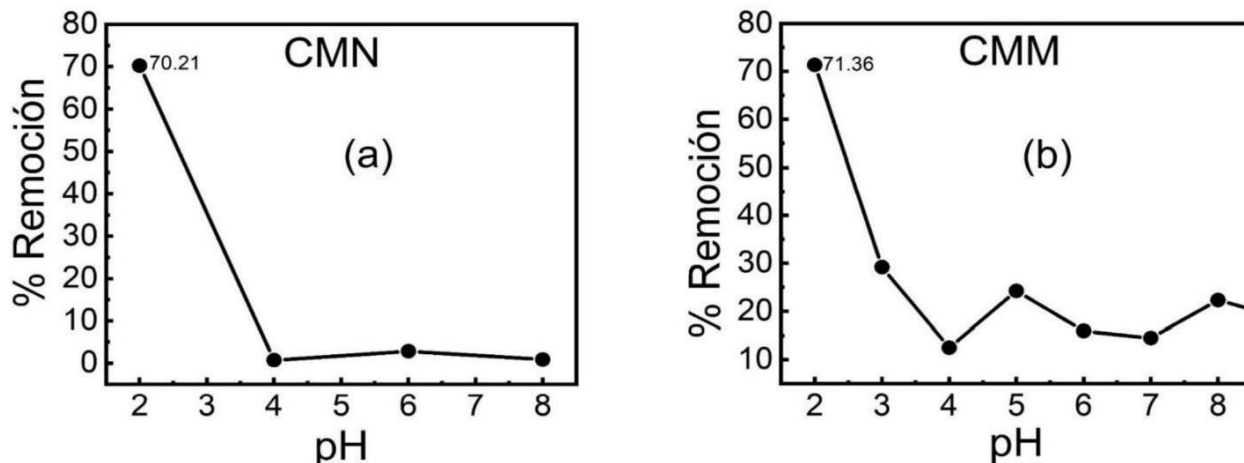
El PCC determinado para CMN fue de 3,57 como se aprecia en la figura 7(a), por encima de este pH la superficie del material adsorbente estará predominantemente de forma negativa y, por tanto, con mayor capacidad para interactuar con especies catiónicas. Por debajo de este pH se favorecerá la interacción con especies como el índigo de carmín por la positividad en la superficie del adsorbente. El punto de carga cero del CMM es mayor (PCC=5,65), como se aprecia en la figura 7(b), lo cual representa una ventaja, al demostrar que el material modificado puede trabajar en un rango de pH más.



PCC de CMN y CMM.

Figura 7. (a) gráfico de determinación de PCC de CMN. (b) gráfico de determinación de PCC de CMM.

El efecto del pH en la adsorción de IC en solución acuosa con los adsorbentes CMN y CMM, se observan en la figura 8, que muestra la gráfica del pH de la solución vs. el porcentaje de IC removido. En CMN, figura 8(a), se aprecia que el mayor porcentaje de remoción de 70 % se presentó a pH 2, para luego disminuir a 2 % a pH 4. En CMM, figura 8(b), se observa algo similar, el máximo porcentaje de remoción se encuentra a pH 2 con 71 % y disminuye a 12 % a pH 4. Luego se eleva un poco a pH 5, donde alcanza un porcentaje de remoción de 24 %, para luego volver a disminuir. Este análisis corrobora los resultados obtenidos del PCC en CMN de 3,57 y CMM de 5,65, lo que indica que la carga superficial es positiva por debajo de estos valores de pH, lo que facilita la formación de enlaces con especies aniónicas, generando enlaces entre el grupo amino de los adsorbentes y los grupos sulfonatos del IC. por lo tanto, se establece que el pH para el desarrollo de este estudio debe ser de 2 para CMN y de 3 para CMM al presentar un rango más amplio que CMN.

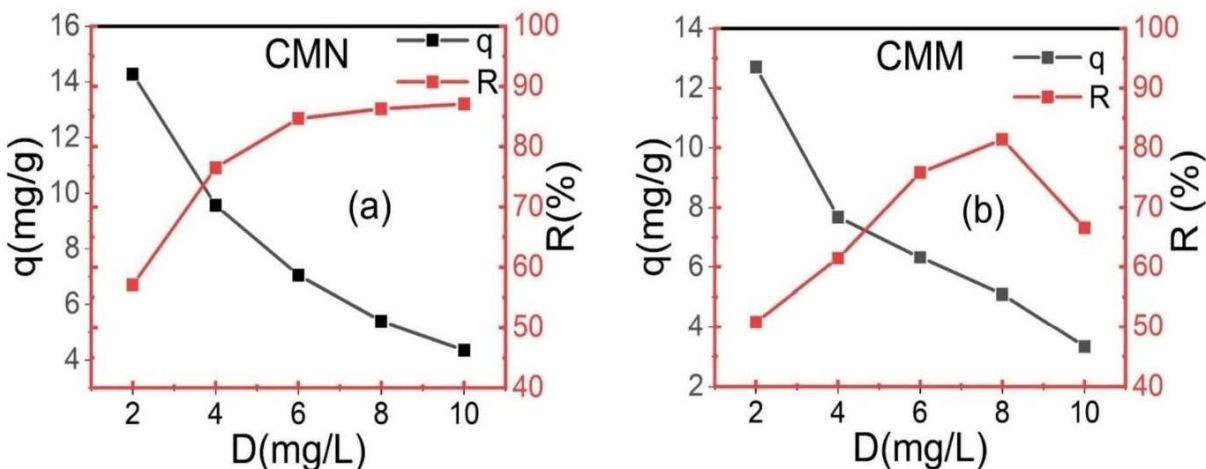


Efectos del pH de la solución de IC en el porcentaje de remoción.

Figura 8. Efectos del pH de la solución de IC en el porcentaje de remoción. (a) con adsorbente CMN, (b) con adsorbente CMM.

4.4. Efecto de la dosis de adsorbente.

En la gráfica de la figura 9(a) se observa que a medida que aumenta la dosis de adsorbente CMN la remoción de colorante aumenta, pasando de 56 % cuando la dosis de adsorbente es de 2 g L⁻¹ a 87% para dosis de adsorbente de 10 g L⁻¹. aunque no se observa diferencia significativa en la remoción para dosis superiores a 6 g L⁻¹. Por otro lado, la capacidad de remoción (q) disminuye a medida que aumenta la dosis de adsorbente; pasando de 14 mg g⁻¹ para 2 g L⁻¹ de adsorbente a 4 mg g⁻¹ cuando la dosis alcanza los 10 g L⁻¹.



Capacidad de remoción (q) y porcentaje de remoción (%) de los adsorbentes.

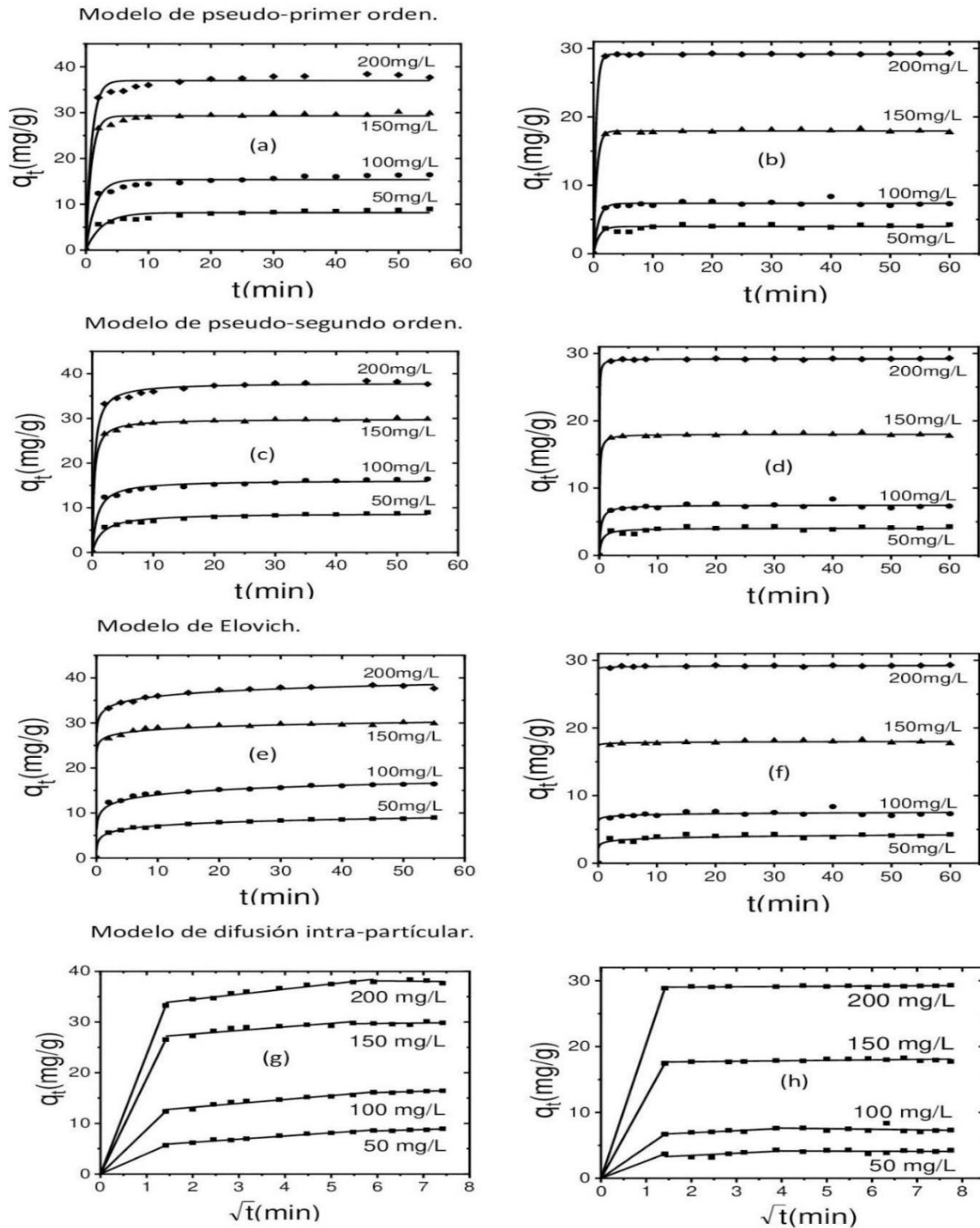
Figura 9. Gráficos de capacidad de remoción (q) y porcentaje de remoción (%) de los adsorbentes. (a) de CMN. (b) de CMM.

Mientras en el caso del adsorbente CMM, en la figura 9(b) se observa que a medida que aumenta la dosis de adsorbente la remoción de colorante aumenta, pasando de 50 % cuando la dosis de adsorbente es de 2 g L⁻¹ a 81% para dosis de adsorbente de 8 g L⁻¹. aunque no se observa diferencia significativa en la remoción para dosis superiores a 6 g L⁻¹. Por otro lado, la capacidad de remoción (q) disminuye a medida que aumenta la dosis de adsorbente; pasando de 13 mg g⁻¹ para 2 g L⁻¹ de adsorbente a 3 mg g⁻¹ cuando la dosis alcanza los 10 g L⁻¹. Por lo tanto, se seleccionó la dosis de 4 g L⁻¹ de CMN y de 5 g L⁻¹ de CCM para ensayos futuros, considerando que estas dosis permiten alcanzar una remoción de colorante significativa y una capacidad de adsorción alta. Ver anexo 3 donde se comparan estos resultados con otros estudios de adsorción de IC carmín con biomasa.

4.5. Modelado de las cinéticas de adsorción.

Se analizaron los datos de capacidad de adsorción en función del tiempo y se obtuvieron parámetros de los modelos cinéticos de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden, Elovich y difusión intraparticular en el proceso de adsorción de IC en solución con CMN y CMM. La velocidad de adsorción es mayor en los primeros 10 min para luego disminuir hasta alcanzar el equilibrio aproximadamente a los 20 min en todos los experimentos, como se observa en la figura 10. La tabla 6 muestra que los datos de capacidad de adsorción presentan un ajuste al modelo de pseudo-primer orden ligeramente inferior en concentraciones bajas (50 y 100 mg L⁻¹) en comparación con concentraciones altas (150 y 200 mg L⁻¹). Los coeficientes de correlación, R², en el primer caso están entre 0,91 y 0,97, mientras que en el segundo caso son superiores a 0,99.

El modelo de pseudo-segundo orden mostró mejores resultados de ajuste (R² > 0,99). Sin embargo, se observó la misma tendencia a bajas y altas concentraciones. Estos resultados sugieren la coexistencia de los procesos de pseudo-primer y pseudo-segundo orden en concentraciones altas (Yang et al., 2016). A menores concentraciones los procesos son todos de pseudo-segundo orden. El modelo cinético de pseudo-segundo orden, se basa en el supuesto de que el paso limitante de la velocidad puede ser la quimisorción (Arenas et al., 2017). Asimismo, nos sugiere que el sorbato se adsorbe en dos sitios activos de la biomasa (Benjelloun et al., 2021). Se ha reportado procesos de adsorción de colorante y metales en superficies sólidas, en las cuales la adsorción sigue un modelo de pseudo-primer orden en las primeras etapas del proceso, sin embargo, durante un tiempo prolongado del proceso, el modelo de pseudo-segundo orden proporcionó un mejor ajuste (Aurich et al., 2017). El modelo de Elovich también presentó un buen ajuste, sugiriendo que el proceso de quimisorción viene acompañado de interacción entre los adsorbatos (Largitte and Pasquier, 2016) o que la superficie del adsorbente es heterogénea (Wang and Guo, 2020b).



Estudio de cinética del proceso de adsorción de IC con CMN y CMM.

Figura 10. Estudio de cinética en el proceso de adsorción de IC, se observan los ajustes del modelo de pseudo-primer orden en (a) CMN y (b) CMM; el modelo de pseudo segundo orden en (c) CMN y (d) CMM, el modelo de Elovich en (e) CMN y (f) CMM y el modelo de difusión intraparticular en (g) CMN y (h) CMM.

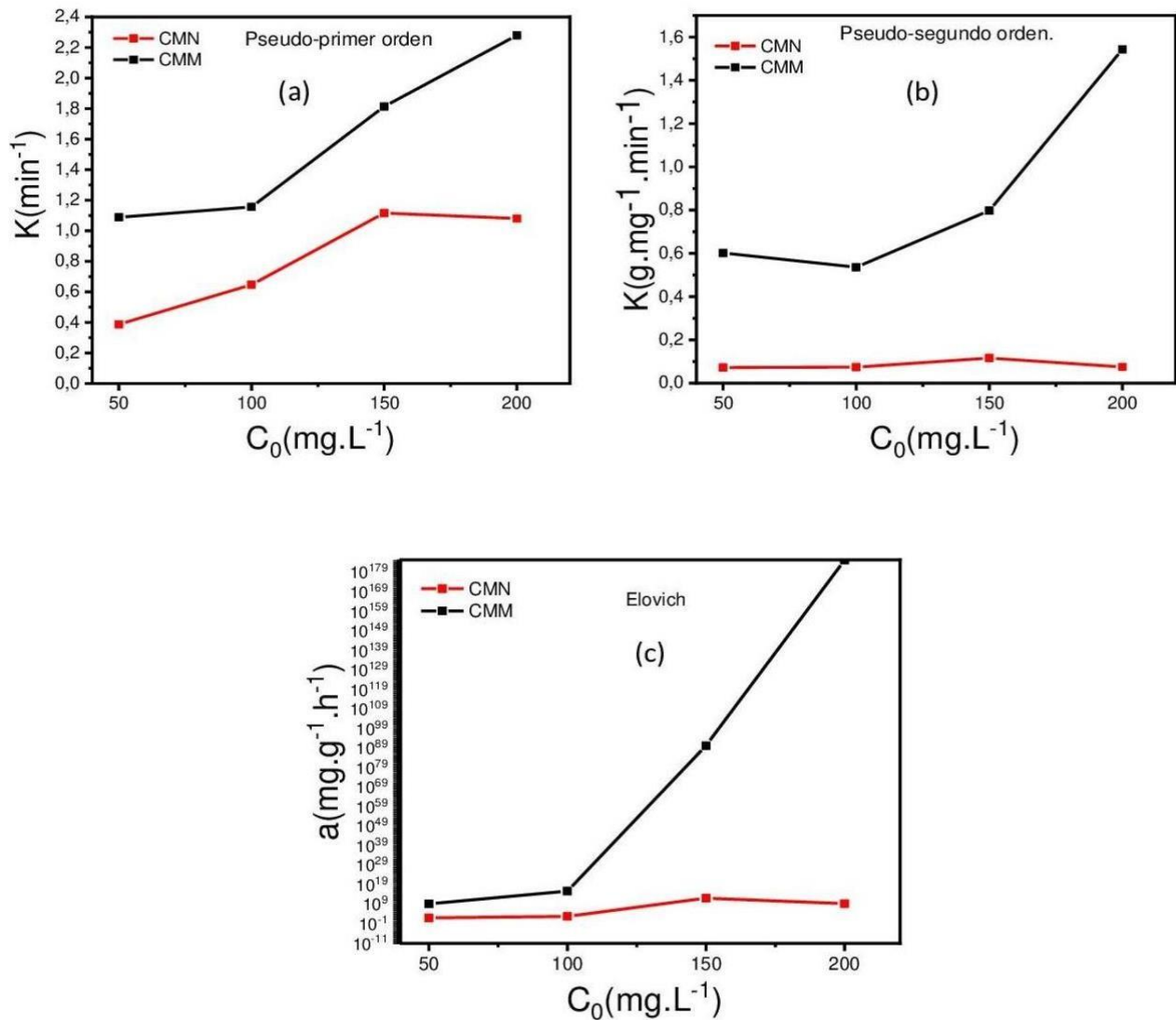
Tabla 6. Parámetros cinéticos para la remoción de IC con CMN y CMM (T=298 K; t=2 h; C₀=50–200 mg L⁻¹; m=4 g L⁻¹; agitación=200 rpm; pH=2 en CMN y pH=3 en CMM)

Parámetros cinéticos.						
Pseudo-primer orden.						
Coronta natural.				Coronta modificada.		
C ₀ (mg L ⁻¹)	q _e (mg g ⁻¹)	K ₁ (min ⁻¹)	R ²	q _e (mg g ⁻¹)	K ₁ (min ⁻¹)	R ²
50	8,162 ± 0,215	0,387 ± 0,064	0,913	3,961 ± 0,095	1,088 ± 0,399	0,894
100	15,37 ± 0,28	0,647 ± 0,105	0,949	7,353 ± 0,093	1,156 ± 0,244	0,968
150	29,27 ± 0,19	1,116 ± 0,11	0,992	17,93 ± 0,054	1,814 ± 0,215	0,998
200	36,96 ± 0,36	1,080 ± 0,148	0,985	29,17 ± 0,022	2,28 ± 0,138	0,999
Pseudo-segundo orden.						
Coronta natural.				Coronta modificada.		
C ₀ (mg L ⁻¹)	q _e (mg g ⁻¹)	K ₂ (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	R ²	q _e (mg g ⁻¹)	K ₂ (g mg ⁻¹ min ⁻¹)	R ²
50	8,745 ± 0,162	0,072 ± 0,011	0,973	4,042 ± 0,004	0,602 ± 0,011	0,923
100	16,12 ± 0,199	0,074 ± 0,011	0,985	7,471 ± 0,109	0,536 ± 0,237	0,972
150	29,87 ± 0,09	0,116 ± 0,01	0,998	18,01 ± 0,055	0,798 ± 0,238	0,998
200	37,91 ± 0,236	0,075 ± 0,01	0,996	29,21 ± 0,025	1,543 ± 0,376	0,999
Elovich.						
Coronta natural.				Coronta modificada.		
C ₀ (mg L ⁻¹)	A (mg g ⁻¹ h ⁻¹)	B (g mg ⁻¹)	R ²	a (mg g ⁻¹ h ⁻¹)	B (g mg ⁻¹)	R ²
50	(1,168 ± 2,405) × 10 ²	0,982 ± 0,03	0,997	1,679 × 10 ⁹ ± 4,208 × 10 ⁴	3,608 ± 0,07	0,750
100	(6,81 ± 2,352) × 10 ²	0,663 ± 0,01	0,823	6,421 × 10 ¹⁵ ± 1,255 × 10 ¹⁷	5,621 ± 2,75	0,968
150	(1,431 ± 4,167) × 10 ¹²	1,063 ± 0,103	0,998	1,916 × 10 ⁹⁰ ± 1 × 10 ⁻⁴	11,91 ± 0,033	0,998
200	(2,216 ± 3,026) × 10 ⁹	0,651 ± 0,039	0,998	2,135 × 10 ¹⁸⁵ ± 1 × 10 ⁻⁴	14,83 ± 0,011	0,999
Difusión intraparticular						
Coronta natural.				Coronta modificada.		
C ₀ (mg L ⁻¹)	K _{id} (mg g ⁻¹ min ^{1/2})	C	R ²	K _{id} (mg g ⁻¹ min ^{1/2})	C	R ²
50	0,547 ± 0,006	5,185 ± 0,03	0,900	0,154 ± 0,002	3,102 ± 0,008	0,901
100	0,866 ± 0,009	10,78 ± 0,043	0,909	0,140 ± 0,007	6,576 ± 0,038	0,282
150	2,073 ± 0,732	18,22 ± 3,512	0,381	0,349 ± 0,015	15,95 ± 0,081	0,336
200	0,977 ± 0,042	31,87 ± 0,219	0,350	1,686 ± 0,735	19,48 ± 3,771	0,288

En todos los modelos se obtuvo una prob>F menor que 1 × 10⁻⁴, indicando que existe una probabilidad mayor de 99,99 % de que esos datos se ajustan al modelo.

Las constantes de velocidad de los modelos de pseudo-primer orden (K₁), pseudo-segundo orden (K₂) y Elovich (a), como una función de la concentración inicial (C₀), se representan en la figura 11, las curvas muestran que la velocidad de adsorción de IC con CMN, aumenta hasta 150 mg L⁻¹ para luego descender suavemente. Este hecho

permite inferir que existe una saturación y el adsorbato ocupa los sitios activos. Por el contrario, en CMM la velocidad aumenta progresivamente con la concentración inicial. El mayor efecto se observa con el modelo de Elovich, sugiriendo una posible influencia de la interacción entre adsorbatos acelerando el proceso de adsorción (Largitte & Pasquier, 2016). Lo que puede estar relacionado con los cambios en la morfología del material provocados por la modificación con KOH, que aumenta la heterogeneidad de los sitios de adsorción.

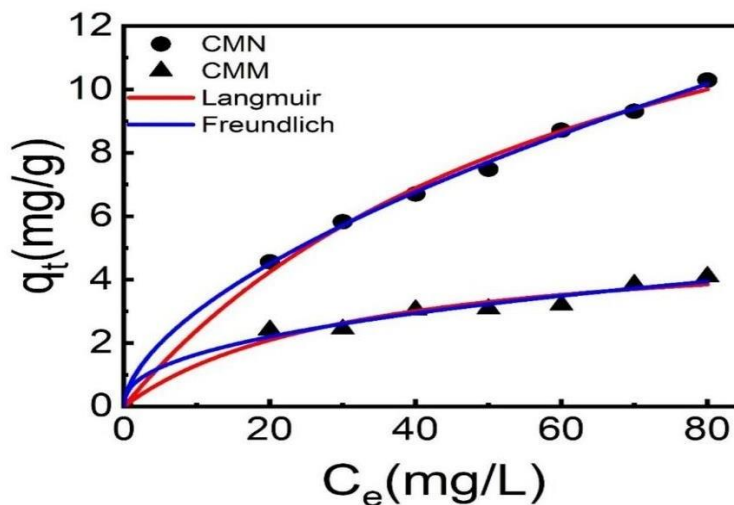


Constantes de velocidad de los modelos de cinética.

Figura 11. Representación gráfica de las constantes de velocidad de los modelos de (a) pseudo-primer orden, K_1 , (b) pseudo-segundo orden, K_2 , y (c) Elovich, a , como una función de la concentración inicial (C_0).

4.6. Modelado de las isotermas de adsorción.

El ajuste de los modelos de isoterma de Freundlich y Langmuir se observan en la figura 12, mientras que la tabla 7 muestra los parámetros y coeficientes de determinación (R^2). Ambos modelos, Freundlich y Langmuir, ajustan bien los datos de adsorción de IC con CMN con valores de R^2 mayores a 0,99. Para CMM, el modelo de Freundlich muestra un ajuste de $R^2= 0,97$ y el modelo de Langmuir presentó un $R^2= 0,96$. En ambos casos, la isoterma de Freundlich representa mejor la capacidad de adsorción en función de la concentración en equilibrio. Este modelo asume que el adsorbente presenta una superficie energéticamente heterogénea y la biosorción del IC se realiza en monocapas (Hevira et al., 2020). La constante de Freundlich, K_F , es una medida de la capacidad de adsorción (Lakshmi et al., 2009). En la tabla 7 se observa que el valor de K_F en CMN es ligeramente mayor que CMM, lo que sugiere que el adsorbente CMN presenta un poco más de capacidad de adsorción que CMM. El alto valor de n por encima de 1 en el proceso de adsorción por los dos adsorbentes, indica que el proceso es favorable (Hevira et al., 2020). El factor adimensional, $1/n$, mide la intensidad de adsorción en la superficie heterogénea. Un valor $1/n < 1$ ratifica que el proceso de adsorción es favorable en la superficie del adsorbente, como sucede tanto para CMN como para CMM. El valor de $1/n$ también indica la distribución relativa de los sitios de energía (Arenas et al., 2017). En el caso del valor de $1/n$ de CMN cercano a 0,6 plantea que el 60% de los sitios de adsorción activos tienen el mismo nivel de energía. Para el caso de CMM sería un poco más del 40%. Otros estudios de adsorción de IC, se ajustaron al modelo de Freundlich, como los realizados con cenizas de cáscara de arroz (Lakshmi et al., 2009) y con almendra (Hevira et al., 2020) el cual obtuvo valores de $1/n$ cercanos a los obtenidos en este estudio.



Isotermas de Freundlich y Langmuir.

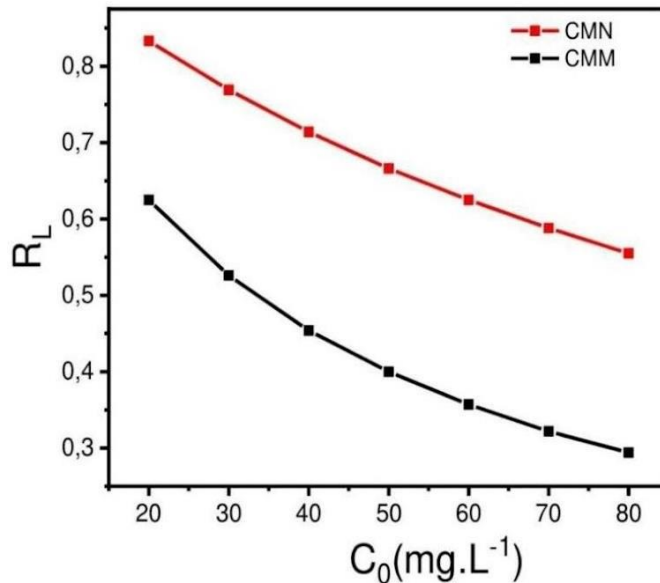
Figura 12. Isotermas de Freundlich y Langmuir en los procesos de adsorción de IC en solución acuosa con CMN y CMM.

Tabla 7. Parámetros de las isotermas para el proceso de adsorción de IC con CMN y CMM (T=298 K; C₀=20–80 mg L⁻¹; m=1 g L⁻¹; agitación=200 rpm; t=30 min; pH=2 para CMN y pH=3 para CMM).

Parámetros de las isotermas.					
Langmuir					
Adsorbente	Q _{max} (mg g ⁻¹)	K _L (L mg ⁻¹)	R ²	RL	Referencia
Coronta natural (25 °C)	18,25 ± 1,453	0,015 ± 0,002	0,993	0,678	Este trabajo
Coronta modificada (25 °C)	5,338 ± 0,647	0,032 ± 0,01	0,961	0,425	Este trabajo
Almendra <i>Terminalia catappa</i> (25 °C)	13,49	0,055	0,942	0,645	(Hevira et al., 2020)
Cáscara de nuez <i>Berthollitia excelsa</i> (30 °C)	1,09	0,018	0,999	–	(de Oliveira Brito et al., 2010)
Cáscara de arroz (30 °C)	29,28	0,013	0,985	–	(Lakshmi et al., 2009)
Freundlich					
adsorbente	K _F (L mg ⁻¹)	n	R ²		Referencia
Coronta natural (25 °C)	0,77 ± 0,05	1,70 ± 0,05	0,998		Este trabajo
Coronta modificada (25 °C)	0,62 ± 0,14	2,38 ± 0,33	0,976		Este trabajo
Almendra marina <i>Terminalia catappa</i> (25 °C)	1,313	2,194	0,966		(Hevira et al., 2020)
Cáscara de nuez <i>Berthollitia excelsa</i> (30 °C)	0,206	4,223	0,931		(de Oliveira Brito et al., 2010)
Cáscara de arroz (30 °C)	1,601	0,445	0,993		(Lakshmi et al., 2009)

En todos los modelos se obtuvo una prob>F menor que 1 x 10⁻⁴, indicando que existe una probabilidad mayor de 99,99 % de que esos datos se ajustan al modelo.

El modelo de isoterma de Langmuir se aplica a procesos de adsorción en superficies homogéneas y supone que la máxima adsorción pertenece a una cobertura de monocapa en la superficie del adsorbente (de Oliveira Brito et al., 2010). El parámetro de equilibrio o factor de separación de la isoterma de Langmuir (R_L), se muestra en la figura 13 donde se gráfica el R_L contra las concentraciones iniciales (C₀) a una temperatura de 298 K. Se observa que los valores de R_L se encuentran entre 0 y 1, lo que nos indica que el proceso de adsorción de IC es favorable (Harrache et al., 2019). Al comparar los valores obtenidos de la capacidad de adsorción Q_{max}, entre los diferentes adsorbente, se observa que en el proceso de adsorción con CMN se obtuvo un valor mayor, 18,25 mg g⁻¹, con respecto al valor de CMM que es de 5,338 mg g⁻¹. Esto sugiere que el adsorbente CMN presenta un poco más de capacidad de adsorción para el IC en solución que el adsorbente CMM. En la tabla 7 aparecen reportados los valores de Q_{max} de otras investigaciones en adsorción de IC en solución, mostrando que CMN y CMM presenta una mejor capacidad de adsorción en comparación con otros biosorbentes, almendra (Hevira et al., 2020) y cáscara de nuez (de Oliveira Brito et al., 2010) pero un poco bajo en comparación con el adsorbente de cenizas de cáscaras de arroz (Lakshmi et al., 2009), el cual se produjo con tratamiento termoquímico.



Parámetro de equilibrio de la isoterma de Langmuir (R_L) en CMN y CMM.

Figura 13. Parámetro de equilibrio o factor de separación de la isoterma de Langmuir (R_L) en CMN y CMM.

El mecanismo de adsorción del IC por parte de los adsorbentes obtenidos de la coronta de maíz, puede describirse por las interacciones electrostática entre los grupos funcionales activos presentes en la superficie del adsorbente y las moléculas del IC (Fatombi et al., 2019). Debido a la disociación de los grupos sulfonato de IC en disolución, se forman iones aniónicos ($-\text{SO}_3^-$). Además, se produce una protonación del átomo de nitrógeno de los grupos aminas presentes en la superficie del adsorbente, debido al pH bajo de la solución, pH 2 en CMN y pH 3 en CMM ($\text{pH} < \text{pH}_{\text{pcc}}$). Y la superficie de los adsorbentes se cargan positivamente. Por lo tanto, la adsorción de IC se puede deber a la atracción electrostática entre los iones aniónicos de IC con los iones catiónicos en la superficie de los adsorbentes (Hevira et al., 2020) lo que guarda relación con un proceso de adsorción por quimisorción, según los estudios cinéticos realizados.

En el proceso de adsorción del IC por los adsorbentes de coronta de maíz, también pueden estar involucrados otros tipos de uniones como las fuerzas de Van der Waals y los enlaces de H. Este último se establece entre los átomos de oxígeno y nitrógeno de los grupos funcionales presentes en la molécula de IC y los H-lábiles de los grupos carboxílicos y aminas presentes en la superficie de los adsorbentes (Fatombi et al., 2019). El buen ajuste del modelo de Freundlich sugiere que la biosorción ocurre en monocapas, debido a que las superficies de los adsorbentes son energéticamente heterogéneas, ocupando primero los sitios de unión más fuertes y al aumentar el grado de ocupación del sitio, disminuye la fuerza de unión (Hevira et al., 2020).

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

El análisis de SEM demostró que la modificación química con KOH produjo variaciones en la composición química de su superficie, al apreciarse un ligero aumento en la proporción de oxígeno que se atribuye a la revelación de grupos funcionales hidroxilos y carboxilos. Y observándose la conservación de una superficie rugosa y agrietada. El diseño Box-Behnken aplicado para la modificación química de la coronta de maíz, estableció que el mejor tratamiento para este propósito se logró con la combinación de los factores de relación masa/volumen (m/v) 3, solución de KOH 2,75% y un tiempo de contacto entre el precursor y la solución de KOH 2,75% de 14h. con el cual se obtuvo el mayor porcentaje de remoción de IC en solución acuosa.

El PCC determinado para los adsorbentes fue de 3,53 y 5,65 para CMN y CMM respectivamente, por lo que se debe realizar el proceso de adsorción con pH por debajo de estos valores, para favorecer la remoción de IC en solución al ser un colorante aniónico. Sin embargo, los PCC obtenidos pueden favorecer remociones de colorantes catiónicos, al estar cargada negativamente la superficie de los adsorbentes por encima de estos pH.

Las mayores capacidades de remoción de 14 mg g^{-1} y 13 mg g^{-1} para CMN y CMM respectivamente, se obtuvieron con dosis de 2 g L^{-1} de adsorbente. Mientras que se alcanzaron porcentajes de remoción de 87% y 81% para CMN y CMM respectivamente, con dosis de 10 g L^{-1} de adsorbente. Lo que demuestra la eficiencia de ambos adsorbentes para la remoción de IC en solución acuosa.

Los estudios de cinética de adsorción con ambos adsorbentes, determinaron que los modelos de pseudo-primer orden y Elovich, presentaron un buen ajuste. Sin embargo, el modelo que mejor se ajusta al proceso de adsorción del IC por ambos adsorbentes, fue el de pseudo-segundo orden, que sugiere un proceso por quimisorción. También se determinó que la velocidad de adsorción es mayor en los primeros 10 min. para luego disminuir hasta alcanzar el equilibrio aproximadamente a los 20 min.

Los estudios de equilibrio en el proceso de adsorción para ambos adsorbentes, presentaron buenos ajustes para el modelo de Langmuir. Sin embargo, el modelo de isoterma que presentó un mejor ajuste fue el de Freundlich, por lo que se asume que la superficie de los adsorbentes es heterogénea y la adsorción se da en monocapas. El K_F de CMN es ligeramente mayor que CMM, lo que indica que CMN presenta un poco más de capacidad que CMM. Para ambos adsorbentes, el proceso de adsorción es favorable en sus superficies.

Los resultados obtenidos demuestran que el residuo agroindustrial del maíz, después de procesado, se valorizó como biosorbente de bajo costo, al presentar un alto porcentaje de remoción del colorante IC en solución, siendo una alternativa para reducir el impacto que genera este contaminante en los ecosistemas. Además, se evita el depósito de estos residuos en basureros a cielo abierto o su quema, lo que también ayuda a minimizar la problemática generada por estas prácticas.

Se recomienda realizar ensayos de remoción con colorantes catiónicos, teniendo en cuenta el PCC de los adsorbentes, que puede favorecer la adsorción de estos tipos de colorantes al estar cargada la superficie negativamente por encima de estos pH. De igual forma se recomienda realizar ensayos en aguas residuales textiles reales con el fin de comprobar la eficacia de los adsorbentes en este tipo de aguas. También se debe realizar ensayos de adsorción y desorción para conocer los ciclos en los que el adsorbente conserva su eficiencia.

REFERENCIAS.

- Aichour, A., Zaghouane-Boudiaf, H., & Djafer Khodja, H. (2022). Highly removal of anionic dye from aqueous medium using a promising biochar derived from date palm petioles: Characterization, adsorption properties and reuse studies. *Arabian Journal of Chemistry*, 15(1), 103542. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103542>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 393(February), 122383. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122383>
- Amaringo Villa, F. A. (2013). Determinación del punto de carga cero y punto isoeléctrico de dos residuos agrícolas y su aplicación en la remoción de colorantes. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, 4(2), 27. <https://doi.org/10.22490/21456453.982>
- Arenas, C. N., Vasco, A., Betancur, M., & Daniel, J. (2017). Removal of indigo carmine (IC) from aqueous solution by adsorption through abrasive spherical materials made of rice husk ash (RHA). *Process Safety and Environmental Protection*, 106(1c), 224–238. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.01.013>
- Arroyo, L., & Ruiz, D. (2018). Determinación de la cinética de adsorción de cloruros de vertimientos del sector agrícola cultivos energéticos, sobre carbón activado comercial. *Universidad de América, Facultad de Ingeniería*, 1, 1–476. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- Arts, A., Schmuhl, R., de Groot, M. T., & van der Schaaf, J. (2021). Fast initial oxidation of formic acid by the fenton reaction under industrial conditions. *Journal of Water Process Engineering*, 40(October 2020), 101780. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101780>
- Ashrafi, S. D., Kamani, H., Mahvi, A. H., & Taylor, P. (2014). Desalination and Water Treatment The optimization study of direct red 81 and methylene blue adsorption on NaOH-modified rice husk. *Desalination and Water Treatment*, (January 2015), 37–41. <https://doi.org/10.1080/19443994.2014.979329>
- Aurich, A., Hofmann, J., Oltrogge, R., Wecks, M., Gläser, R., Blömer, L., ... Giannis, A. (2017). Improved Isolation of Microbiologically Produced (2R,3S)-Isocitric Acid by Adsorption on Activated Carbon and Recovery with Methanol. *Organic Process Research and Development*, 21(6), 866–870. <https://doi.org/10.1021/acs.oprd.7b00090>
- Barragán, H. B., Díaz, T. A. Y., & Laguna, T. A. (2008). Utilización de residuos agroindustriales. *Revista Sistemas Ambientales*, 2(1), 44–50.
- Benjelloun, M., Miyah, Y., Akdemir Evrendilek, G., Zerrouq, F., & Lairini, S. (2021). Recent Advances in Adsorption Kinetic Models: Their Application to Dye Types. *Arabian Journal of Chemistry*, 14(4), 103031. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2021.103031>

- Benkhaya, S., M'rabet, S., & El Harfi, A. (2020). A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. *Inorganic Chemistry Communications*, 115(January), 107891. <https://doi.org/10.1016/j.inoche.2020.107891>
- Bilińska, L., & Gmurek, M. (2021). Novel trends in AOPs for textile wastewater treatment. Enhanced dye by-products removal by catalytic and synergistic actions. *Water Resources and Industry*, 26(July). <https://doi.org/10.1016/j.wri.2021.100160>
- Bote, M. E. (2021). Studies on electrode combination for COD removal from domestic wastewater using electrocoagulation. *Heliyon*, 7(December), e08614. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08614>
- Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Miino, M. C., & Damiani, S. (2019). Treatments for color removal from wastewater : State of the art. *Journal of Environmental Management*, 236(November 2018), 727–745. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.094>
- de Oliveira Brito, S. M., Andrade, H. M. C., Soares, L. F., & de Azevedo, R. P. (2010). Brazil nut shells as a new biosorbent to remove methylene blue and indigo carmine from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 174(1–3), 84–92. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.020>
- Dhaouadi, H., & M'Henni, F. (2008). Textile mill effluent decolorization using crude dehydrated sewage sludge. *Chemical Engineering Journal*, 138(1–3), 111–119. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2007.05.052>
- Fatombi, J. K., Osseni, S. A., Idohou, E. A., Agani, I., Neumeyer, D., Verelst, M., ... Aminou, T. (2019). Characterization and application of alkali-soluble polysaccharide of Carica papaya seeds for removal of indigo carmine and Congo red dyes from single and binary solutions. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5). <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103343>
- FENALCE. (2019). *DEPARTAMENTO ECONÓMICO Y APOYO A LA COMERCIALIZACIÓN Indicadores Cerealistas*.
- Figueroa, D., Moreno, A., & Hormaza, A. (2015). *Equilibrio , termodinámica y modelos cinéticos en la adsorción de Rojo 40 sobre tuza de maíz Equilibrium , thermodynamic and kinetic models for the adsorption of red 40 onto corn cob*. 14(26), 105–120.
- Gupta, V. K. (2009). Application of low-cost adsorbents for dye removal – A review. *Journal of Environmental Management*, 90(8), 2313–2342. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.11.017>
- Gutiérrez Pulido, H., & de la Vara Salazar, R. (2016). Análisis y diseño de experimentos. In *Turkish Journal of Medical Sciences* (Vol. 46). Retrieved from https://gc.scalahed.com/recursos/files/r161r/w19537w/analisis_y_diseno_experimentos.pdf
- Hajam, M. El, Andri, N. I., Harrach, A., El, A., & Zerouale, A. (2019). ScienceDirect

- Adsorption of Methylene Blue on industrial softwood waste " Cedar " and hardwood waste " Mahogany ": comparative study. *Materials Today: Proceedings*, 13, 812–821. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.04.044>
- Harrache, Z., Abbas, M., Aksil, T., & Trari, M. (2019). Thermodynamic and kinetics studies on adsorption of Indigo Carmine from aqueous solution by activated carbon. *Microchemical Journal*, 144(September 2018), 180–189. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2018.09.004>
- Hevira, L., Zilfa, Rahmayeni, Ighalo, J. O., & Zein, R. (2020). Biosorption of indigo carmine from aqueous solution by Terminalia Catappa shell. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(5), 104290. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104290>
- Jamoussi, B., Chakroun, R., Jablaoui, C., & Rhazi, L. (2020). Efficiency of Acacia Gummifera powder as biosorbent for simultaneous decontamination of water polluted with metals. *Arabian Journal of Chemistry*, 13(10), 7459–7481. <https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2020.08.022>
- Jemutai-kimosop, S., Okello, V. A., Shikuku, V. O., Orata, F., & Getenga, Z. M. (2022). Synthesis of mesoporous akaganeite functionalized maize cob biochar for adsorptive abatement of carbamazepine: Kinetics , isotherms , and thermodynamics. *Cleaner Materials*, 5(June), 100104. <https://doi.org/10.1016/j.clema.2022.100104>
- Joshi, M., Bansal, R., & Purwar, R. (2004). *Colour removal from textile effluents*. 29(June), 239–259. <https://doi.org/http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/24631>.
- Joshi, N. C., & Gururani, P. (2022). Advances of graphene oxide based nanocomposite materials in the treatment of wastewater containing heavy metal ions and dyes. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 5(March), 100306. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2022.100306>
- Katheresan, V., Kansedo, J., & Lau, S. Y. (2018). Journal of Environmental Chemical Engineering Efficiency of various recent wastewater dye removal methods : A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 6(June), 4676–4697. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.06.060>
- Khadhri, N., El Khames Saad, M., Ben Mosbah, M., & Moussaoui, Y. (2019). Batch and continuous column adsorption of indigo carmine onto activated carbon derived from date palm petiole. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(1), 102775. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.11.020>
- Kim, S., Sin, A., Nam, H., Park, Y., Lee, H., & Han, C. (2022). Advanced oxidation processes for microplastics degradation: A recent trend. *Chemical Engineering Journal Advances*, 9, 100213. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.100213>
- Kuczajowska-Zadrożna, M., Filipkowska, U., & Józwiak, T. (2020). Adsorption of Cu (II) and Cd (II) from aqueous solutions by chitosan immobilized in alginate beads. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(4), 103878.

<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.103878>

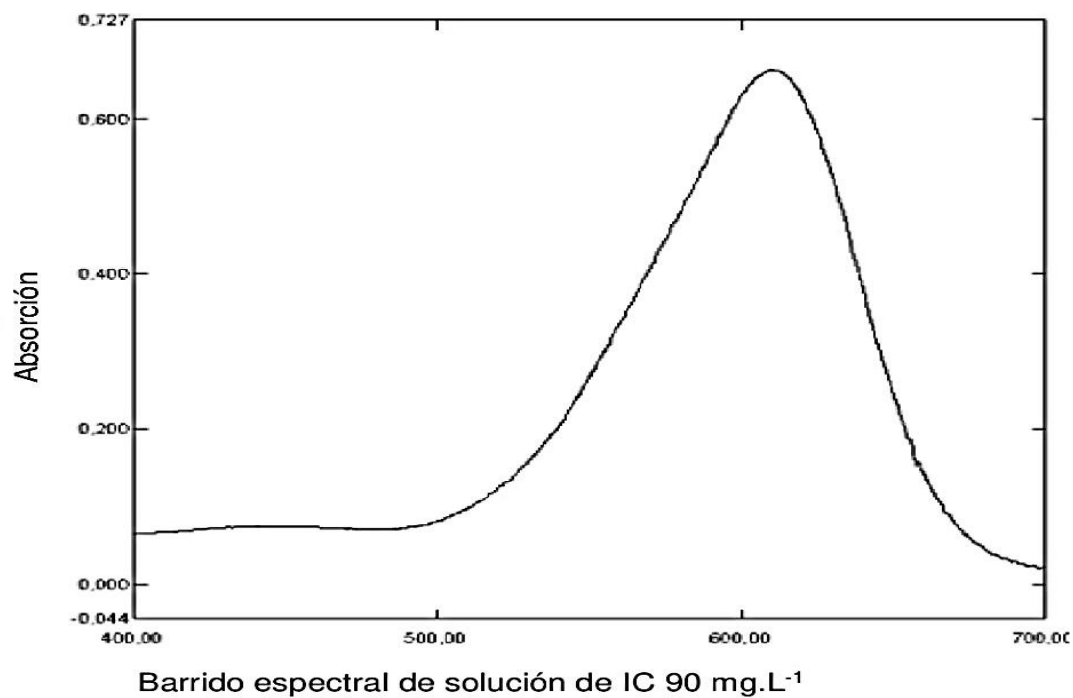
- Lakshmi, U. R., Srivastava, V. C., Mall, I. D., & Lataye, D. H. (2009). Rice husk ash as an effective adsorbent: Evaluation of adsorptive characteristics for Indigo Carmine dye. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 710–720. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.01.002>
- Largitte, L., & Pasquier, R. (2016). A review of the kinetics adsorption models and their application to the adsorption of lead by an activated carbon. *Chemical Engineering Research and Design*, 109, 495–504. <https://doi.org/10.1016/j.cherd.2016.02.006>
- Li, H. X., Xu, B., Tang, L., Zhang, J. H., & Mao, Z. G. (2015). Reductive decolorization of indigo carmine dye with *Bacillus* sp. MZS10. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 103, 30–37. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.04.007>
- Mamaní, A., Ramírez, N., Deiana, C., Giménez, M., & Sardella, F. (2019). Highly microporous sorbents from lignocellulosic biomass: Different activation routes and their application to dyes adsorption. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(5), 103148. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103148>
- Masinga, T., Moyo, M., & Pakade, V. E. (2022). Removal of hexavalent chromium by polyethyleneimine impregnated activated carbon: intra-particle diffusion, kinetics and isotherms. *Journal of Materials Research and Technology*, 18, 1333–1344. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2022.03.062>
- Minagricultura, M. de A. y D. R. (2019). *Plan integral de desarrollo agropecuario y rural con enfoque territorial. Tomo II. Departamento del Atlántico*. Bogotá.
- 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*, 227(September), 395–405. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.069>
- Montiel, K., & Romero, L. (2015). *QUÍMICA INDUSTRIAL TÍTULO : OBTENCIÓN (OLOTE) DEL MAÍZ DE BIOETANOL A PARTIR DE LA CORONTA*.
- Mora, S. L., Cadavid, Y., Cadena Ch, E. M., Vélez, J. M., Buitrago-Sierra, R., & Santa, J. F. (2018). Plantain fibers obtained from pseudostems residues for efficient color degradation of indigo carmine dye. *Industrial Crops and Products*, 126(September), 302–308. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.10.030>
- Naga Babu, A., Srinivasa Reddy, D., Sharma, P., Suresh Kumar, G., Ravindhranath, K., & Krishna Mohan, G. V. (2019). Removal of hazardous indigo carmine dye from waste water using treated red mud. *Materials Today: Proceedings*, 17, 198–208. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.06.419>
- Nikfar, S., & Jaberidoost, M. (2014). Dyes and Colorants. In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (Third Edit, Vol. 2). <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00602-3>
- Ortas, L. (2008). *El cultivo del maíz: fisiología y aspectos generales*. 1–4.

- Palma-Goyes, R. E., Silva-Agredo, J., González, I., & Torres-Palma, R. A. (2014). Comparative degradation of indigo carmine by electrochemical oxidation and advanced oxidation processes. *Electrochimica Acta*, *140*, 427–433. <https://doi.org/10.1016/j.electacta.2014.06.096>
- Pavithra, K. G., Senthil Kumar, P., Jaikumar, V., & Sundar Rajan, P. (2019). Removal of colorants from wastewater: A review on sources and treatment strategies. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, *75*, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2019.02.011>
- Peñaranda, L., Montenegro, S., & Giraldo, P. (2017). Aprovechamiento de residuos agroindustriales en Colombia Exploitation of agroindustrial waste in Colombia Exploração de resíduos agroindustriais na Colômbia. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental, Volumen 8*, 141–150. <https://doi.org/DOI:https://doi.org/10.22490/issn.2145-6453>
- Pinzón-Bedoya, M. L., & Villamizar, L. E. V. (2009). Modelamiento de la cinética de bioadsorción de cr (iii) usando cáscara de naranja. *DYNA (Colombia)*, *76*(160), 95–106.
- Ray, S. S., Gusain, R., & Kumar, N. (2020). Adsorption equilibrium isotherms, kinetics and thermodynamics. *Carbon Nanomaterial-Based Adsorbents for Water Purification*, 101–118. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-821959-1.00005-2>
- Salih, S. J., Abdul Kareem, A. S., & Anwer, S. S. (2022). Adsorption of anionic dyes from textile wastewater utilizing raw corncob. *Heliyon*, *8*(8), e10092. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e10092>
- 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*(1–3), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.07.019>
- Saravanan, A., Sundararaman, T. R., Jeevanantham, S., Karishma, S., Kumar, P. S., & Yaashikaa, P. R. (2020). Effective adsorption of Cu(II) ions on sustainable adsorbent derived from mixed biomass (*Aspergillus campestris* and agro waste): Optimization, isotherm and kinetics study. *Groundwater for Sustainable Development*, *11*(July), 100460. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100460>
- Sharma, J., Sharma, S., & Soni, V. (2021). Classification and impact of synthetic textile dyes on Aquatic Flora: A review. *Regional Studies in Marine Science*, *45*. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.101802>
- Singh, N. B., Nagpal, G., & Agrawal, S. (2018). Environmental Technology & Innovation Water purification by using Adsorbents : A Review. *Environmental Technology & Innovation*, *11*, 187–240. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.05.006>
- Tang, Y., Zhao, Y., Lin, T., Li, Y., Zhou, R., & Peng, Y. (2019). Journal of Environmental Chemical Engineering Adsorption performance and mechanism of methylene blue by H₃PO₄ - modified corn stalks. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *7*(6), 103398. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103398>

- Uddin, M. J., Ampiauw, R. E., & Lee, W. (2021). Adsorptive removal of dyes from wastewater using a metal-organic framework: A review. *Chemosphere*, 284(June), 131314. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131314>
- Vargas, Y., & Pérez, L. (2018). USE OF AGRO-INDUSTRIAL WASTE IN IMPROVING THE QUALITY OF THE ENVIRONMENT. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, V(1), 59–72. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.18359/rfcb.3108>
- Venkata Rao, P., Pydiraju, P., Madhuri, V., Vineeth, S., Rahimuddin, S., & Vangalapati, M. (2020). Removal of indigo carmine dye from aqueous solution by adsorption on biomass of *Grevillea Robusta* leaves. *Materials Today: Proceedings*, (xxxx), 2–5. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.02.628>
- Wang, J., & Guo, X. (2020a). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127279>
- Wang, J., & Guo, X. (2020b). Adsorption kinetic models: Physical meanings, applications, and solving methods. *Journal of Hazardous Materials*, 390(January), 122156. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122156>
- Weldon, S., van der Veen, B., Farkas, E., Kocatürk-Schumacher, N. P., Dieguez-Alonso, A., Budai, A., & Rasse, D. (2022). A re-analysis of NH₄⁺ sorption on biochar: Have expectations been too high? *Chemosphere*, 301(December 2021), 134662. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134662>
- Yang, X., Xu, G., Yu, H., & Zhang, Z. (2016). Preparation of ferric-activated sludge-based adsorbent from biological sludge for tetracycline removal. *Bioresource Technology*, 211, 566–573. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.03.140>
- Zhou, Yanbo, Lu, J., Zhou, Y., & Liu, Y. (2019). Recent advances for dyes removal using novel adsorbents : A review ☆. *Environmental Pollution*, 252, 352–365. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.072>
- Zhou, Yong, Zhang, L., & Cheng, Z. (2015). Removal of organic pollutants from aqueous solution using agricultural wastes: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 212, 739–762. <https://doi.org/10.1016/j.molliq.2015.10.023>

ANEXOS.

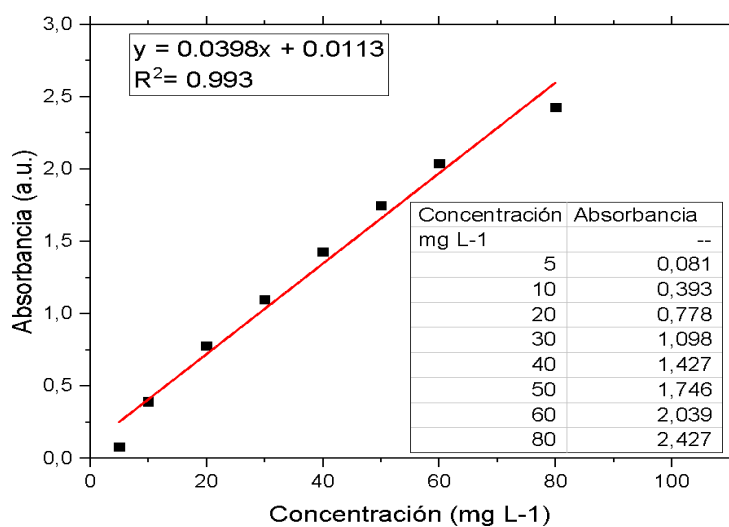
Anexo 1.



Barrido espectral de la solución de IC de 90 mg L⁻¹.

Anexo 2.

Curva de calibración de la solución de índigo carmín.



Curva de calibración de las disoluciones de IC.

En la figura 6 se observa las absorbancias obtenidas en las diferentes concentraciones de las diluciones de IC. El gráfico se realizó con los valores obtenidos de absorbancia vs. concentración, mostrando una tendencia lineal con el coeficiente de correlación $R^2 = 0,978$, con el punto que corresponde a la concentración de 90 mg L^{-1} fuera de la línea de tendencia, lo que sugiere que para esta concentración ya hay desviación de la ley de Beer Lambert. Al eliminar este punto, se obtiene una gráfica con R^2 de $0,993$, manteniendo una mejor linealidad en la curva de absorción.

Anexo 3.

Tabla anexa 3. Análisis de varianza para la remoción de IC con CM modificado con KOH.

Análisis de varianza de la remoción de IC con CMM					
fuelle	Grado de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrado medio	Coeficiente F	Valor p
Modelo	9	9890,1	1098,90	4,03	0,070
Lineal	3	124,0	41,32	0,15	0,924
A	1	5,9	5,90	0,02	0,889
B	1	49,2	49,15	0,18	0,689
C	1	68,9	68,91	0,25	0,637
Cuadrado	3	8285,6	2761,87	10,13	0,014
A ²	1	18,2	18,23	0,07	0,806
B ²	1	651,0	650,97	2,39	0,183
C ²	1	7777,4	7777,44	28,52	0,003
Interacción de 2 factores	3	1480,5	493,50	1,81	0,262
AB	1	0,5	0,47	0,00	0,969
AC	1	1476,9	1476,86	5,42	0,067
BC	1	3,2	3,17	0,01	0,918
Error	5	1363,6	272,72		
Falta de ajuste	3	1229,0	409,65	6,09	0,144
Error puro	2	134,6	67,31		
Total	14	11253,6			

A = m/v, B = % KOH, C = tiempo. S = 16,5141, $R^2 = 87.88\%$, R^2 ajustado = 66.07%

Anexo 4.

Tabla anexa 4. Regresión de superficie de respuesta: %R vs. relación; tiempo

Regresión de superficie de respuesta.					
Término	Coficiente estimado	Error estándar del coeficiente.	Valor T	Valor p	FIV
Constante	69,43	7,28	9,54	0,000	
A	0,86	5,36	0,16	0,876	1,00
C	2,94	5,36	0,55	0,597	1,00
A ²	3,24	7,86	0,41	0,690	1,01
C ²	-44,87	7,86	-5,71	0,000	1,01
AC	-19,22	7,58	-2,54	0,032	1,00

Anexo 5.

Tabla anexa 5. Análisis SEM-EDX de los adsorbentes y el IC.

Elementos	CMN		CMM		IC	
	Wt%	At%	Wt%	At%	Wt%	At%
CK	63.20	71.35	60.82	68.69	42.40	55.30
NK	02.32	02.25	02.22	02.15	04.80	05.36
OK	28.38	24.05	32.50	27.55	22.25	21.78
MgK	00.94	00.52				
SiK	00.29	00.14	00.24	00.12		
KK	04.02	01.39	03.22	01.12		
CaK	00.85	00.29	00.08	00.03		
ClK			00.92	00.35	00.47	00.21
SK					16.31	07.97
NaK					13.77	09.38

Anexo 6.

En la tabla 10 se relacionan diversos parámetros estudiados en procesos de adsorción de IC en solución con otras biomásas, en diferentes investigaciones. Se puede apreciar que los adsorbentes CMN y CMM presentan una buena capacidad de adsorción y valores semejantes o cercano de pH óptimo. Además de ajustarse al modelo cinético de pseudo-segundo orden como los demás estudios.

Tabla anexa 5. Comparación del proceso de adsorción de IC con CMN y CMM con otras biomásas.

Estudios de adsorción de IC en solución con biomasa.								
Adsorbente	m (g L ⁻¹)	C ₀ (mg L ⁻¹)	t (min)	q _{max} (mg g ⁻¹)	pH óptimo	pH _{PZC}	Cinética	Referencia
CMN	1	20-80	30	18,25	2	3,57	Pseudo segundo orden	Este trabajo
CMM	1	20-80	30	5,338	3	5,65	Pseudo segundo orden	Este trabajo
Almendra marina <i>Terminalia catappa</i>	–	600	30	26.77	2	2,01	Pseudo segundo orden	(Hevira et al., 2020)
Hojas de <i>Grevillea Robusta</i> en polvo	8	20	40	–	6.0	–	Pseudo segundo orden.	(Venkata Rao et al., 2020)
Cáscara de nuez <i>Berthollitia excelsa</i>	–	–	30	1,09	2-10	6,57	Pseudo segundo orden. Difusión intraparticular.	(de Oliveira Brito et al., 2010)
Cáscara de arroz	10	50	640	33,5	4	8,3	Pseudo segundo orden.	(Lakshmi et al., 2009)

m = dosis del adsorbente, C₀ = concentración inicial, t = tiempo de contacto, q_{max} = capacidad máxima de adsorción, pH_{PZC} = punto de carga cero.