

UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO

FACULTAD DE INGENIERIA DE PROCESOS

ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERIA QUIMICA



TESIS

**ADSORCIÓN DE CROMO TOTAL DE AGUAS RESIDUALES DE LA
PELETERÍA PIEL ANDINA UTILIZANDO BIOMASA RESIDUAL DE
Persea Americana (PALTA)**

PRESENTADA POR:

Br. WENNY NAYELY HUAMANI CONTRERAS

Br. CLAUDIA ANDREA CHOQUE CAMPOS

**PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL
DE INGENIERO QUÍMICO**

ASESOR:

Mgt. URIEL RAÚL FERNÁNDEZ BERNAOLA

CUSCO - PERÚ

2025



Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco

INFORME DE SIMILITUD

(Aprobado por Resolución Nro.CU-321-2025-UNSAAC)

El que suscribe, el Asesor URIEL RAÚL FERNÁNDEZ BERNAOLA.....
..... quien aplica el software de detección de similitud al
trabajo de investigación/tesis titulada: ADSORCIÓN DE CROMO TOTAL DE
AGUAS RESIDUALES DE LA PELETERÍA PIEL ANDINA
UTILIZANDO BIOMASA RESIDUAL DE Persea Americana
(PALTA).....

Presentado por: WENNY NAYELY HUAMANI CONTRERAS DNI N° 73884868.....;
presentado por: CLAUDIA ANDREA CHOQUE CAMPOS DNI N°: 76257486.....
Para optar el título Profesional/Grado Académico de INGENIERO QUÍMICO.....

Informo que el trabajo de investigación ha sido sometido a revisión por 02 veces, mediante el
Software de Similitud, conforme al Art. 6° del **Reglamento para Uso del Sistema Detección de**
Similitud en la UNSAAC y de la evaluación de originalidad se tiene un porcentaje de 2%.

Evaluación y acciones del reporte de coincidencia para trabajos de investigación conducentes a grado académico o título profesional, tesis

Porcentaje	Evaluación y Acciones	Marque con una (X)
Del 1 al 10%	No sobrepasa el porcentaje aceptado de similitud.	<u>X</u>
Del 11 al 30 %	Devolver al usuario para las subsanaciones.	
Mayor a 31%	El responsable de la revisión del documento emite un informe al inmediato jerárquico, conforme al reglamento, quien a su vez eleva el informe al Vicerrectorado de Investigación para que tome las acciones correspondientes; Sin perjuicio de las sanciones administrativas que correspondan de acuerdo a Ley.	

Por tanto, en mi condición de Asesor, firmo el presente informe en señal de conformidad y **adjunto**
las primeras páginas del reporte del Sistema de Detección de Similitud.

Cusco, 16 de ENERO..... de 2026.....

Firma

Post firma Uriel Raúl Fernández Bernaola

Nro. de DNI 43130855

ORCID del Asesor <https://orcid.org/0000-0002-9386-702X>

Se adjunta:

- Reporte generado por el Sistema Antiplagio.
- Enlace del Reporte Generado por el Sistema de Detección de Similitud: oid: 27259:546913525

Choque Campos - Huamani Contreras

INFORME DE TESIS - CHOQUE Y HUAMANI CORRECCION (2).pdf



Universidad Nacional San Antonio Abad del Cusco

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::27259:546913525

Fecha de entrega

16 ene 2026, 7:22 p.m. GMT-5

Fecha de descarga

16 ene 2026, 7:36 p.m. GMT-5

Nombre del archivo

INFORME DE TESIS - CHOQUE Y HUAMANI CORRECCION (2).pdf

Tamaño del archivo

4.7 MB**206 páginas****41.799 palabras****227.261 caracteres**

2% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...




Filtrado desde el informe

- Bibliografía
- Texto citado
- Texto mencionado
- Coincidencias menores (menos de 15 palabras)

Exclusiones

- N.º de coincidencias excluidas

Fuentes principales

- 2%  Fuentes de Internet
- 1%  Publicaciones
- 1%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.

PRESENTACIÓN

Señor Decano y distinguidos docentes del Departamento Académico de Ingeniería Química de la Facultad de Ingeniería de Procesos de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco.

En cumplimiento del Reglamento de Grados y Títulos de la Escuela Profesional de Ingeniería Química vigente, someto a vuestra consideración el presente trabajo de tesis titulado:

“ADSORCIÓN DE CROMO TOTAL DE AGUAS RESIDUALES DE LA PELETERÍA PIEL ANDINA UTILIZANDO BIOMASA RESIDUAL DE *Persea Americana* (PALTA)”

La investigación y los ensayos experimentales se llevaron a cabo en el Laboratorio de Tecnologías de la Escuela Profesional de Ingeniería Química; en dicho espacio se determinaron las mejores condiciones operativas para la remoción de cromo total de efluentes generados por la Peletería “Piel Andina”, empleando como material adsorbente biomasa residual de *Persea americana* (PALTA).

DEDICATORIA

Dedico este trabajo con todo mi amor a mis padres, Jesús Choque Curi y Andrea Campos Gutierrez, quienes siempre creyeron en mí y me brindaron su apoyo incondicional. Gracias por ser mi fuerza, mi ejemplo de vida y el motor que me impulsó a no rendirme. Cada logro alcanzado es reflejo de su amor, sacrificio y enseñanzas, que guardo con profundo orgullo y gratitud. Asimismo, dedico este esfuerzo a mis hermanos, Larry y Victoria, por su cariño, confianza y por acompañarme en cada paso de este camino. Gracias por ser mi inspiración y por recordarme siempre que los sueños se alcanzan con perseverancia, fe y corazón.

Claudia Choque

Dedico este trabajo a mi madre, Nelly Contreras Ancalla, por todo su esfuerzo, sacrificio y amor incondicional a lo largo de este camino. Gracias por creer en mí incluso en los momentos más difíciles, por ser mi mayor fuente de fortaleza y por enseñarme que la perseverancia y el trabajo honesto siempre conducen al éxito. Asimismo, dedico este logro a mi hermana, Illari Del Mar Contreras, por acompañarme con firmeza y aliento en momentos decisivo. Este logro es de ambas, porque cada paso que di fue impulsado por su apoyo y por el inmenso amor que siempre me han brindado.

Wenny Nayely

AGRADECIMIENTOS

Expresamos nuestro sincero agradecimiento a la Universidad Nacional de San Antonio de Abad del Cusco y a la Escuela Profesional de Ingeniería Química, por brindarnos la formación académica y las herramientas necesarias para desarrollar nuestra investigación.

A nuestro asesor, Mg. Uriel Fernández Bernaola, por su guía, compromiso y valiosas orientaciones que hicieron posible el desarrollo de este trabajo de investigación.

A la Ing. Dina Fernández Quispe, por otorgarnos el acceso a las instalaciones de la Peletería “Piel Andina”, enseñarnos el funcionamiento de los procesos y mostrar siempre su predisposición y apoyo.

A nuestros amigos, por su compañía y motivación a continuar con entusiasmo y perseverancia hasta culminar este proyecto.

De: Claudia Andrea Choque Campos

Extiendo mi sincero agradecimiento a todas las personas que me acompañaron y apoyaron durante el desarrollo de este trabajo de tesis.

A mi padre, Jesús Choque Curi, por su apoyo incondicional y por ser mi mayor ejemplo de esfuerzo y perseverancia. Gracias por creer siempre en mí, incluso cuando yo misma dudaba de mis capacidades.

A mi madre, Andrea Campos Gutiérrez, por su amor infinito y sacrificio constante. Gracias por dejar de lado tus propios sueños para que mis hermanos y yo pudiéramos alcanzar los nuestros.

A mi hermano, Larry Choque Campos, cuyo ejemplo de responsabilidad y rectitud ha sido una inspiración constante para convertirme en una mejor persona y profesional.

A mi hermana, Victoria Choque Campos, por su fe y confianza en mí, y por recordarme siempre que los sueños se alcanzan con dedicación.

A mis padrinos, Pedro Lizarzaburu y Ubelina Delgado, quienes han sido como unos segundos padres, motivándome a no rendirme y a continuar siempre adelante.

A mi cuñada, Marina Rivas, por su apoyo, cariño y palabras de aliento en los momentos más difíciles; gracias por ser como una hermana para mí.

A mis sobrinos, María Lucía y Jesús, quienes con su ternura y admiración me motivan a ser cada día una mejor profesional.

A toda mi familia; tíos, primos y especialmente a mis abuelitas Victoria Curi y Teresa Gutiérrez, por su constante cariño y respaldo en cada paso de este camino.

A mi querido Ody, cuya compañía fiel y silenciosa me dio la paz durante las largas noches de estudio.

Y finalmente, a mi compañera de tesis, Wenny Nayely Huamani Contreras, con quien compartí largas jornadas de estudios durante la realización de esta investigación. Gracias por tu constancia, por no rendirte ante las dificultades y por confiar siempre en nuestras ideas y en nuestra capacidad para lograrlo.

A todos ustedes, gracias de corazón. Este logro también les pertenece.

De: Wenny Nayely Huamani Contreras

A Dios, por brindarnos fortaleza, sabiduría y perseverancia para culminar esta etapa importante de nuestra formación profesional.

A mi madre, Nelly Contreras Ancalla, y a mi hermana, Illari Carmen del Mar Contreras, por su amor incondicional, apoyo y motivación constante, que hicieron posible la realización de esta tesis.

A mi padre Wilber Huamani Acuña y a mi tío Ismael Contreras Ancalla por su respaldo y apoyo incondicional durante este proceso.

A Camilo Padilla Tito por su motivación, sus palabras de apoyo y su presencia en los momentos más retadores.

A mis abuelitos Teresa Ancalla Allca y Gavino Contreras Pérez, asimismo a mis tíos maternos, por sus palabras de aliento y por ser ejemplo de esfuerzo y dedicación.

A mi fiel compañero Ginger, por acompañarme en las largas jornadas de estudio y redacción.

Finalmente, a mi compañera de tesis, Claudia Andrea Choque Campos, por compartir conmigo este proceso, su esfuerzo y dedicación, haciendo de este proyecto una experiencia de aprendizaje y crecimiento conjunto.

INDICE GENERAL

PRESENTACIÓN.....	2
DEDICATORIA	3
AGRADECIMIENTOS	4
INDICE GENERAL	8
LISTA DE TABLAS	15
LISTA DE FIGURAS.....	17
RESUMEN	20
Capítulo I	21
1. Planteamiento del problema.....	22
1.1. Descripción del problema	22
1.2. Formulación de Problema	24
1.2.1. Problema General.....	24
1.2.2. Problemas Específicos.....	24
1.3. Justificación e importancia	25
1.4. Objetivos	26
1.4.1. Objetivo General	26
1.4.2. Objetivos específicos.....	26
1.5. Hipótesis	27
1.5.1. Hipótesis general	27
Capítulo II.....	28
2. Marco Teórico.....	29
2.1. Antecedentes del problema	29
2.1.1. Antecedentes internacionales	29
2.1.2. Antecedentes nacionales	37

2.1.3.	Antecedentes locales	37
2.2.	Bases teóricas	38
2.2.1.	Metales pesados	38
2.2.1.1.	Cromo	39
2.2.2.	Industria del cuero	40
2.2.2.1.	Proceso de producción de la Peletería “Piel Andina”	41
2.2.3.	Tratamiento de aguas contaminadas	43
2.2.4.	Adsorción	45
2.2.5.	Procesos de adsorción en lotes	46
2.2.6.	Parámetros que influyen en la capacidad de adsorción en un proceso en lotes ..	47
2.2.6.1.	pH de la solución	47
2.2.6.2.	Dosis de la biomasa	47
2.2.6.3.	Composición química de la biomasa	48
2.2.6.4.	Tamaño de partícula	48
2.2.6.5.	Temperatura del sistema	49
2.2.6.6.	Tiempo de contacto	49
2.2.7.	Proceso de adsorción en columna de lecho fijo	49
2.2.7.1.	Curva de ruptura	50
2.2.7.2.	Tiempo de ruptura	50
2.2.7.3.	Tiempo de saturación	50
2.2.8.	Parámetros que influyen en la capacidad de adsorción en una columna de lecho fijo	52
2.2.8.1.	Altura del lecho de la columna	52
2.2.8.2.	Concentración inicial del adsorbato	52
2.2.8.3.	Caudal del adsorbato en la columna	52

2.2.8.4.	pH del adsorbato	53
2.2.8.5.	Tamaño de partícula del adsorbente	53
2.2.9.	Características del adsorbente	54
2.2.9.1.	Porosidad	54
2.2.9.2.	Área superficial externa.....	54
2.2.9.3.	Área de superficie interna.....	54
2.2.9.4.	Distribución del tamaño de poro	55
2.2.10.	Modelo cinético para flujo continuo	56
2.2.10.1.	Modelo de Yoon-Nelson	56
2.2.10.2.	Modelo de Thomas.....	56
2.2.11.	Técnicas instrumentales	57
2.2.11.1.	Espectrofotometría de absorción atómica	57
2.2.11.2.	Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR).....	58
2.2.12.	Biomasa.....	59
2.2.12.1.	Palta.....	60
2.2.12.1.1.	Características taxonómicas	60
2.2.12.1.2.	Semilla.....	61
2.2.12.1.3.	Cáscara	62
2.2.13.	Prueba de Jarras.....	65
2.3.	Marco conceptual.....	65
Capítulo III.	67
3.	Materiales y métodos	68
3.1.	Lugar de investigación.....	68
3.2.	Muestra	68
3.3.	Materiales.....	68

3.3.1.	Materiales de vidrio y otros.....	68
3.3.2.	Equipos.....	69
3.3.3.	Instrumentos	69
3.3.4.	Insumos	70
3.4.	Tipo, enfoque y alcance de la investigación	70
3.5.	Métodos.....	70
3.5.1.	Recolección y caracterización del agua residual.....	70
3.5.2.	Recolección de muestra.....	71
3.5.3.	Obtención de bioadsorbente de palta	72
3.5.3.1.	Determinación del porcentaje de humedad	80
3.5.3.2.	Determinación del porcentaje de rendimiento.....	80
3.5.4.	Caracterización del bioadsorbente	80
3.5.5.	Proceso de adsorción en sistema por lotes	81
3.5.5.1.	Preparación de la solución sintética.....	81
3.5.5.2.	Adsorción en lotes	82
3.5.5.3.	Determinación de la capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en el sistema por lotes.....	85
3.5.5.4.	Análisis estadístico	86
3.5.6.	Proceso de adsorción en sistema de flujo continuo.....	87
3.5.6.1.	Determinación de la capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en el sistema de flujo continuo	89
3.5.6.2.	Determinación de la curva de ruptura.....	90
3.5.6.3.	Modelos cinéticos	91
3.5.7.	Caracterización del bioadsorbente después del proceso de adsorción	91
3.5.8.	Pruebas de adsorción con aguas residuales	91
3.5.8.1.	Adsorción en lotes	91

3.5.8.2.	Adsorción en lecho fijo con agua residual.....	93
3.5.9.	Disposición de residuos.....	95
Capítulo IV	96
4.	Resultados y discusión.....	97
4.1.	Caracterización del agua residual	97
4.2.	Obtención del bioadsorbente.....	98
4.2.1.	Rendimiento de la obtención del bioadsorbente de cáscara de palta	98
4.2.2.	Rendimiento de la obtención del bioadsorbente de semilla de palta.....	101
4.2.3.	Determinación del porcentaje de humedad	102
4.2.4.	Determinación del porcentaje de rendimiento	103
4.3.	Caracterización de la biomasa residual de palta	104
4.3.1.	Caracterización química.....	104
4.3.2.	Determinación de grupos funcionales del bioadsorbente de palta mediante FTIR	105
4.3.2.1.	Espectro FTIR de la bioadsorbente de semilla de palta.....	106
4.3.2.2.	Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta	109
4.4.	Adsorción en proceso por lotes.....	111
4.4.1.	Análisis estadístico.....	114
4.4.1.1.	Efectos estimados para la capacidad de adsorción	114
4.4.1.2.	Diagrama de Pareto	117
4.4.1.3.	Análisis de varianza.....	119
4.4.1.4.	Modelo matemático del proceso de adsorción	120
4.4.1.5.	Superficie de respuesta	123
4.5.	Adsorción en lecho fijo.....	126
4.5.1.	Capacidad de adsorción de la columna de lecho fijo	130

4.5.2.	Determinación de la curva de ruptura	132
4.5.3.	Modelos cinéticos.....	140
4.5.3.1.	Lecho fijo con 5 g de bioadsorbente.....	140
4.5.3.2.	Lecho fijo con 20 g de bioadsorbente.....	143
4.6.	Caracterización del bioadsorbente después del proceso de adsorción.....	146
4.6.1.	Espectro FTIR del bioadsorbente semilla de palta.....	146
4.6.2.	Espectro FTIR del bioadsorbente cáscara de palta.....	148
4.7.	Adsorción en agua residuales.....	152
4.7.1.	Sistema por lotes	152
4.7.2.	Sistema de lecho fijo	154
Capítulo V	158
Conclusiones	159
Recomendaciones	161
Bibliografía	162
Apéndices	183
Apéndice 1	184
Apéndice 2	185
Apéndice 3	187
Anexos	188
Anexo 1: Tabla de correlación simplificada de frecuencias de vibración		189
Anexo 2: Resultados de caracterización química de la biomasa de palta.....		191
Anexo 3: Resultados de pruebas de adsorción del proceso de lotes		195
Anexo 4: Resultados de prueba de adsorción de cromo en lecho fijo		199
Anexo 5: Resultados de corrida de metales de agua real.....		202
Anexo 6: Resultados de adsorción de cromo total en agua real		204

Anexo 7: Registro de desechos de reactivos e insumos químicos	206
---	-----

LISTA DE TABLAS

Tabla 1 Variables y niveles para el sistema por lotes	82
Tabla 2 Plan experimental para el sistema por lotes utilizando soluciones sintéticas	83
Tabla 3 Plan experimental para el sistema de lecho fijo.....	87
Tabla 4 Plan experimental para el sistema por lotes utilizando aguas residuales.....	92
Tabla 5 Tiempos de muestreo para el sistema de flujo continuo con aguas residuales	94
Tabla 6 Resultados de la caracterización de agua residual de Peletería “Piel Andina”	97
Tabla 7 Balance de masa del proceso de obtención del bioadsorbente de cáscara de palta	99
Tabla 8 Balance de masa del proceso de obtención del bioadsorbente de semilla de palta.....	101
Tabla 9 Resultados del porcentaje de humedad	103
Tabla 10 Resultados del porcentaje de rendimiento	103
Tabla 11 Resultados de la caracterización química de la cáscara y semilla de palta.....	105
Tabla 12 Grupos funcionales del bioadsorbente de semilla de palta	108
Tabla 13 Grupos funcionales del bioadsorbente de cáscara de palta	111
Tabla 14 Resultados de adsorción de soluciones sintéticas de cromo en proceso por lotes	112
Tabla 15 Efectos estimados para la capacidad de adsorción de cromo total	115
Tabla 16 Análisis de varianza (ANOVA) para la capacidad de adsorción de cromo total.....	119
Tabla 17 Coeficiente de regresión para la capacidad de adsorción en lotes	121
Tabla 18 Resultados de adsorción de cromo en soluciones sintéticas mediante sistema de lecho fijo con 5 g de bioadsorbente	126
Tabla 19 Resultados de adsorción de cromo en soluciones sintéticas mediante sistema de lecho fijo con 20 g de bioadsorbente	128
Tabla 20 Resultados de capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en sistemas de lecho fijo	131
Tabla 21 Relación C_t/C_o en función del tiempo con 5 g de bioadsorbente.....	133
Tabla 22 Relación C_t/C_o en función del tiempo con 20 g de bioadsorbente.....	136
Tabla 23 Parámetros obtenidos de los modelos cinéticos de Thomas y Yoon-Nelson.....	146
Tabla 24 Grupos funcionales del bioadsorbente de semilla después de adsorción.....	148
Tabla 25 Grupos funcionales del bioadsorbente de cáscara después de adsorción	151

Tabla 26 Resultados de capacidad de adsorción en agua real bajo diferentes condiciones de pH.....	152
Tabla 27 Resultados del sistema de lecho fijo con aguas reales.....	155

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Especiación del cromo en función del pH.....	40
Figura 2 Diagrama de flujo del proceso de la Peletería Piel Andina.....	42
Figura 3 Representación de la curva de ruptura y la ZTM en una columna de lecho fijo	51
Figura 4 Estructura química de la celulosa.....	63
Figura 5 Estructura química de la lignina.....	64
Figura 6 Estructura química de la hemicelulosa.....	64
Figura 7 Recolección de agua residual posterior al proceso de cromado.....	71
Figura 8 Recolección de biomasa residual	71
Figura 9 Diagrama de bloques para la obtención de bioadsorbente de cáscara de palta	72
Figura 10 Limpieza de la cáscara de palta.....	73
Figura 11 Trituración de la cáscara de palta	73
Figura 12 Primer lavado de la cáscara de palta	74
Figura 13 Segundo lavado de la cáscara de palta	74
Figura 14 Lavado térmico de la cáscara de palta.....	75
Figura 15 Secado de la cáscara de palta	75
Figura 16 Molienda de la cáscara de palta.....	76
Figura 17 Tamizado de la cáscara de palta	76
Figura 18 Diagrama de bloques para la obtención de bioadsorbente de semilla de palta	77
Figura 19 Limpieza de la semilla de palta	77
Figura 20 Trituración de la cáscara de palta	78
Figura 21 Secado de la semilla de palta.....	78
Figura 22 Molienda de la semilla de palta.....	79
Figura 23 Tamizado de semilla de palta	79
Figura 24 Solución sintética de cromo a 50 ppm.....	81
Figura 25 Ajuste del pH de la solución estándar de cromo	82
Figura 26 Diagrama de bloques para el proceso de adsorción en sistema por lotes.....	84
Figura 27 Proceso de adsorción de cromo en el equipo de prueba de jarras	84
Figura 28 Filtración de la solución tratada	85
Figura 29 Esquema de la columna de adsorción de lecho fijo.....	88
Figura 30 Montaje de la columna de adsorción de lecho fijo.....	89

Figura 31 Filtración del agua residual	91
Figura 32 Proceso de adsorción de cromo de aguas reales.....	92
Figura 33 Filtración del agua residual tratada	93
Figura 34 Montaje de la columna de lecho fijo para el tratamiento de agua real.....	94
Figura 35 Diagrama de bloques cuantitativo para la obtención del bioadsorbente de cáscara de palta.....	100
Figura 36 Diagrama de bloques cuantitativo para la obtención del bioadsorbente de semilla de palta	102
Figura 37 Espectro FTIR de la bioadsorbente de semilla de palta antes del proceso de adsorción	106
Figura 38 Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta antes del proceso de adsorción	109
Figura 39 Efecto de las variables sobre la capacidad de adsorción de cromo total.....	117
Figura 40 Diagrama de Pareto Estandarizado para capacidad de adsorción de cromo total	118
Figura 41 Superficie de respuesta estimada, pH=4.....	124
Figura 42 Contornos de la superficie de respuesta estimada, pH = 4.....	125
Figura 43 Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 5 g de bioadsorbente de cáscara de palta	134
Figura 44 Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 20 g de bioadsorbente de cáscara de palta	137
Figura 45 Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 5 g y 20 g de bioadsorbente de cáscara de palta	139
Figura 46 Ajuste del modelo de Yoon–Nelson frente a los datos experimentales para 5 g de bioadsorbente	141
Figura 47 Ajuste del modelo de Thomas frente a los datos experimentales para 5 g de bioadsorbente	142
Figura 48 Ajuste del modelo de Yoon-Nelson frente a los datos experimentales para 20 g de bioadsorbente	144
Figura 49 Ajuste del modelo de Thomas frente a los datos experimentales para 20 g de biomasa	145

Figura 50 Espectro FTIR del bioadsorbente de semilla de palta antes y después del proceso de adsorción	147
Figura 51 Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta antes y después del proceso de adsorción	150
Figura 52 Curva de ruptura del agua residual de la Peletería “Piel Andina”	157

RESUMEN

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la capacidad de adsorción de cromo total en aguas residuales de la Peletería “Piel Andina”, mediante el uso de biomasa residual de *Persea americana*, en sistemas por lotes y en flujo continuo.

Las características fisicoquímicas del agua residual mostraron un pH de 6.889 y una concentración de cromo total de 33.9 mg/L. En cuanto a la biomasa residual fue obtenida de residuos domésticos y sometida a procesos físicos; posterior a ello fue caracterizada mediante FTIR.

Los ensayos en soluciones sintéticas de cromo se realizaron en un sistema por lotes considerando como variables independientes el pH, la cantidad de biomasa (cáscara/semilla) y el tamaño de partícula, bajo condiciones de operación de agitación constante de 150 rpm, un tiempo de contacto de 3 horas y una concentración inicial de 50 ppm. En cuanto al sistema de flujo continuo se evaluaron columnas empacadas con 5 g y 20 g de cáscara de palta, operando a pH 5 y con un tamaño de partícula de 0.5 mm.

Los resultados en soluciones sintéticas evidenciaron que la cáscara de palta alcanzó una capacidad de adsorción en el proceso por lotes de 28.9 mg/g. En el sistema continuo, la mayor capacidad obtenida fue de 8.31 mg/g con 20 g de biomasa, ajustándose al modelo de Yoon–Nelson. Al aplicar estas condiciones al tratamiento del agua residual, se obtuvo una capacidad de adsorción de 10.8 mg/g en el sistema por lotes y de 2.38 mg/g en el sistema de flujo continuo.

Palabras clave: Adsorción, Cromo total, Proceso en lotes, Lecho fijo.

Capítulo I

1. Planteamiento del problema

1.1. Descripción del problema

Las impurezas del agua tienen origen natural y antrópico, siendo este último la principal fuente de polución a consecuencia de los efluentes de aguas servidas, industriales y otros factores como la contaminación generada por la explotación minera que libera metales pesados (García, 2009).

Según Pabón *et al.*, (2020), se consideran metales pesados al plomo, cadmio, arsénico, cromo, níquel, zinc, manganeso, cobre, mercurio y aluminio, ya que son elementos químicos que se caracterizan por tener un alto nivel de toxicidad en concentraciones bajas, de los cuales se resalta al cromo por su alta densidad que es de 7.19 g/cm^3 y que está presente en los efluentes de la actividad de curtiembre.

De acuerdo a Muñoz *et al.*, (2020) en el Perú las industrias del cuero utilizan métodos convencionales que no cuentan con tratamientos eficientes para sus efluentes que contienen altas concentraciones de cromo, puesto que, en el proceso de curtiembre solo se aprovecha entre el 60 y el 80% del cromo.

Frente a las consecuencias negativas de la existencia de metales pesados en el entorno natural y su fuerte impacto sobre los cuerpos de agua se han desarrollado métodos para su remoción en efluentes industriales como: el intercambio iónico, óxido-reducción, precipitación y otros, los cuales tienden a ser costosos y presentan valores bajos de remoción en pequeñas concentraciones (Tejada *et al.*, 2015a).

En el distrito de Sicuani, provincia de Canchis de la región del Cusco, las actividades de curtiembre artesanal representan un problema debido a la contaminación de los recursos hídricos,

ya que dicha actividad elimina sus aguas residuales directamente en el Río Vilcanota sin pasar por un tratamiento adecuado. Un estudio realizado por Yanarico, (2024) evidenció que dichas aguas contienen altos niveles de contaminantes, entre ellos el cromo debido a que es usado comúnmente en el proceso de curtido de pieles; además, la ausencia de tecnologías de remediación de sus efluentes causa un riesgo tanto para el ecosistema como para la salud de la población. En este contexto es importante considerar el marco normativo vigente en el Perú: los efluentes de aguas residuales no domésticas se regulan por el D.S. N° 010-2019-VIVIENDA, el cual establece como valor máximo admisible para cromo total 10 mg/L.

La peletería “Piel Andina”, ubicada en Sicuani, desarrolla procesos artesanales de curtido que emplean sales de cromo, generando aguas residuales con presencia significativa de cromo total debido a la ausencia de sistemas de tratamiento especializados. Este tipo de efluentes representa un riesgo ambiental por la movilidad y persistencia del metal en medios acuáticos, lo que hace necesario explorar alternativas de remoción eficientes y de bajo costo.

Por otra parte, la industria alimentaria genera subproductos que suelen considerarse residuos, este es el caso de la industria peruana relacionada con el procesamiento de la palta, siendo sus principales actividades la fabricación de aceite de palta, la comercialización externa de palta congelada, entre otras; además, se considera el consumo diario de esta fruta. Según Bressani *et al.*, (2009) de dichas actividades se obtienen como sub productos la semilla y la cáscara de palta, de las cuales la cáscara representa del 12 al 16% del peso total de la palta y la semilla del 20 al 27%.

En este contexto, se plantea como alternativa de solución el uso de biomasa residual de *Persea americana* (cáscara y semilla de palta) como material adsorbente para la remoción de cromo total presente en los efluentes de la Peletería “Piel Andina”. Por ello, esta investigación

plantea evaluar la capacidad de adsorción de biomasa residual de *Persea americana* en sistemas por lotes y de flujo continuo, aplicada a efluentes reales de curtiembre, con el propósito de desarrollar una alternativa sostenible y económica para la reducción de cromo total en descargas industriales.

1.2. Formulación de Problema

1.2.1. Problema General

¿Cuál es la capacidad de adsorción de la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA), del cromo total de aguas residuales de la Peletería “Piel Andina”?

1.2.2. Problemas Específicos

- ¿Cuáles son las características fisicoquímicas del agua residual de la Peletería “Piel Andina”?
- ¿Cuáles son los grupos funcionales presentes en la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA)?
- ¿Cuál es el efecto del pH, la cantidad cáscara/semilla y el tamaño de partícula de la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA) en la capacidad de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en un sistema por lotes?
- ¿Cuál es la capacidad de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en flujo continuo en función de la dosis de biomasa residual de *Persea americana* (PALTA)?
- ¿Cuál es el modelo cinético que se ajusta al proceso de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en flujo continuo utilizando biomasa residual de *Persea americana* (PALTA)?

- ¿Cuál es la capacidad de adsorción de cromo total de aguas residuales de la Peletería “Piel Andina” utilizando biomasa residual de *Persea americana* (PALTA) en sistema por lotes y continuo?

1.3. Justificación e importancia

El proceso de adsorción en columna de lecho fijo con flujo continuo se presenta como una alternativa técnica viable, debido a su eficiencia de remoción, facilidad de operación y bajo costo, lo que lo hace adecuado para su implementación en pequeñas y medianas industrias locales.

La biomasa residual de *Persea americana*, ampliamente disponible en Perú debido a la producción significativa de esta fruta en diversas regiones, constituye un recurso económico y sostenible. Sus componentes lignocelulósicos, como la celulosa y la lignina, presentes tanto en la semilla como en la cáscara, favorecen la adsorción de iones metálicos, incluyendo el cromo. Esta característica convierte a la biomasa de palta en un material adsorbente potencialmente efectivo para la recuperación y tratamiento de aguas residuales industriales.

La relevancia de este estudio se encuentra en su contribución a la salud pública y al medio ambiente, al reducir la presencia de cromo total en los efluentes de curtiembres peruanas, minimizando así los riesgos de exposición humana y contaminación de cuerpos de agua. Asimismo, fomenta la economía circular mediante la valorización de residuos agrícolas que de otro modo serían descartados, promoviendo la sostenibilidad ambiental y el uso responsable de los recursos locales.

Desde el punto de vista científico y técnico, este trabajo amplía el conocimiento sobre la aplicación de la biomasa de palta en procesos de adsorción, tanto en sistemas por lotes como en columnas de lecho fijo con flujo continuo, lo que podría servir de referencia para futuras

investigaciones y escalamiento a nivel industrial en el país. Esto está alineado con los objetivos de optimizar la remoción de metales pesados de fuentes hídricas contaminadas y ofrecer alternativas accesibles y ecológicas para la gestión de efluentes en el Perú.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo General

Evaluar la capacidad de adsorción de la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA), del cromo total de aguas residuales de la Peletería “Piel Andina”.

1.4.2. Objetivos específicos

- Determinar las características fisicoquímicas del agua residual de la Peletería “Piel Andina”.
- Determinar los grupos funcionales presentes en la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA).
- Determinar el efecto del pH, la cantidad de cáscara/semilla y el tamaño de partícula de la biomasa residual de *Persea americana* (PALTA) en la capacidad de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en un sistema por lotes.
- Determinar la capacidad de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en flujo continuo en función de la dosis de biomasa residual de *Persea americana* (PALTA).
- Proponer cuál es el modelo cinético que se ajusta al proceso de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas en flujo continuo utilizando biomasa residual de *Persea americana* (PALTA).
- Determinar la capacidad de adsorción de cromo total de aguas residuales de la Peletería “Piel Andina” utilizando biomasa residual de *Persea americana* (PALTA) en sistemas por lotes y continuo.

1.5. Hipótesis

1.5.1. Hipótesis general

HG: La biomasa residual de *Persea americana* (PALTA) tiene la capacidad de adsorber cromo total en soluciones sintéticas y aguas residuales de la Peletería “Piel Andina” la cual depende del pH, la cantidad de cáscara/semilla y el tamaño de partícula para un proceso en lotes y de la dosis para un sistema continuo de lecho fijo.

Capítulo II

2. Marco Teórico

2.1. Antecedentes del problema

2.1.1. Antecedentes internacionales

Mahmoud *et al.*, (2024) tuvieron como objetivo eliminar Cr (VI) del agua utilizando semillas de palta, las fuentes de agua analizadas son: agua sintética, agua de mar, agua residual y agua potable del laboratorio. La caracterización del bioadsorbente se realizó mediante los análisis: FTIR, XRD, EDX, BET, BJH, TGA, DTA, con el análisis FTIR se identificó grupos funcionales como C-O, C = O, C-C-C, H-C-H, O-H. Realizó el experimento en un proceso en lotes, los factores que afectaron en el proceso y se consideraron para ser analizados en este trabajo fueron: el pH (1-7), tiempo de agitación (1-100 min), masa del nanomaterial (1-100 mg), concentración de iones cromo hexavalente (20-120 mg/L), temperatura (20-60 °C) y la fuerza iónica. Concluyeron que los resultados óptimos de eliminación de Cr (VI) en aguas reales fueron de 98.44 a 98.86% y se presentaron a un pH de 2, tiempo de agitación de 30 min a 120 rpm, temperatura de 25 °C, con 10 mg de masa de nanoadsorbente.

Chwastowski y Staroń, (2023) evaluaron la capacidad de adsorción de la cáscara de palta tanto en su forma natural como luego de ser sometida a un tratamiento térmico. Para ello, la biomasa fue previamente secada, molida y tamizada hasta obtener un tamaño de partícula entre 0.2 y 0.5 mm. El experimento se llevó a cabo en un proceso por lotes, utilizando una masa de 0.5 g de cáscara por 20 mL de solución contaminada con Cr (VI) o Cd (II). La biomasa sin tratamiento térmico presentó una capacidad de adsorción de aproximadamente 6.0 mg/g para Cr (VI) y 9.7 mg/g para Cd (II), valores comparables con los obtenidos tras la modificación térmica. El modelo isotérmico de Dubinin-Radushkevich ajustó mejor para Cr (VI), mientras que el de Freundlich fue el más adecuado para Cd (II), indicando una superficie heterogénea y multicapas.

Concluyeron que la cáscara de palta sin modificación química o térmica, y con un tamaño de partícula cercano a 0.5 mm, puede ser empleada eficazmente como material bioadsorbente para la remoción de metales pesados en solución.

González *et al.*, (2020) desarrollaron un compuesto que sea altamente poroso, optimizando la conformación de celdas con el fin de ser usado como soporte del quitosano para la reducción de Cr (VI) en la columna de lecho fijo; así como, también realizar la caracterización completa del sistema. Como resultado obtuvieron que las mejores condiciones para el lecho fueron de 27 cm de altura, 4 mL/min de caudal y 300 mg/L de concentración de entrada, la capacidad de adsorción de Cr (VI) fue de 82.62 mg/g de quitosano; además, determinaron que solo dos ciclos de regeneración de la columna son convenientes para la adsorción. Concluyeron que el aumento de la porosidad del material soporte mediante la incorporación de poliestireno mejoró notablemente la capacidad y velocidad de adsorción del Cr (VI), al reducir la resistencia a la transferencia de masa y favorecer la difusión tanto del quitosano como de los iones metálicos en el lecho fijo.

Nag *et al.*, (2020) utilizaron hojas frescas de caucho, yaca y mango como adsorbentes, el bioadsorbente posee un tamaño de partícula de 250-325 μm . La solución contaminada se preparó usando $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$, ajustando el pH con H_2SO_4 o NaOH . Se utilizaron 4 columnas de Perspex en paralelo con una longitud de 50 cm y diámetro de 1.5 cm. Se analizaron los siguientes parámetros: el pH para caucho, yaca y mango: 1.5, 2 y 2, respectivamente, la longitud de lecho fijo de 3, 5, 7 y 9 cm; a mayor altura se observó mayor eficiencia de remoción, el flujo de entrada osciló de 10 a 25 mL/min; se recomienda baja velocidad para mayor remoción. Los modelos cinéticos analizados fueron: Thomas, Yoon-Nelson, Bohart-Adams y Wolborska; el modelo de Thomas se adaptó mejor a la curva de ruptura. Por último, analizaron la eliminación

del adsorbente saturado, para esto se quemó a 650 °C, formando ceniza y se realizaron pruebas de lixiviación durante 24 horas las cuales mostraron que no hubo lixiviación de Cr

(VI). Concluyeron que las hojas secas de mango actuaron como el adsorbente más eficiente para la remoción de Cr (VI) en columna de lecho fijo, mostrando mejor desempeño a mayor altura del lecho, confirmando el potencial de los materiales naturales como alternativas sostenibles en el tratamiento de aguas contaminadas con metales pesados.

Yahya *et al.*, (2020) analizaron la biosorción simultánea y continua de iones Cr y Cu (II) usando cáscara de almendra en un sistema de lecho fijo. El adsorbente, caracterizado por SEM y FTIR, mostró ser poroso y contener grupos funcionales hidroxilo, carbonilo y alifáticos.

Utilizaron un tamaño de partícula de 200-350 μm , y las muestras se recolectaron de la curtiduría Fata Tanning Industry en Nigeria, el pH inicial fue de 3.7. Se identificaron iones de Cr y Cu (II) que excedían los límites permisibles. El experimento se realizó en una columna de lecho fijo con diámetro de 3 cm y 30 cm de longitud, utilizando un rango de concentración inicial de 50-70 mg/L para Cr y 3.5-7 mg/L para Cu (II). Concluyeron que, la mejor eficiencia se logró a un caudal de 3 mL/min, con concentraciones de 67.5 mg/L para Cr y 7 mg/L para Cu (II) y una longitud de lecho de 7 cm; la adsorción fue del 70% para Cr y 65.9% para Cu (II).

Basu *et al.*, (2019), evaluaron la capacidad de adsorción de plomo (Pb) en un biorreactor de lecho fijo utilizando cáscara de lenteja como material adsorbente. El estudio se realizó con una longitud de lecho de 10 cm, una concentración inicial de alimentación de 100 mg/L y un flujo de 20 mL/min. Mediante el estudio cinético, determinaron el comportamiento del reactor a lo largo del tiempo, aplicando los modelos de Yoon-Nelson y Thomas, que presentaron los mejores ajustes con coeficientes de correlación entre 0.9 y 0.95. Durante todo el periodo de funcionamiento del reactor se alcanzó entre 96 y 99% de remoción de Pb, con una capacidad de

adsorción de 205.87 mg/g; además, en la etapa de desorción obtuvieron valores de recuperación del 96%, lo que permitió la reutilización del lecho del reactor y la recuperación del metal adsorbido. Al aplicar el sistema en aguas reales contaminadas provenientes de una industria de baterías, lograron un 98% de adsorción en un periodo de 6 horas. Concluyeron que, el biorreactor de columna mostró una alta eficiencia en la remoción de plomo, alcanzando hasta un 98% de adsorción y permitiendo la recuperación del metal para su reutilización, siendo los modelos de Thomas y Yoon-Nelson los que describieron adecuadamente el proceso.

Boeykens *et al.*, (2019) evaluaron la capacidad adsorbente de la semilla de palta (*Persea americana*) en su forma natural, químicamente modificada y como carbón activado para la remoción de Cr (VI) y Pb (II) en aguas residuales. Se prepararon soluciones sintéticas de 1000 mg/L a partir de cromato de potasio y nitrato de plomo, realizando ensayos en sistema discontinuo a 25 °C, con agitación de 200 rpm y biomasa tamizada de 0.5 mm. Las concentraciones se determinaron mediante fluorescencia de rayos X de reflexión total (TXRF). Los resultados mostraron que con 1.25 g de biomasa natural obtuvieron una remoción del 80 % de Cr (VI) a pH 5, mientras que con 0.15 g de biomasa natural lograron alta eliminación de Pb (II) en soluciones de 30 ppm; además, la biomasa modificada químicamente presentó buena eficiencia para ambos metales. Los datos experimentales fueron ajustados al modelo cinético de pseudo segundo orden y a la isoterma de Langmuir, confirmando el mecanismo de adsorción por intercambio iónico y formación de complejos con grupos –OH, carboxilo, amina y amida. Concluyeron que la biomasa de semilla de palta, natural o activada, es un material de bajo costo y alta capacidad para la adsorción de Cr (VI) y Pb (II), y que la técnica TXRF resultó adecuada por su bajo costo y precisión analítica.

Aranda y Cristiana, (2019) estudiaron la aplicación de cáscara de palta Hass (*Persea americana*) como biosorbente para eliminar cromo en soluciones acuosas en sistemas en lote. Para el experimento se utilizó una concentración de biomasa de 1 g/L, a una temperatura constante de 20 ± 2 °C y con una velocidad de agitación de 140 rpm. Se evaluó el comportamiento del sistema ante distintos niveles de acidez (pH 1.0 a 4.0) utilizando una solución inicial con 100 mg/L de Cr (VI). Los resultados indicaron la capacidad máxima de adsorción de aproximadamente 5.5 mg/g. Además, se observó que el proceso de adsorción involucró una reducción química del Cr (VI) a Cr (III), seguida de una adsorción parcial del Cr (III) sobre la biomasa. Asimismo, se evaluó la adsorción de cromo total en una columna de lecho fijo utilizando 2 g de adsorbente, a diferentes valores de pH (1, 1.5, 2, 2.5 y 3), con un flujo de 0.75 mL/min y una concentración inicial de 200 mg/L. Los resultados mostraron que la mayor capacidad de adsorción se obtuvo a un pH de 1.5. Concluyeron que, la cáscara de palta es un biosorbente eficiente capaz de eliminar Cr (VI) mediante un mecanismo mixto que combina la bio reducción a Cr (III) y la posterior biosorción de este ion sobre la biomasa.

Tejada *et al.*, (2015b) estudiaron la remoción de Cr (VI) utilizando cáscara de ñame y bagazo de palma, activados con ácido cítrico 0.6 M para mejorar la capacidad de adsorción. La adsorción en lotes se realizó con 100 mL de solución sintética de Cr (VI) (100 ppm) a 25°C durante 120 minutos, variando el pH (2, 3, 4 y 6) y el tamaño de partícula (0.355, 0.5 y 1 mm). La capacidad máxima de adsorción fue 41.57 mg/g para el bagazo de palma y 25.01 mg/g para la cáscara de ñame, ambos a pH 2 y tamaño de partícula de 1 mm. Posteriormente, los mejores resultados se probaron en un sistema continuo usando una columna de plástico (diámetro 3.5 cm y altura 18.5 cm) con 7 g de biomasa, flujo de 0.1 mL/s (6 mL/min) y tiempo de contacto de 270 min. Se utilizó el modelo de Thomas para describir el proceso, obteniendo una remoción de 32

mg/g para el bagazo de palma y 18-22 mg/g para la cáscara de ñame, sin saturación de la biomasa en el tiempo establecido. Concluyeron que la adsorción se favorece a pH 2 debido a la protonación de la superficie del adsorbente, el modelo de Elovich describió mejor la cinética y el bagazo de palma mostró la mayor eficiencia, recomendando estudios de saturación y reúso a mayor tiempo de operación.

Mekonnen *et al.*, (2015) evaluaron la eficacia de tres materiales de bajo costo: semilla de aguacate (AKS), aserrín de *Juniperus procera* (JPS) y cáscara de papaya (PP) como adsorbentes para la remoción de cromo hexavalente en solución acuosa mediante un sistema por lotes. Los materiales fueron lavados, secados al aire y luego en horno a 105 °C, molidos y tamizados hasta obtener una fracción de 150 µm. Las pruebas se realizaron bajo condiciones constantes de agitación (200 rpm), volumen (30 mL) y temperatura (25 °C). Se estudiaron los efectos del pH (1–9), dosis del adsorbente (0.1–0.7 g), concentración inicial (5–50 mg/L) y tiempo de contacto (10–180 min). Los resultados indicaron que el pH óptimo para la adsorción fue 1.0, con una dosis de adsorbente de 0.5 g y un tiempo de contacto ideal entre 160 y 180 minutos, a partir del cual la remoción de Cr (VI) se estabilizó en los tres casos. Las capacidades máximas de adsorción obtenidas fueron: 13.58 mg/g para AKS, 10.11 mg/g para JPS y 8.65 mg/g para PP. El análisis del equilibrio mostró que los datos se ajustaron mejor al modelo de isoterma de Freundlich, sugiriendo una adsorción en superficies heterogéneas. En cuanto al estudio cinético, los tres adsorbentes presentaron un comportamiento que se ajustó al modelo de pseudo-segundo orden, lo que indicó que la etapa limitante del proceso estaría asociada a interacciones químicas entre el Cr (VI) y los grupos funcionales presentes en los adsorbentes. Concluyeron que, la adsorción de Cr (VI) depende del pH, ajustándose mejor al modelo de Freundlich y al cinético de

pseudo-segundo orden; además, el proceso fue factible, espontáneo y exotérmico entre 20 y 45 °C.

Acosta *et al.*, (2012) evaluaron la capacidad adsorbente de la cáscara de mamey para la remoción de cromo hexavalente en soluciones acuosas. Para el desarrollo del experimento, recolectaron la biomasa en un mercado local y posteriormente la sometieron a un proceso de lavado con agua tridestilada durante 24 horas bajo agitación constante, realizando cambios de agua cada 12 horas. Luego, la biomasa fue hervida durante una hora, secada a 80 °C por 12 horas, molida en licuadora y almacenada para su posterior uso. La solución contaminante fue preparada a partir de dicromato de potasio, ajustando su pH según las condiciones del estudio. En los ensayos por lotes, utilizaron 1 g de biomasa para tratar 100 mL de solución de Cr (VI) con una concentración inicial de 100 ppm, a una temperatura de 28 °C y agitación de 100 rpm. Las mediciones de la concentración residual de cromo se realizaron mediante los siguientes métodos: Cr (VI) por difenilcarbazida, Cr (III) por el método cromazurol S y cromo total por espectrofotometría de absorción atómica. Concluyeron que, bajo condiciones de pH 1, 100 ppm de Cr (VI), 1 g de biomasa, 28 °C y 100 rpm, lograron una remoción casi total del Cr (VI) en tan solo 50 minutos y que el pH 1 fue el más eficiente para la remoción; además que, al incrementar la temperatura a 60 °C obtuvieron una remoción casi total del Cr (VI) en solo 12 minutos.

Pérez *et al.*, (2009) llevaron a cabo una investigación sobre la biosorción de cromo (III) empleando residuos de naranja en sistemas por lotes y en flujo continuo. En los ensayos en lote analizaron las variables de pH, concentración del adsorbente y tamaño de partícula, encontrándose que las partículas menores a 1.5 mm alcanzaron la mayor capacidad de adsorción (0.3 mmol/g). Asimismo, se identificó que una dosis de 4 g/L y un pH de 5 generaron los mejores porcentajes de remoción. En el estudio en flujo continuo, se utilizó una columna acrílica

de 50 cm de altura y 2.2 cm de diámetro interno, con partículas de 0.6 a 1.5 mm compactadas entre perlas de vidrio. Se evaluaron dos alturas de lecho (25.5 y 34 cm), correspondiente a 18 g y 24 g respectivamente, se observó un mejor desempeño con la mayor altura. Concluyen que el pH y la dosis de adsorbente influyen en mayor medida en la remoción de Cr (III) que el tamaño de partícula. Además, los datos experimentales de los ensayos en lote se ajustaron a una cinética de pseudo-segundo orden, mientras que los de flujo continuo coincidieron con el modelo BDST.

Malkoc *et al.*, (2006) evaluaron la adsorción de Cr (VI) utilizando orujo de oliva como biosorbente mediante ensayos en lote y en columna. El material fue caracterizado por FTIR y SEM, analizando los efectos del pH (2–5), la dosis (5–15 g/L), la concentración inicial (50–200 mg/L) y la temperatura (25–60 °C). En sistemas por lotes, la máxima capacidad de adsorción fue de 8.4 mg/g a pH 2, alcanzando una remoción del 98.6% con 15 g/L, mientras que el modelo de Langmuir describió mejor los datos ($R^2 = 0.9905$; $Q_0 = 18.69$ mg/g). En columna, con un lecho fijo de 10 cm y caudal de 5 mL/min, la capacidad fue de 3.33 mg/g, ajustándose al modelo de Bohart-Adams. Concluyeron que, la remoción de Cr (VI) depende fuertemente del pH, la masa de adsorbente, la concentración inicial y la temperatura, mostrando un proceso endotérmico y espontáneo; además, el sistema por lotes aprovechó mejor la capacidad de adsorción que el sistema en columna, destacando que el orujo de oliva es un adsorbente económico y eficiente.

Netzahuatl *et al.*, (2010) evaluaron la capacidad de adsorción de la cáscara de palta variedad Hass en la eliminación de cromo hexavalente y cromo total en soluciones acuosas. La investigación se desarrolló en un sistema por lote, utilizando una solución de dicromato de potasio con una concentración inicial de Cr (VI) de 102 mg/L, ajustada a pH 2, con una dosis de biomasa de 1 g/L, agitación constante de 150 rpm y temperatura de 28 °C. Para cuantificar el Cr (VI) se empleó el método de 1,5-difenilcarbohidrazida, mientras que el cromo total se determinó

mediante espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados indicaron que la cáscara de palta no solo actúa como adsorbente, sino que también produce la transformación química del Cr (VI) a Cr (III), siendo esta última la especie predominante después de 120 horas de contacto. Concluyeron que, las capacidades máximas de adsorción fueron de 101.81 mg/g para Cr (VI) y 63.88 mg/g para cromo total; además, el ajuste de los datos al modelo cinético de pseudo segundo orden indicó que el proceso sigue un mecanismo de tipo químico.

2.1.2. Antecedentes nacionales

Condori y Pumacayo, (2019) utilizaron biomasa de papa activada, analizaron el proceso de adsorción tomando en cuenta como variable dependiente el rendimiento del proceso de biosorción y desorción de Cr y como variables independientes la concentración del efluente, el caudal y el tiempo. Concluyeron que, el biosorbente de papa tenía grupos funcionales que favorecen la sorción de cromo, establecieron que con un flujo reducido se obtienen resultados óptimos de remoción de Cr; además, lograron 86% de remoción de cromo en un tiempo de 50 minutos y $C_0 = 330.5$ mg/L, en cuanto a la evaluación de la capacidad de sorción del efluente de la empresa de curtiembre PIRS, determinaron 86% de sorción a una concentración de 330.5 mg/L y lograron una desorción de 35% con un caudal de 0.05 mL/s.

2.1.3. Antecedentes locales

Maldonado *et al.*, (2021) utilizaron como bioadsorbente los residuos de yuca modificada con HNO_3 para la adsorción de Cr (III) de una solución con concentración de 100 ppm, la biomasa residual se caracterizó con el análisis FTIR, el sistema de adsorción consistió en un equipo de acero inoxidable 316 compuesto de dos contenedores en los que había 6 y 1.5 L de la solución contaminada con Cr (III) que se dividieron en 5 columnas pequeñas con un diámetro de 1 cm y altura de 20 cm a un flujo de 40 y 60 mg/L, el valor de pH de 5.5 permaneció constante

para toda la experimentación, se trabajaron con dos alturas de lecho de 10 y 15 cm, se tomaron 3 mL de agua tratada en intervalos de tiempo para ser analizados. Concluyeron que, los parámetros que afectan la adsorción con flujo continuo son el flujo de entrada, concentración inicial y altura, la mayor remoción fue de 28.66 mg/g, con un caudal de 3.61 mL/min y $C_0=46.39$ mg/L, tanto el modelo de Thomas como el de Yoon-Nelson se acomodaron a la curva de avance.

Vargas, (2022) evaluaron la capacidad de esta biomasa vegetal para remover cromo trivalente en soluciones sintéticas y reales. En el estudio, la biomasa fue sometida a un proceso de activación química mediante hidrólisis ácida y básica. Los ensayos de adsorción, realizados en un equipo de prueba de jarras, evaluaron la influencia del pH, tamaño de partícula y dosis del biosorbente, alcanzándose una capacidad máxima de 47.9 mg/g a pH 5.5, con partículas de 106 μm y una dosis de 0.5 g/L. El modelo cinético de pseudo segundo orden describió adecuadamente el proceso ($R^2 = 0.9995$), evidenciando una dependencia de la velocidad de adsorción con los sitios activos disponibles. Determinó que la capacidad de adsorción efluentes reales de la industria peletera fue de 37.6 mg/g. Finalmente, comprobó que el material presentaba una eficiencia de desorción del 81.41% y una capacidad de re-adsorción de 28.7 mg/g.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Metales pesados

Los metales pesados están relacionados con el deterioro ambiental y sus repercusiones adversas en los ecosistemas debido a su alta toxicidad. Dichos elementos poseen una densidad mayor a 5 g/cm³ y tienen un número atómico mayor a 20, de acuerdo con esta definición, se identifican 51 elementos de la tabla periódica (Ali y Khan, 2018).

2.2.1.1. Cromo

Este elemento pertenece a los metales de transición descubierto por Louis Nicola Vauquelin en el año 1797. Su símbolo es Cr, con número atómico de 24, masa atómica de 52.00, densidad de 7.19 g/cm^3 , sus estados de oxidación son +6, +5, +4, +3, +2, siendo el +6 y +3, los números de oxidación más estables (Chang y Goldsby, 2010).

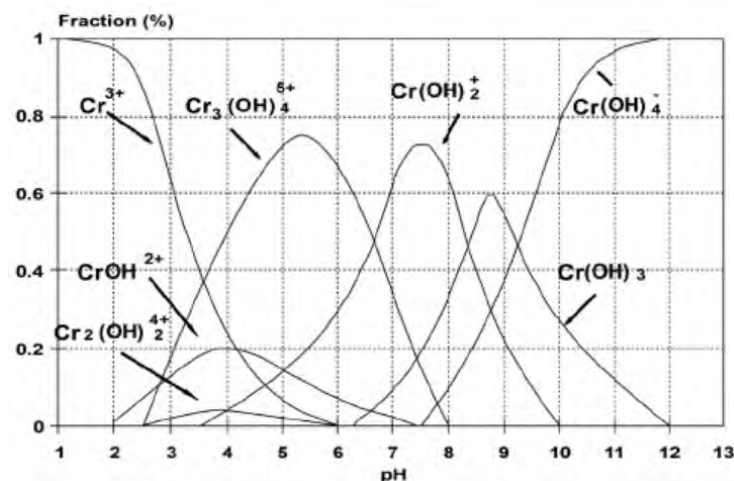
Usualmente el cromo se presenta como iones inorgánicos, los estados de oxidación que son frecuentes son el Cr (III) y Cr (VI), este último se encuentra en condiciones oxidantes o aerobias, se caracteriza por tener alta solubilidad en el agua, cuya coloración es amarilla desde niveles bajos. En cuanto al Cr (III) se encuentran en condiciones reductoras o anaeróbicas, usualmente se encuentra en disoluciones acuosas; sin embargo, dicho ion tiene baja solubilidad que frecuentemente en condiciones neutras, ligeramente ácidas y alcalinas precipita como Cr(OH)_3 . La distinción entre el cromo hexavalente y trivalente es significativa debido a la alta toxicidad que presenta el Cr (VI) por ser presunto cancerígeno; además, de ser más soluble a comparación del Cr (III) que es menos tóxico y, de hecho, puede funcionar como un micronutriente. El cromo hexavalente no tiende a precipitar en ningún pH, ya que se encuentra como oxianión en el agua, por lo que la forma más común de extraer dicho ion del agua es mediante un agente reductor para convertirlo en Cr (III). Además, este metal es utilizado ampliamente en diversas actividades como la curtiembre del cuero y galvanizado, debido a las emisiones procedentes de la industria, el cromo se ha convertido en un contaminante común en el agua (Baird y Cann, 2012).

En la Figura 1 se muestra la especiación del cromo en función del pH en un sistema acuoso, en cada curva se puede apreciar una especie específica en el rango de pH, a pH 3 la especie de Cr (III) es la más predominante, seguidamente en menor proporción por CrOH^{2+} y

$\text{Cr}_2(\text{OH})_2^{4+}$, para un pH 4 está presente la especie $\text{Cr}_3(\text{OH})_4^{5+}$ que comienza a ser más abundante y Cr^{3+} aún se encuentra en considerable proporción y a pH 5 la especie que más predomina es $\text{Cr}_3(\text{OH})_4^{5+}$, mientras que Cr^{3+} y $\text{Cr}(\text{OH})_2^{2+}$ disminuyen notablemente.

Figura 1

Especiación del cromo en función del pH



Nota. Extraído de (Dos Santos *et al.*, 2012)

2.2.2. Industria del cuero

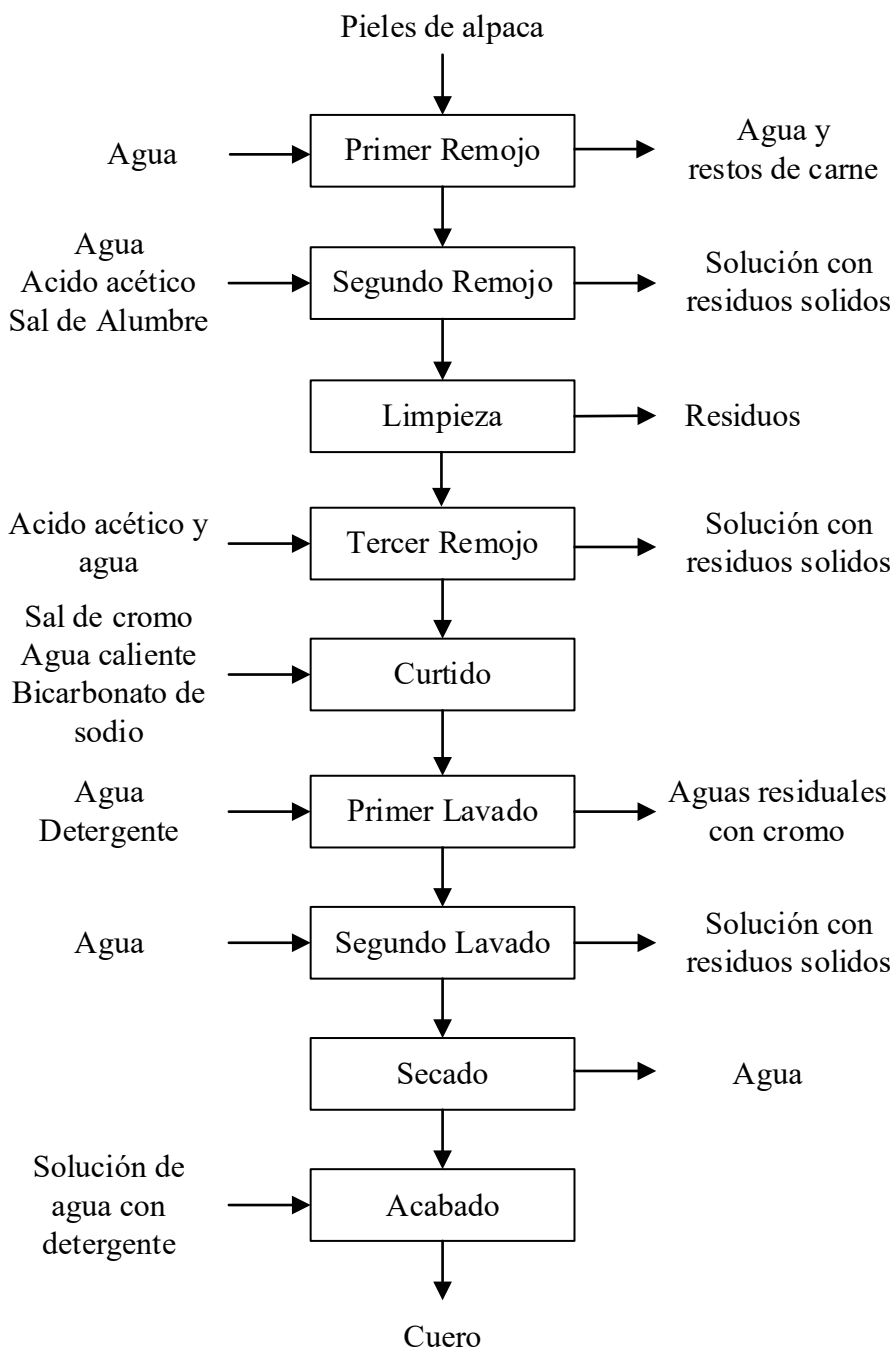
El curtido al cromo o curtido químico es el proceso principal para la producción de cueros, se lleva a cabo utilizando sales de cromo cuyo efecto sobre la piel es el de disolver grasas y proteínas no fibrosas, permitiendo entrelazar químicamente las fibras de colágeno unas con otras. El tratamiento con sales de cromo le da un acabado más suave y delgado al cuero usado en ropa, calzado, carteras, guantes y tapicería (McCann, 2001).

Durante el curtido al cromo, la piel solo absorbe del 60-70% del sulfato de cromo (III) y el resto se descarga como aguas residuales en las que se genera una cantidad considerable de cromo hexavalente ya que el cromo trivalente se oxida, dicha oxidación puede darse gracias al uso de aceites vegetales y lípidos insaturados durante la actividad de engrasado, otros factores

pueden ser: un entorno seco, exposición a la radiación UV y las altas temperaturas (Kumar *et al.*, 2023).

2.2.2.1. Proceso de producción de la Peletería “Piel Andina”

La empresa “Piel Andina”, ubicada en el distrito de Sicuani, provincia de Canchis, región del Cusco, se dedica a la actividad de curtiembre y peletería de forma artesanal. Su proceso inicia con la compra de pieles de alpaca, las cuales se someten a un remojo en agua por un periodo máximo de dos días, con el objetivo de eliminar los restos de carne adheridos. Posteriormente, las pieles se colocan en tanques que contienen ácido acético y sal de alumbre, lo que permite un descarnado más eficiente, eliminando tejidos y componentes no deseados. Luego, las pieles pasan a una etapa de limpieza manual, en la cual, utilizando un caballete y una rasqueta dentada, se retiran las impurezas y la capa grasosa residual. Finalizado este procedimiento, se realiza un nuevo remojo en ácido acético con el fin de asegurar que el cuero quede completamente limpio y libre de contaminantes. Una vez preparada la piel, continua el proceso de curtido al cromo, diluyendo sal de cromo en agua caliente y adicionando bicarbonato de sodio como fijador. La solución resultante se aplica de manera manual y homogénea sobre la piel, la cual se deja en contacto con el cromo durante aproximadamente 12 horas. Tras esta etapa, se efectúa un lavado en dos fases: primero con agua y detergente comercial, y luego únicamente con agua, utilizando recipientes separados. Es importante señalar que estas aguas residuales suelen ser vertidas directamente al sistema de desagüe. Finalmente, las pieles se estiran sobre tableros de madera con clavos, con el fin de conservar su forma y tamaño, y se les aplica una solución de agua con detergente en forma de gotas. El proceso concluye con el suavizado y peinado del cuero, obteniéndose así el producto final destinado a la industria de la peletería. A continuación se muestra en la Figura 2 el diagrama de flujo del proceso.

Figura 2*Diagrama de flujo del proceso de la Peletería Piel Andina*

2.2.3. *Tratamiento de aguas contaminadas*

La precipitación química es un método para tratamiento de aguas residuales, el cual transforma una sustancia soluble en forma insoluble a través de la incorporación de productos químicos, dando como resultado un entorno sobresaturado, para realizar dicho proceso se sigue los siguientes pasos, primero ocurre la nucleación, seguido por el crecimiento de los cristales y, finalmente, se lleva a cabo la floculación. Dicho proceso es complejo debido a que se produce solo en condiciones de sobresaturación (Singh *et al.*, 2022).

El proceso de coagulación tiene como objetivo desestabilizar las partículas coloidales, facilitando su sedimentación al contrarrestar las cargas negativas que mantienen a las partículas suspendidas. La floculación, por su parte, se encarga de unir los flóculos formados durante la coagulación, incrementando su volumen y peso para facilitar su decantación. Los floculantes, que actúan como agentes auxiliares en la coagulación, pueden ser minerales, como la sílice activada, u orgánicos, como los polielectrolitos sintéticos o los alginatos naturales. Ambos procesos son interdependientes y permiten consolidar las partículas en flóculos más grandes, con un peso específico superior al del agua, lo que favorece su precipitación (Quiroz *et al.*, 2019).

La osmosis inversa es una operación de separación por membrana, en dicha operación el solvente de una solución concentrada pasa hacia una solución diluida, esto ocurre cuando la presión que se aplica es superior a la presión osmótica. La osmosis inversa se utiliza para la limpieza de solventes orgánicos, para la desalinización de agua salada y para conseguir agua pura de soluciones acuosas diluidas, los beneficios del uso de este proceso es que no hay cambio de fase y se realiza a temperatura ambiente (McCabe *et al.*, 2007).

Se entiende por filtración al aislamiento de partículas sólidas presentes en un fluido, este proceso se lleva a cabo cuando el fluido pasa por un medio filtrante que es el lugar donde se

acumulan los sólidos. La filtración a escala industrial requiere que el fluido se someta a un pretratamiento como la recristalinización, adición de un material auxiliar de filtración o calentamiento para aumentar la eficiencia de la filtración. Existen diferentes mecanismos de filtración; así como: el filtro de flujo transversal que se utiliza generalmente para la microfiltración, el filtro de torta en el que los sólidos del fluido que pasa por el medio filtrante se acumulan en esta superficie formando una torta y el filtro clarificador en el que se utiliza una pila de discos hechos de material como las fibras de celulosa y asbestos (McCabe *et al.*, 2007).

El tratamiento electroquímico se basa en el paso de corriente eléctrica por el agua con electrolitos, para así lograr la reacción de oxidación-reducción. Así, la energía eléctrica se utiliza como un medio para afrontar la contaminación ambiental; sin embargo, el costo de este proceso es una de sus principales desventajas. Entre las ventajas se destaca que no requieren reactivos, la ausencia de lodos y la versatilidad de los equipos, como también la selectividad, ya que al controlar el potencial del electrodo se puede elegir la reacción electroquímica (Quiroz *et al.*, 2019).

El intercambio iónico consiste en que los aniones y cationes intercambiables de un sólido son sustituidos cuando están en contacto con una solución electrolítica provocando esto un cambio en la composición de la solución. Los usos más comunes de este tratamiento se dan en la desmineralización del agua por la eliminación de aniones y cationes y en el ablandamiento de aguas por sustitución de iones calcio por iones sodio, también se utiliza este método para la separación de metales a partir de soluciones diluidas (McCabe *et al.*, 2007).

La fitorremediación se basa en la habilidad de determinadas plantas para captar, almacenar, transformar o estabilizar algunos contaminantes en el agua, aire o suelo, como metales tóxicos. Este proceso posee varios ventajas frente a métodos fisicoquímicos, ya que tiene

bajo costo y es ampliamente aplicable. Además, que es un proceso ecoamigable y efectivo para la reducción de contaminantes en efluentes (Mendoza *et al.*, 2016).

2.2.4. Adsorción

Es un proceso en el que las moléculas, átomos o iones (adsorbato) de un soluto se unen en la capa superficial del adsorbente sólido el cual es un material poroso lo que favorece la adsorción, ya que este proceso se da en las paredes de los poros. Dicho fenómeno se puede dar tanto en sistemas de líquidos como de sólidos. Normalmente la adsorción debe darse como un proceso continuo, es decir, el adsorbente permanece en un lecho fijo en tanto el fluido circula de forma continua hasta que el adsorbente casi este saturado, por lo tanto, el flujo debe desviarse hacia otro lecho mientras que el lecho saturado es regenerado o reemplazado. La adsorción en una fase líquida tiene diferentes aplicaciones, se utiliza para separar: los contaminantes cromáticos de aceites vegetales y soluciones de azúcar, agua de líquidos y compuestos orgánicos de aguas residuales y potables, este proceso también se utiliza para recuperar sustancias que no son fáciles de separar por cristalización o destilación. Los equipos que se utilizan para realizar la adsorción son: adsorbedores de lecho fijo (McCabe *et al.*, 2007).

La adsorción tiene dos tipos básicos de procesos, los cuales son el químico y el físico. El proceso de adsorción física implica la captura de algunos compuestos en una superficie adsorbente a través de fuerzas intermoleculares que se describen por la fuerza de Van der Waals, en este tipo de adsorción la desorción ocurre con mayor facilidad. Por otro lado, la quimisorción, es la transferencia de masa y adhesión a la capa superficial del material adsorbente durante la reacción química, a través de las fuerzas de valencia, lo que puede dar lugar a reacciones complejas con contaminantes o la transferencia de iones del contaminante hacia la superficie del

adsorbente, el intercambio iónico es considerado como un tipo específico de adsorción química (Iakovleva y Sillanpää, 2020).

La adsorción por lotes es usada frecuentemente en laboratorios con la finalidad de realizar el estudio minucioso de las características del material adsorbente; así como, del contaminante y la cinética de adsorción, en cambio mediante el método de columna se realiza el ajuste de los parámetros del proceso de adsorción con el fin de ser usado a escala industrial. Se suele describir el proceso de adsorción por medio de modelos matemáticos como la cinética y las isothermas de adsorción, dicho modelo es una herramienta importante para comprender los mecanismos de adsorción como también facilita la elección de parámetros adecuados del proceso para así optimizar la eliminación de los contaminantes (Iakovleva y Sillanpää, 2020).

2.2.5. *Procesos de adsorción en lotes*

La adsorción en lotes es un método ampliamente utilizado para estudiar la capacidad de los materiales en la remoción de contaminantes presentes en soluciones acuosas. Este proceso consiste en poner en contacto un adsorbente con una solución contaminada durante un periodo determinado hasta alcanzar el equilibrio de concentración, permitiendo evaluar la eficiencia del material y los factores que influyen en la adsorción (Foo y Hameed, 2010).

Entre las variables más importantes que afectan este proceso se encuentran el pH, la concentración inicial del contaminante, la dosis del adsorbente, el tamaño de partícula, ya que determinan la interacción entre las moléculas del soluto y la superficie activa del material (Gupta, 2009).

2.2.6. Parámetros que influyen en la capacidad de adsorción en un proceso en lotes

2.2.6.1. pH de la solución

En el agua, las bases y ácidos orgánicos débiles están sujetos al proceso de adsorción, el cual depende significativamente del pH, ya que este parámetro regula la actividad de los protones en una solución acuosa. Describir este fenómeno es complejo, debido a que varía según las propiedades del adsorbato y del adsorbente. Los efectos principales que dependen del pH son la protonación y desprotonación del adsorbato; así como, el cambio de la carga en la superficie del adsorbente. Usualmente, el efecto de protonación y desprotonación afecta a la capacidad de adsorción debido a la alteración de la polaridad del adsorbato. El valor de pH en el cual la suma de cargas positivas es igual a la suma de cargas negativas, se denomina como punto de carga cero (pH_{PZC}), el cual influye en las fuerzas de atracción o repulsión entre la superficie del adsorbente y el adsorbato (Worch y Eckhard, 2012).

El pH de la solución es un factor importante para la adsorción de cromo, debido a que este influye en la carga, la solubilidad y la especiación química del contaminante, como es el caso del cromo; además, este parámetro influye en la condición química de los grupos funcionales, es decir en el estado de los sitios únicamente activos, los cuales se encargan del proceso de biosorción de cromo y la biorreducción de cromo (Tejada, *et al.*, 2015a).

2.2.6.2. Dosis de la biomasa

Este parámetro es crucial para determinar la capacidad de adsorción del adsorbente, se determinó que a mayor dosis de adsorbente es más alto el porcentaje de eliminación del adsorbato; sin embargo, disminuye la capacidad de adsorción, esto se debe a que a mayor volumen de adsorbente existen más sitios activos disponibles, lo que permite que cantidades más pequeñas de contaminantes se adsorban de forma más eficiente, es decir, se alcanza un

porcentaje máximo de eliminación y la capacidad de adsorción es menor debido al aumento del peso del adsorbente. Al tener dosis más bajas de adsorbente, las moléculas de adsorbato están disponibles para ocupar los sitios activos del adsorbente, lo que indica mayor capacidad de adsorción, por el contrario, al incrementar la dosis del adsorbente con concentración constante de adsorbato, hay menor capacidad de adsorción debido a que hay sitios activos que permanecen libres (Ahmad y Danish, 2022).

2.2.6.3. Composición química de la biomasa

Los subproductos agroindustriales están compuestos mayormente por polisacáridos como la hemicelulosa, lignina y celulosa. La lignina es uno de los componentes claves para la bioadsorción, debido a su amplia gama de grupos funcionales como los grupos carbonilo, metoxilo, fenólicos e hidroxilos alifáticos, dichos grupos son capaces de enlazarse con los iones metálicos por medio de la concesión de un par de electrones del oxígeno y la formación de complejos estables (Sanchez-Silva *et al.*, 2020).

2.2.6.4. Tamaño de partícula

La adsorción se da principalmente en la parte interna de las partículas del adsorbente, especialmente en la pared de los poros en ubicaciones específicas. La capacidad de adsorción depende estrechamente de la disponibilidad del volumen en el adsorbente la cual está vinculada al área superficial externa del material. Cuando el área superficial externa es mayor, se incrementa la capacidad de adsorción debido a que hay más sitios disponibles para la interacción con el adsorbato; además, cuando el tamaño de partícula es menor tiene mayor área superficial por unidad de masa, lo que permite una mayor cantidad de poros internos (Tejada *et al.*, 2015a).

2.2.6.5. Temperatura del sistema

La temperatura es un factor que puede influir en las propiedades del sorbente, debido a que una temperatura elevada puede afectar la estructura porosa del adsorbente, esto resulta en una disminución tanto de la superficie específica como del volumen de los poros; también produce el desgaste del adsorbente como es la disminución de grupos funcionales o descomposición parcial del material. Estos efectos combinados conllevan a la reducción de la capacidad de sorción del material (Tejada *et al.*, 2015a).

2.2.6.6. Tiempo de contacto

Es un parámetro que tiene un papel crucial en la determinación del tiempo de equilibrio y la velocidad de adsorción. El tiempo de equilibrio depende de factores como la concentración inicial del adsorbato, el pH, la cantidad de adsorbente y la temperatura. En general, la observación para el tiempo de contacto es que la capacidad de adsorción y el porcentaje de eliminación incrementa hasta lograr el equilibrio en el proceso. La información relacionada con la tendencia del tiempo de contacto no se encuentra disponible en comparación a los otros parámetros de adsorción como la cantidad de adsorbente, la concentración inicial del contaminante, la temperatura del sistema y el pH de la solución (Ahmad y Danish, 2022).

2.2.7. *Proceso de adsorción en columna de lecho fijo*

El lecho fijo se divide en tres zonas: zona de transferencia de masa (ZTM), zona de saturación, y zona de adsorción. La zona de saturación es en la que la adsorción del adsorbato alcanza el equilibrio en la interface sólido/solución, la concentración del efluente está en equilibrio con la cantidad adsorbida del contaminante, es decir, el adsorbente se satura y ya no hay transferencia de masa del adsorbato hacia el adsorbente. La zona de adsorción está constituida por partículas del adsorbente que no han entrado en contacto con el adsorbato

(concentración iguala a cero), por último, la ZTM es aquella en la que se lleva a cabo la adsorción propiamente dicha, las moléculas del adsorbato se acumulan en las partículas del adsorbente en forma continua desde la entrada del lecho, lo que significa que, la ZTM se desplaza por el lecho con una velocidad que es menor a la velocidad de entrada del fluido (Hu *et al.*, 2024).

2.2.7.1. Curva de ruptura

Es una gráfica con forma de “S” que muestra cual es el comportamiento de la concentración del contaminante durante la adsorción respecto a su concentración inicial a lo largo del tiempo. La curva de ruptura se ve influenciada por parámetros como la curva de la isoterma, la velocidad de adsorción, el pH, la altura del lecho, concentración del flujo de entrada, tamaño de partícula y el caudal. La ubicación de la curva de ruptura en el eje x, representa a la variación del tiempo que esta influenciada por la velocidad de desplazamiento de la zona de transferencia, la que a su vez se ve afectada por la fuerza de adsorción y velocidad de flujo (Hu *et al.*, 2024).

Debido a que la curva de ruptura tiene forma asintótica, el tiempo de saturación y el tiempo de ruptura no se pueden determinar con precisión (Hu *et al.*, 2024).

2.2.7.2. Tiempo de ruptura

Este término hace referencia al tiempo que necesita el proceso de adsorción para llegar a la ruptura, es decir, el tiempo necesario para que la ZTM llegue al final del lecho (Hu *et al.*, 2024).

2.2.7.3. Tiempo de saturación

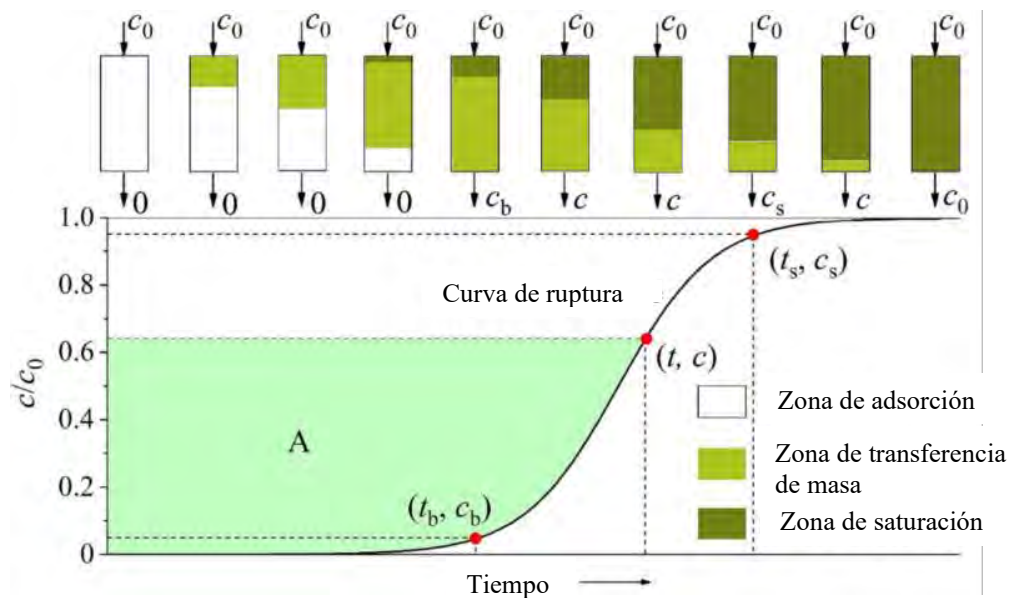
Es el tiempo en el que se alcanza la saturación del lecho, lo que significa que ya no existe la ZTM, esto sucede porque durante la adsorción la ZTM avanza de forma gradual mientras que

la zona de saturación crece, lo que conlleva a que la concentración del adsorbato se acumule rápidamente en la salida del lecho (Hu *et al.*, 2024).

La Figura 3 muestra cómo evoluciona la curva de ruptura en el tiempo; además, se muestran las tres zonas presentes en el lecho fijo y la dinámica de estas durante el proceso de adsorción.

Figura 3

Representación de la curva de ruptura y la ZTM en una columna de lecho fijo



Nota. Adaptado de (Hu *et al.*, 2024).

Donde:

C_0 : concentración inicial de la solución (mg/L).

C_b : concentración en tiempo de ruptura (mg/L).

C_s : concentración en el tiempo de saturación (mg/L).

t_s : tiempo de saturación (min).

t_b : tiempo de ruptura (min).

2.2.8. *Parámetros que influyen en la capacidad de adsorción en una columna de lecho fijo*

2.2.8.1. Altura del lecho de la columna

Cuando la profundidad del lecho es mayor, el tiempo de ruptura y el tiempo de agotamiento son lentos, a su vez, el volumen del efluente incrementa debido al crecimiento de la profundidad del lecho. Esto se debe a que se incrementó la cantidad de sitios de unión disponibles y al aumento de la superficie; además, el tiempo de contacto entre el adsorbato y el adsorbente se incrementa con el aumento de la cantidad de este último (Patel, 2019).

2.2.8.2. Concentración inicial del adsorbato

Al incrementar la concentración del afluente en el sistema, los puntos de ruptura y agotamiento se alcanzan rápidamente debido a que la concentración puede acelerar el consumo de recursos disponibles. Es decir, en un inicio, el proceso de adsorción fue más rápido ya que se cuenta con mayor disponibilidad de sitios vacantes, posteriormente, al aumentar la concentración inicial del contaminante genera una fuerza impulsora más intensa que facilita la superación de la resistencia a la transferencia de masa en el líquido, lo que ocasiona un rápido agotamiento de los sitios disponibles (Patel, 2019).

2.2.8.3. Caudal del adsorbato en la columna

El punto de ruptura se genera más rápido cuando se tiene un caudal alto, por lo que el tiempo de ruptura incrementa con la disminución del caudal. En cuanto a la transferencia de masa, incrementa por la cantidad adsorbida del adsorbato en la altura del lecho unitario y aumenta a medida que se incrementa el caudal, lo que conlleva a saturarse más rápidamente. En cambio, si la velocidad del flujo es menor, el adsorbato tiene más tiempo de interacción con el adsorbente, por lo que la eficiencia de adsorción es mayor (Patel, 2019).

2.2.8.4. pH del adsorbato

En ciertos casos, el proceso de adsorción es óptimo cuando se encuentran a pH ácido y en otros casos la eliminación máxima se genera en un pH alcalino, está condicionado por las características del material adsorbente y del contaminante (Patel, 2019).

El proceso de adsorción de los adsorbatos está influenciado por la actividad de protones en soluciones acuosas, lo que se conoce como pH. Este fenómeno está relacionado directamente con las propiedades del adsorbente y del adsorbato, por lo que es complicado detallar una descripción teórica. Generalmente, la polaridad del adsorbato es modificada por los cambios de protonación y desprotonación dependientes del pH; además, que puede afectar la carga superficial del adsorbente. También, los grupos funcionales en las superficies de los adsorbentes pueden sufrir la protonación o desprotonación, generando la carga positiva de la capa superficial del adsorbente a niveles bajos de pH y carga negativa a niveles altos de pH. La adsorción es débil si la carga del contaminante es igual a la carga de la superficie del adsorbente debido a la mayor polaridad del adsorbato y a las fuerzas de repulsión, a ciertas condiciones hay valores de pH en el que se da la fuerza de atracción entre la superficie del adsorbente y el adsorbato siempre y cuando sus cargas sean opuesta (Worch y Eckhard, 2012).

2.2.8.5. Tamaño de partícula del adsorbente

Cuando las partículas del adsorbente son más grandes, el tiempo de penetración y agotamiento se producen con mayor lentitud, por lo que resulta en una mayor capacidad de adsorción; sin embargo, en el campo industrial, no se suele estudiar tamaños de partículas muy pequeños para así evitar complicaciones relacionadas a la separación sólido-líquido; además, cuando la partícula es muy pequeña genera un incremento en la caída de presión dentro de la columna de lecho fijo (Patel, 2019).

2.2.9. Características del adsorbente

2.2.9.1. Porosidad

La porosidad describe la proporción de espacio vacío y el volumen total. Dependiendo del volumen total se distingue la porosidad de la partícula y la porosidad aparente o del lecho. La porosidad de la partícula o porosidad interna es la fracción del volumen vacío dentro de una partícula de adsorbente, este concepto se refiere a la proporción entre el volumen de los poros y el volumen total de la partícula. Por otro lado, la porosidad del lecho se puede definir como la proporción entre el volumen de vacíos ocupados por líquidos entre las partículas adsorbentes y el volumen total del reactor (Worch y Eckhard, 2012).

2.2.9.2. Área superficial externa

El área superficial externa influye significativamente en la velocidad de transferencia de masa en la adsorción. En caso de adsorbentes que sean altamente porosos, se debe distinguir entre la transferencia de masa interna o externa. En cuanto a la transferencia de masa externa, esta ocurre en la capa superficial límite hidrodinámica de la partícula adsorbente, debido a que dicha capa es muy delgada se considera el área superficial externa para el cálculo de transferencia de masa. Por otro lado, la transferencia de masa interna se da mediante el proceso de difusión intraparticular, si la transferencia de masa interna se puede representar mediante la ecuación general de transferencia de masa, entonces el área favorable para la transferencia de masa sigue siendo igual a la superficie externa del adsorbente (Worch y Eckhard, 2012).

2.2.9.3. Área de superficie interna

Los adsorbentes porosos usualmente tiene paredes de superficies internas que son mucho más grandes que las áreas de superficie externa, por tal motivo, en su mayoría la capacidad de adsorción se origina en el área de la superficie interna; sin embargo, el área de superficie interna

por sí sola no es suficiente para la caracterización o predicción de la capacidad de adsorción, ya que la fuerza de adsorción es afectada por diversas propiedades del adsorbente y del adsorbato. Para determinar el área superficial interna estandarizada se usa la técnica BET, consiste en la adsorción de gas a baja temperatura y la aplicación de isoterma Brunauer-Emmett-Teller (Worch y Eckhard, 2012).

2.2.9.4. Distribución del tamaño de poro

Los adsorbentes pueden presentar superficies internas formadas por numerosos poros de diferentes tamaños y formas, lo cuales pueden clasificarse principalmente por macroporos, mesoporos y microporos, en general, los macroporos y mesoporos son importantes para movilizar la masa hacia la parte interna de las partículas del adsorbente, los microporos definen principalmente el tamaño de la superficie interna por lo tanto la capacidad de adsorción, se define que a mayor volumen de microporos es mayor el área superficial interna, por lo que, la capacidad de adsorción es mayor. Sin embargo, la adsorción puede limitarse debido a “exclusión por tamaño” cuando los poros son extremadamente pequeños y los adsorbatos cuentan con moléculas grandes, siendo el caso de la adsorción de moléculas orgánicas de gran peso molecular sobre adsorbentes microporosos. El análisis de la distribución del tamaño de poro es importante para la cinética de adsorción como para el equilibrio de adsorción, pero dicha evaluación es un proceso complejo ya que los modelos para analizar el tamaño de los poros son simplificados y su validación es limitada, debido a que los poros son irregulares se requiere realizar suposiciones sobre su forma y no hay un método que abarque todos los tamaños; además, los procesos de análisis y medición son complejos y los resultados por diferentes métodos no suelen ser comparados (Worch y Eckhard, 2012).

2.2.10. Modelo cinético para flujo continuo

Los modelos cinéticos para flujo continuo aplican formulaciones matemáticas simples que facilitan la predicción del comportamiento de la adsorción dinámica, entre ellos se encuentran: Yoon-Nelson, Thomas y Bohart-Adams (Hu *et al.*, 2024).

2.2.10.1. Modelo de Yoon-Nelson

Según Hu *et al.*, (2024) el modelo de Yoon-Nelson es utilizado para pronosticar la evolución de la curva de ruptura en todo el intervalo de tiempo y la vida operativa del lecho; además, establece que la tasa de reducción en la probabilidad de adsorción de cada molécula esta relacionada proporcionalmente por ambas probabilidades: adsorción y la de desorción. Este modelo no requiere conocer: las características del adsorbato, ni las propiedades del adsorbente.

El modelo se expresa de la siguiente manera:

$$\frac{c}{c_0} = \frac{1}{1 + \exp[k_{YN}(\tau - t)]} \quad (1)$$

La ecuación linealizada:

$$\ln\left(\frac{c_0}{c} - 1\right) = k_{YN}\tau - k_{YN}t \quad (2)$$

Donde:

c : concentración del soluto a la salida de la columna (mg/L).

c_0 : concentración del soluto a la entrada de la columna (mg/L).

k_{YN} : constante de velocidad de Yoon-Nelson (1/min).

τ : tiempo de funcionamiento necesario para alcanzar el 50% del avance (min).

t : tiempo de operación (min).

2.2.10.2. Modelo de Thomas

Según Hu *et al.*, (2024) este modelo es utilizado para calcular la constante de velocidad y la capacidad de adsorción a ciertos parámetros operativos. El modelo de Thomas se fundamenta

en las siguientes premisas: el flujo se comporta como un tapón en el lecho es decir no existe una dispersión axial, la velocidad de adsorción está controlada por efectos químicos y no por el efecto de la difusión. El modelo de Thomas se expresa a continuación:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp\left[k_T C_0 \left(\frac{q_0 m}{v C_0} - t\right)\right]} \quad (3)$$

La ecuación linealizada:

$$\ln\left(\frac{C_0}{C} - 1\right) = k_T \frac{q_0 m}{v} + (-k_T C_0)t \quad (4)$$

Donde:

C : concentración del soluto a la salida de la columna (mg/L).

C_0 : concentración del soluto a la entrada de la columna (mg/L).

k_T : constante de velocidad de Thomas (mL/mg×min).

q_0 : capacidad de adsorción (mg/g).

m : peso del adsorbente en el lecho (g).

v : velocidad de flujo (mL/min).

t : tiempo de operación (min).

2.2.11. Técnicas instrumentales

2.2.11.1. Espectrofotometría de absorción atómica

En general la espectrofotometría es la interacción entre la energía y la materia. La espectrofotometría de absorción atómica se fundamenta en la capacidad de un átomo para absorber luz en una longitud de onda específica, este fenómeno se describe de la siguiente forma, los átomos están formados por un núcleo rodeado de electrones y cada elemento tiene electrones que están organizados en una estructura orbital, dichos electrones ocupan posiciones en los orbitales de forma ordenada y predecible, en caso del átomo, la configuración electrónica más estable corresponde al nivel más bajo de energía conocido como “estado fundamental”. Al

aplicarse energía al átomo mediante una longitud de onda específica (λ), el átomo absorbe dicha energía dando lugar a que un electrón se eleve a un orbital de mayor energía convirtiéndose en un átomo en estado menos estable o excitado (Martínez, 2020).

2.2.11.2. Espectroscopía Infrarroja por Transformada de Fourier (FTIR)

La espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) ejerce el principio de la espectroscopía vibracional molecular. Dicha técnica es usada con frecuencia para reconocer grupos funcionales en la superficie del adsorbente que suelen tener grupos funcionales que son partícipes de interacciones físicas o químicas con las moléculas de adsorbato. Esta técnica es usada por investigadores antes y después del proceso de adsorción con la finalidad de encontrar cambios en los picos de transmitancia (Ahmad y Danish, 2022).

- **Principio físico-químico:** La técnica FTIR se basa en la absorción de radiación infrarroja por parte de las moléculas, lo que induce vibraciones de estiramiento y flexión en los enlaces químicos. Cada tipo de enlace vibra a una frecuencia específica que depende de la masa atómica y de la fuerza del enlace, generando un espectro característico o “huella molecular” de la sustancia. El instrumento utiliza un interferómetro que registra todas las frecuencias simultáneamente y, mediante la transformada de Fourier, convierte la señal interferométrica en un espectro de absorción en función del número de onda (Pavia *et al.*, 2015).
- **Regiones y aplicación del espectro infrarrojo:** La espectroscopía infrarroja permite identificar grupos funcionales mediante la observación de las frecuencias de vibración de los enlaces químicos, tales como N–H, O–H, C–H, C=O, C=C o C≡N. Estas bandas se distribuyen en regiones específicas del espectro: la región funcional (4000–1300 cm^{-1}) y la región de la huella digital (1300–400 cm^{-1}). Dichas zonas son útiles

para la caracterización estructural de los compuestos y para determinar la naturaleza química de los materiales adsorbentes (Pavia *et al.*, 2015).

- **Interpretación de resultados:** La interpretación de los espectros FTIR consiste en analizar la posición, forma e intensidad de las bandas de absorción presentes en el espectro. Cada tipo de enlace presenta una frecuencia de vibración característica; por tanto, su comparación con tablas de referencia permite identificar los grupos funcionales presentes (véase Anexo 1). En estudios de adsorción, la variación de la intensidad o desplazamiento de las bandas entre los espectros antes y después del proceso indica la posible participación de grupos funcionales como hidroxilos, carboxilos o aminas en la interacción con el contaminante, como el Cr (VI). De esta manera, el FTIR proporciona información relevante sobre los mecanismos de unión y la composición superficial del material analizado Pavia *et al.*, (2015).

2.2.12. Biomasa

La biomasa es una fuente de energía renovable derivada de residuos orgánicos, forestales, acuáticos, ganaderos, agroindustriales y residuos urbanos. De acuerdo a su origen la biomasa se clasifica en cultivos energéticos y biomasa residual. Los cultivos energéticos se utilizan principalmente para producir bioenergía en sus formas de combustible sólido, líquido o gaseoso. Por otra parte, tiene como fuente a los subproductos que se obtienen de procesos industriales o naturales a los que es sometida la materia orgánica, para el propósito de este trabajo se resaltan los residuos agrícolas y agroindustriales ya que estos son parte de la biomasa lignocelulósica que tiene como componentes principales a la: lignina (10-25%), hemicelulosa (15-30%) y celulosa (40-80%) (Vargas *et al.*, 2021).

2.2.12.1. Palta

La palta cuyo nombre científico es *Persea americana* es una baya con endocarpio y mesocarpio carnoso y contiene una semilla. Esta fruta es importante para la fabricación de productos alimenticios, farmacéuticos, colorantes, entre otros (Ceballos y Montoya, 2013).

2.2.12.1.1. Características taxonómicas

Según la Corporación colombiana de investigación agropecuaria, (2023). Estas características brindan información sobre la división, familia, género y especie; además, presenta datos de las características anatómicas y morfológicas de la palta.

- División: el palto pertenece a la división Magnoliophyta lo que indica que es un árbol con flores.
- Familia: el palto pertenece a Lauraceae lo que indica que es un árbol de hoja perenne, es decir, las hojas se mantienen siempre verdes.
- Género: el palto pertenece al género *Persea* lo que indicaría que este árbol se originó en las islas Canarias, Madeira y Azores, se divide en tres subgéneros; *Persea schiedeana*, *Persea indica* y *Persea americana* el cual es conocido como la palta comercial.
- Especie: el árbol de la palta pertenece a la especie *Persea americana*, puede llegar a una altura de entre 10 a 15 metros para la raza mexicana y hasta 30 metros para las razas antillana y guatemalteca.

La palta cuenta con más de 5000 variedades derivadas de la combinación de las razas mexicana, guatemalteca y antillana. Entre las variedades más resaltantes están:

- a. **Fuerte:** tiene forma periforme y tamaño mediano, su longitud promedio es de 10 a 12 cm y de ancho varia de 6 a 7 cm, su peso varía entre 300 y 400 gr. La cáscara

es de color verde y puede ser áspera al contacto. En el caso de la pulpa contiene entre 18 y 26% de ácidos grasos (Ministerio de Agricultura, 2008).

- b. **Hass:** esta es una variedad originaria del estado de California, sus frutos tienen un tamaño mediano entre 200 y 300 gr. y son de forma ovalada periforme. La semilla tiene forma esférica y la cáscara es de grosor medio, tiene aspecto granular y cambia de color de verde a púrpura con el paso del tiempo. El contenido de ácidos grasos fluctúa entre el 18 y el 22% (Ministerio de Agricultura, 2008).

2.2.12.1.2. Semilla

La semilla o endocarpio es aproximadamente el 15% del peso de la palta, la semilla está compuesta de capas de células de parénquima aplanadas tangencialmente, estas células en la semilla se encargan de almacenar almidón, proteínas o aceites (García *et al.*, 1999).

La semilla de palta está compuesta por: humedad del 56.04%, grasas del 1.87%, proteínas del 1.95%, cenizas del 1.87%, carbohidratos y almidón del 33.17% y fibra del 5.10% (Gómez *et al.*, 2017).

En cuanto a sus propiedades fisicoquímicas, Chen y Zhu, (2025) determinaron que para la semilla de palta variedad Fuerte, contiene 55.1% de humedad fresca, 3.3% de contenido de aceite liofilizado y un pH de 5.4. Además, presentó una notable concentración de compuestos fenólicos, entre los cuales destacó la epicatequina como el flavonoide más abundante. Asimismo, se identificaron otros compuestos relevantes como el ácido 1-cafeoilquínico, ácido 4-cafeoilquínico, hidroxitirosol glucósido, tirosol glucósido y dímeros de procianidina tipo A y B, que en conjunto confieren a la semilla un alto potencial antioxidante. Además, se detectaron diversos compuestos volátiles, especialmente terpenos y terpenoides; así como, aldehídos y alcoholes aromáticos como el linalool, los cuales contribuyen a su perfil sensorial y funcional.

2.2.12.1.3. Cáscara

La cáscara o endocarpio de la palta representa entre el 18 al 22% del peso del fruto, la cáscara puede ser irregular y rugosa en climas cálidos o completamente lisa en climas más frescos, los compuestos más comunes presentes en la cáscara son las procianidinas, flavonoles y los ácidos hidroxicinámico e hidroxibenzoico (Barrientos *et al.*, 1996).

De acuerdo a Mora-Sandí *et al.*, (2021) la cáscara de palta contiene celulosa, hemicelulosa y lignina.

La cáscara de palta tiene propiedades antibióticas, antiinflamatorias y antimicrobianas lo que la posiciona como un recurso adecuado para la producción de productos farmacéuticos y se puede utilizar para la producción de adsorbentes amigables con el medio ambiente (Akan, 2021).

Según el análisis bromatológico de palta variedad fuerte realizado por Aymacaña, (2018), obtuvo que contiene un 9.10% de humedad, 8.48% de cenizas, 7.14% de proteína, 22.45% de grasa, 43.18% de fibra cruda y 18.75% de carbohidratos, cuyos datos se realizaron en base seca.

De acuerdo con Chen y Zhu, (2025), la palta variedad Fuerte presenta un contenido de humedad del 77.9% en estado fresco y un contenido de aceite del 15.2% en base liofilizada. El valor de pH no fue reportado en dicho estudio. En cuanto a la caracterización química de la cáscara de esta variedad, se identificaron diversos compuestos fenólicos, destacando por ser la variedad con el mayor contenido fenólico total en comparación con las demás variedades analizadas. Entre estos compuestos, se encontraron ácidos fenólicos como los ácidos hidroxicinámicos y el ácido clorogénico, siendo este último el más abundante. Además, se identificaron compuestos volátiles como terpenos y terpenoides, responsables de características aromáticas del fruto. En general, los flavan-3-oles, como la epicatequina y las procianidinas,

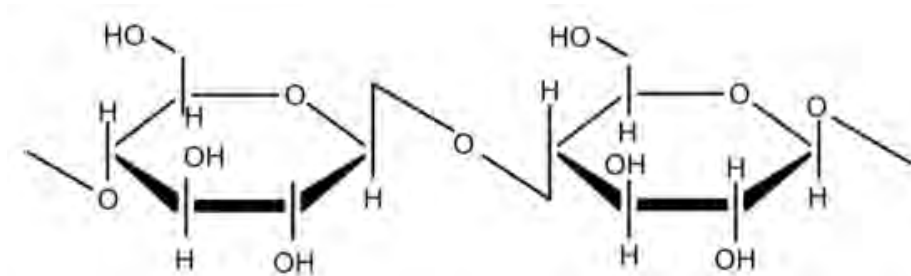
fueron los compuestos predominantes en la matriz analizada, lo cual indica un alto potencial antioxidante en esta fracción del fruto.

Haro *et al.*, (2024) mencionan que la cáscara y semilla de palta son biomásas lignocelulósicas, cuya estructura está compuesta por lignina, celulosa y hemicelulosa. En el siguiente apartado, se detalla las características y definiciones de estos tres componentes.

La celulosa es un polímero lineal constituido exclusivamente por unidades repetidas de celobiosa, las cuales están integradas por dos moléculas de β -glucopiranososa. Estas unidades se enlazan entre sí mediante uniones covalentes del tipo β -1,4-glicosídico (Collard y Blin, 2014).

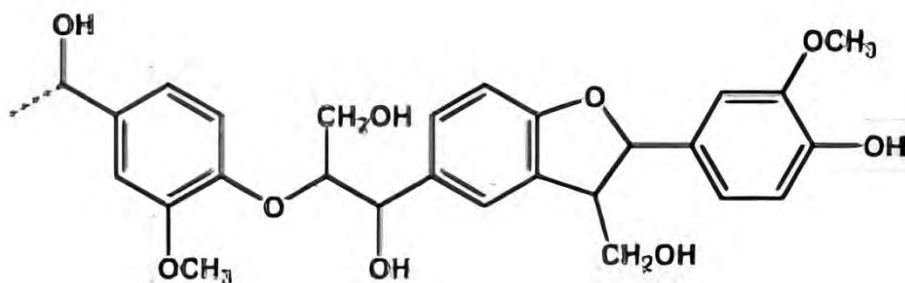
Figura 4

Estructura química de la celulosa

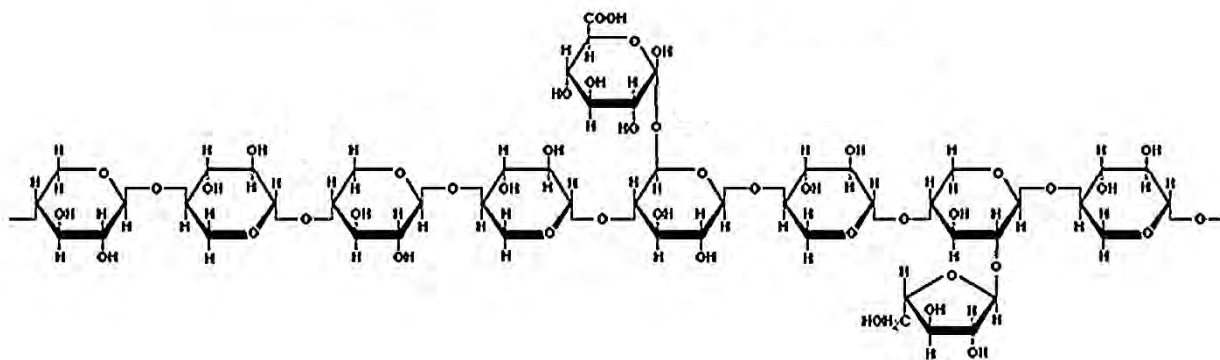


Nota. Adaptado de Haro *et al.*, (2024)

La lignina es un polímero tridimensional y amorfo formado por unidades de p-hidroxifenilo, guayacilo y siringilo, cuya proporción varía según la especie vegetal. Estas unidades aromáticas se enlazan mediante un conjunto diverso de uniones éter y carbono-carbono, siendo frecuente la presencia de enlaces β -O-4, 4-O-5, α -O-4, entre otros. Su estructura incorpora distintos grupos funcionales oxigenados, tales como hidroxilos, carbonilos y grupos carboxilo (Collard y Blin, 2014).

Figura 5*Estructura química de la lignina**Nota.* Adaptado de Gomez Tovar, (2008)

Por último, la hemicelulosa es un heteropolisacárido formado por distintas hexosas y pentosas, siendo la xilosa la más abundante. Su estructura ramificada, compuesta por varios monosacáridos, la hace más fácilmente hidrolizable que la celulosa, facilitando la liberación de azúcares fermentables, aprovechables en la producción de energía (Gomez Tovar, 2008). Representa alrededor del 20–35% de la biomasa lignocelulósica, lo que la convierte en la segunda fuente renovable más abundante (Saha, 2003).

Figura 6*Estructura química de la hemicelulosa**Nota.* Adaptado de Gomez Tovar, (2008)

2.2.13. Prueba de Jarras

La prueba de jarras es una herramienta de laboratorio ampliamente utilizada para definir la dosis adecuada de reactivos y evaluar parámetros que intervienen en procesos de tratamiento de agua. Mediante este ensayo se busca reproducir a pequeña escala fenómenos como la coagulación, floculación y sedimentación, los cuales están directamente relacionados con la eficiencia en la eliminación de contaminantes y, por extensión, con la adsorción de compuestos presentes en el agua. La técnica se desarrolla con equipos que permiten el uso simultáneo de varias jarras, lo que facilita comparar condiciones experimentales bajo diferentes intensidades de agitación. En este procedimiento influyen tanto factores químicos como hidráulicos, entre los que destacan el pH, la temperatura, la concentración de coagulante, la secuencia de incorporación de las sustancias; así como, la intensidad y el tiempo de mezcla. Todos estos parámetros tienen un impacto directo en la capacidad de remoción de partículas y contaminantes, contribuyendo a optimizar la adsorción en sistemas de tratamiento (Lorenzo-Acosta, 2006).

2.3. Marco conceptual

Biomasa residual de palta: son subproductos orgánicos; así como, la semilla, cáscara, hojas y ramas que se producen durante la cosecha, producción y procesamiento de la palta (Flores, 2023).

Adsorción: Es un proceso en el que un soluto presente en un fluido se fija en la superficie de un material sólido poroso (McCabe *et al.*, 2007).

Bioadsorbente: es un material de origen biológico como residuos agrícolas, microorganismos o partes de plantas que posee grupos químicos capaces de fijar metales pesados u otros contaminantes presentes en el agua (Duany-Timosthe *et al.*, 2021).

Adsorbato: Es la sustancia del soluto, ya sea moléculas, átomos o iones, que se adhiere a la superficie del adsorbente durante el proceso de adsorción (McCabe *et al.*, 2007).

Cromo: es un elemento que pertenece a los metales de transición, cuyo símbolo es Cr, su número atómico es 24 y está en el grupo 6 de la tabla periódica. (Chang y Goldsby, 2010).

Lecho fijo: Es un sistema de adsorción en el que el adsorbente permanece inmóvil dentro de una columna mientras el fluido contaminado circula a través de él (Hu *et al.*, 2024).

Flujo continuo: Forma de operación en la que el material entra y sale de manera constante del sistema, permitiendo que, tras alcanzarse el estado estacionario, los parámetros operativos permanezcan prácticamente constantes en el tiempo (Felder y Rousseau, 2004).

Sistema por lotes: modalidad de operación en la que una cantidad fija de fluido se introduce en un equipo, se procesa sin entradas ni salidas durante un intervalo de tiempo y luego se descarga el producto (Felder y Rousseau, 2004).

Transmitancia: es la fracción de luz que atraviesa la muestra y se expresa como la relación entre la intensidad transmitida y la intensidad incidente (Pavia *et al.*, 2015).

Concentración: indica la cantidad de soluto contenida en una cierta cantidad de disolvente o de disolución (Chang y Goldsby, 2010).

Espectrofotometría: La espectrofotometría UV-Vis consiste en medir la cantidad de radiación que una muestra absorbe o transmite, utilizando un espectrofotómetro que genera un haz de luz, selecciona longitudes de onda y detecta la salida para cuantificar la absorción (Pavia *et al.*, 2015).

pH: se define como el logaritmo negativo de la concentración del ion hidrógeno, y se emplea para medir la acidez de una disolución acuosa (Chang y Goldsby, 2010).

Capítulo III

3. Materiales y métodos

3.1. Lugar de investigación

La parte experimental del presente estudio se llevó a cabo en el Laboratorio de Tecnologías (PIQ 213), perteneciente a la Escuela Profesional de Ingeniería Química de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. Este espacio cuenta con los equipos e infraestructura necesarios para el desarrollo de esta investigación.

3.2. Muestra

La muestra está conformada por la biomasa residual (cáscara y semilla) de *Persea americana* variedad fuerte.

3.3. Materiales

3.3.1. *Materiales de vidrio y otros*

- Columna de cromatografía de vidrio de 20 mm x 400 mm – NS 29/32 de la marca ISOLAB.
- Embudos de vidrio.
- Vasos de precipitado de 1000 mL de las marcas ISOLAB, GLASSCO y EURO LAB.
- Probetas de 50 mL, 250 mL y 1000 mL de la marca GLASSCO.
- Pipetas de 1 mL, 5 mL y 10 mL.
- Fiolas de 25 mL, 500 mL y 1000 mL.
- Baguetas de vidrio.
- Balón redondo de 5000 mL de la marca SCHOTT.
- Vidrio de reloj.
- Frascos ámbar de 20 mL.
- Frascos de vidrio de 100 mL.

- Esferas de vidrio de 8 mm.
- Pera de decantación de vidrio de 250 mL con válvula.
- Papel filtro Whatman, grado 42.
- Soporte universal.
- Tamizadores marca W.S. TYLER tamaño de malla #35, #40 y #50.
- Barra de agitación magnética.
- Cernidor de plástico.
- Bolsas herméticas 17.8 cm x 20.5 cm.
- Pinzas tipo nuez y anillo.
- Espátula de acero inoxidable.
- Gasa de algodón 5 cm x 5 cm.

3.3.2. Equipos

- Agitador magnético de la marca Heidolph modelo HR-Hei-Standard.
- Equipo de prueba de jarras de la marca DAIHAN modelo 3T-MGC.
- Agitador de tamices Ro-Tap de la marca W.S. TYLER modelo RX-29-16.
- Estufa de secado (Drying Oven) de la marca Kyntel modelo KX-V145F.
- Licuadora de la marca IMACO.
- Cronómetro.
- Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS.

3.3.3. Instrumentos

- pHmetro de la marca HACH modelo EC20.
- Turbidímetro de la marca Lutron TU-2016.

- Balanza electrónica de precisión de 4 dígitos de la marca Ohaus del modelo Scout Pro (SP2001) con capacidad de 2000 g y una precisión de 0.1 g.
- Balanza analítica de la marca OHAUS PR224 con capacidad de 220 g y una precisión 0.0001 g.

3.3.4. Insumos

- Cloruro de cromo (III) hexahidratado al 96% de la marca Sigma-Aldrich (230723-500g).
- NaOH grado analítico de la marca EMSURE.
- Agua destilada.
- Biomasa de palta de la variedad fuerte (cáscara y semilla).

3.4. Tipo, enfoque y alcance de la investigación

Según Hernández *et al.*, (2014), la presente investigación corresponde a un diseño experimental, de tipo aplicado y con un enfoque cuantitativo.

Asimismo, el alcance de esta investigación es explicativo, dado que se orienta a comprender las causas del fenómeno estudiado y a abordar un problema concreto con potencial de aplicación directa (Caballero, 2014).

3.5. Métodos

3.5.1. Recolección y caracterización del agua residual

El 31 de mayo se llevó a cabo el muestreo de agua residual generada tras el proceso de cromado en la peletería “Piel Andina”, tal como se muestra en la Figura 7. Se recolectaron 5 litros de muestra, destinados al ensayo de adsorción, y adicionalmente se obtuvieron 20 mL que fueron remitidos al Laboratorio Louis Pasteur para la determinación de 30 elementos metálicos, incluyendo cromo y otros metales pesados como plomo, cadmio, arsénico, mercurio y níquel, los cuales presentan potencial toxicidad y se encuentran regulados en el marco legal peruano

mediante el Decreto Supremo N.º 010-2019-VIVIENDA, que establece los Valores Máximos Admisibles (VMA) para descargas de aguas residuales no domésticas. Asimismo, al agua residual se le realizaron pruebas de pH, temperatura y turbidez, las cuales fueron ejecutadas en el laboratorio de Tecnologías.

Figura 7

Recolección de agua residual posterior al proceso de cromado



3.5.2. *Recolección de muestra*

El 24 de abril se efectuó la recolección de la muestra de biomasa residual de palta, como se muestra en la Figura 8, la cual fue obtenida del consumo diario de dicha fruta en los puestos de desayuno que se encuentran en los alrededores de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco. La muestra se colocó en una bolsa plástica y, posteriormente, fue transportada al Laboratorio de Tecnologías.

Figura 8

Recolección de biomasa residual



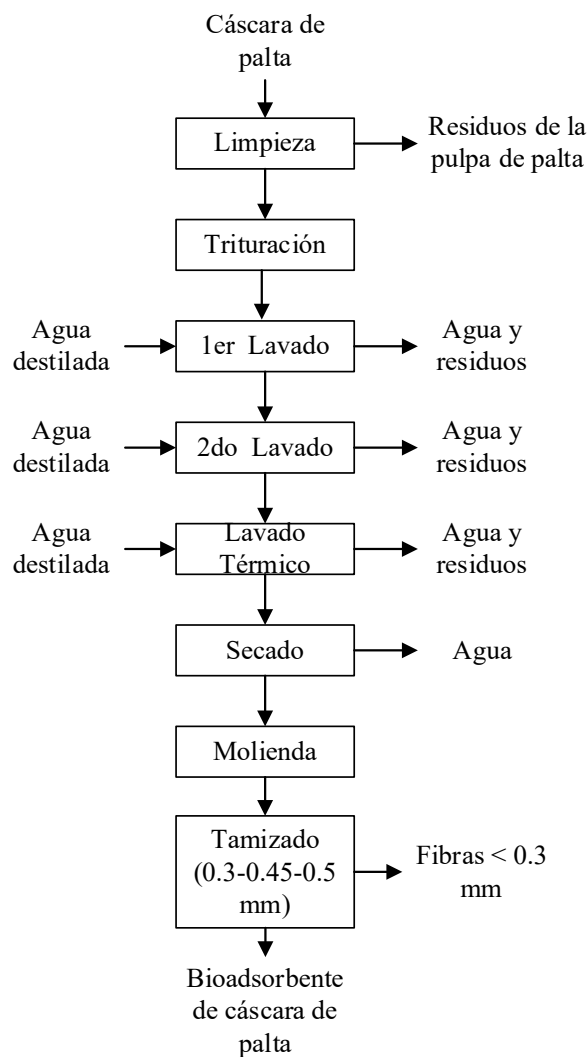
3.5.3. Obtención de bioadsorbente de palta

El proceso de obtención de la biomasa residual de palta se divide en dos etapas. La primera corresponde a la obtención de la biomasa proveniente de la cáscara de palta y la segunda a la obtención de la biomasa procedente de la semilla.

La Figura 9 presenta el diagrama de bloques correspondiente al proceso de obtención del bioadsorbente de cáscara de palta.

Figura 9

Diagrama de bloques para la obtención de bioadsorbente de cáscara de palta



- Limpieza: Se eliminó manualmente la mayor cantidad posible de pulpa adherida, con el objetivo de contar con un material limpio y apto para las siguientes etapas del proceso, como se muestra en la Figura 10.

Figura 10

Limpieza de la cáscara de palta



- Trituración: La cáscara de palta se pesó utilizando una balanza electrónica. Posteriormente, la cáscara se cortó en porciones más pequeñas, facilitando así su manipulación para los siguientes procesos, como se aprecia en la Figura 11.

Figura 11

Trituración de la cáscara de palta



- Primer lavado: Se realizó un primer lavado con agua potable para remover impurezas visibles y, posteriormente, se efectuó un enjuague con agua destilada, tal como se aprecia en la Figura 12.

Figura 12*Primer lavado de la cáscara de palta*

- Segundo lavado: Como se observa en la Figura 13, la cáscara previamente enjuagada se colocó en un vaso de precipitados que contenía agua destilada y se mantuvo en agitación constante a una velocidad de 300 rpm durante 24 horas. Con el fin de optimizar el proceso de limpieza, se realizó un recambio total del agua destilada transcurridas las primeras 12 horas.

Figura 13*Segundo lavado de la cáscara de palta*

- Lavado térmico: La cáscara fue sometida a un proceso de lavado térmico, el cual consistió en llevarla a ebullición durante 1 hora, siguiendo el procedimiento descrito por Acosta *et al.*, (2012). Dicho procedimiento se aprecia en la Figura 14.

Figura 14

Lavado térmico de la cáscara de palta



- Secado: Según se muestra en la Figura 15, para este proceso se utilizó una estufa de convección forzada a 80°C por 24 horas. Dichas condiciones fueron seleccionadas en base a lo reportado por Boeykens *et al.*, (2019).

Figura 15

Secado de la cáscara de palta



- Molienda: Se utilizó un mortero en el proceso de trituration de la cáscara de la palta, para lograr una reducción controlada del tamaño de la muestra, tal como se aprecia en la Figura 16.

Figura 16

Molienda de la cáscara de palta



- Tamizado: La biomasa de cáscara de palta fue tamizado utilizando mallas de los tamaños #35, #40 y #50, con la ayuda del agitador de tamices Ro-Tap de la marca W.S. TYLER. Una vez clasificado la biomasa, este fue almacenado en frascos de vidrio con tapa para su conservación, como se muestra en la Figura 17.

Figura 17

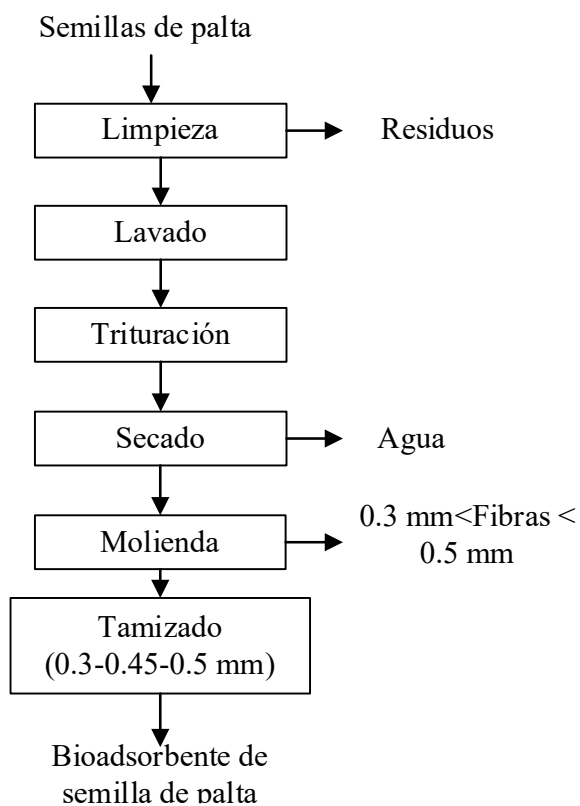
Tamizado de la cáscara de palta



La Figura 18 presenta el diagrama de bloques correspondiente al proceso de obtención de la biomasa de semilla de palta.

Figura 18

Diagrama de bloques para la obtención de bioadsorbente de semilla de palta



- Limpieza: Se realizó la limpieza retirando el tegumento o cascarilla externa de las semillas, lo cual se evidencia en la Figura 19.

Figura 19

Limpieza de la semilla de palta



- Lavado: Se lavaron las semillas de palta con agua potable y se realizó un segundo lavado con agua destilada.
- Trituración: La semilla de palta se pesó utilizando una balanza electrónica y, posteriormente, se trituró con ayuda de un rallador para reducir su tamaño, tal como se observa en la Figura 20.

Figura 20

Trituración de la cáscara de palta



- Secado: Se aplicó el mismo procedimiento de secado utilizado previamente para la cáscara de palta, como se muestra en la Figura 21.

Figura 21

Secado de la semilla de palta



- Molienda: Para reducir el tamaño de la semilla de palta hasta obtener polvo fino, se empleó una licuadora de alta potencia, lo que permitió una molienda uniforme y facilitó alcanzar el tamaño de partícula deseado, tal como se aprecia en la Figura 22.

Figura 22

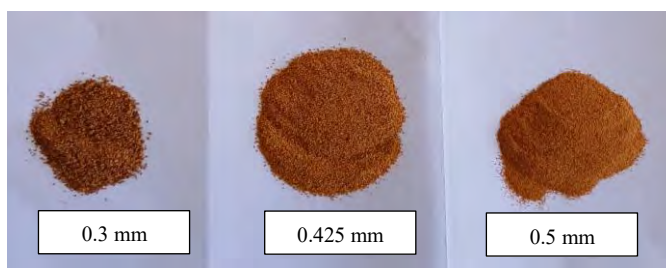
Molienda de la semilla de palta



- Tamizado: Se utilizó el procedimiento de tamizado previamente establecido para el tratamiento de la cáscara de palta, aplicándolo ahora a la biomasa de semilla para obtener el tamaño de partícula deseado, tal como se observa en la Figura 23.

Figura 23

Tamizado de semilla de palta



3.5.3.1. Determinación del porcentaje de humedad

Según Atehortua y Gartner, (2013) la biomasa debe alcanzar un peso constante con un contenido de humedad menor o igual al 10% en base húmeda. Para determinar la humedad perdida se utilizó la Ecuación 5.

$$\%Humedad = \frac{Biomasa\ Humedad - Biomasa\ Seca}{Biomasa\ Humedad} \times 100 \quad (5)$$

3.5.3.2. Determinación del porcentaje de rendimiento

El rendimiento de obtención de biomasa de cáscara y semilla de palta se realizó con la Ecuación 6, extraída de Perry *et al.*, (1997).

$$\%Rendimiento = \frac{Masa\ final}{Masa\ inicial} \times 100 \quad (6)$$

3.5.4. Caracterización del bioadsorbente

Para la caracterización del bioadsorbente, se realizaron análisis fisicoquímicos para determinar el contenido de celulosa y lignina presente en la biomasa residual de palta. Estos análisis fueron llevados a cabo en el Laboratorio de Investigación y Servicios (LABINVSERV) de la Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa.

Adicionalmente, se empleó espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) con el propósito de identificar los grupos funcionales presentes en la biomasa. Se pesaron 10 g de bioadsorbente de cáscara y semilla de palta; estas muestras fueron colocadas en recipientes limpios y herméticos, debidamente etiquetadas y enviadas al Laboratorio Institucional de Análisis y Preparación de Productos Orgánicos (LAbOr) de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco para su análisis mediante FTIR.

3.5.5. *Proceso de adsorción en sistema por lotes*

3.5.5.1. **Preparación de la solución sintética**

Se planteó la preparación de una solución de cromo a 50 ppm, ya que dicha concentración representa un valor promedio reportado en los efluentes generados por las peleterías, según lo indicado por Vargas, (2022).

Tomando este valor de referencia, se preparó la solución utilizando cloruro de cromo (III) hexahidratado ($\text{CrCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) como fuente de cromo. Para ello, se pesaron 0.2669 g de dicha sal, los cuales se disolvieron en agua destilada y se aforaron en un matraz volumétrico de 1 litro, obteniéndose una solución con una concentración de 50 mg/L de Cr (III). Esta concentración fue empleada para preparar el volumen requerido en los ensayos por lotes (5.5 litros), tal como se muestra en la Figura 24.

Figura 24

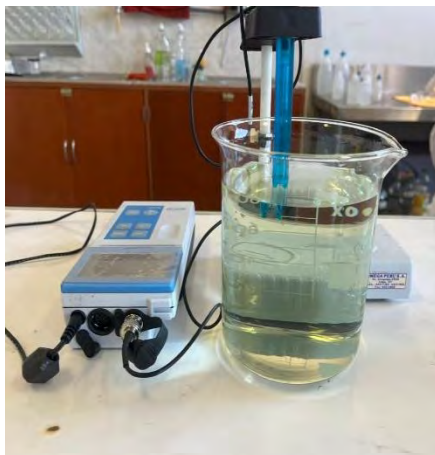
Solución sintética de cromo a 50 ppm



La solución contaminada fue dividida en alícuotas para la corrección del pH. La Figura 25 muestra el ajuste del pH, el cual se realizó mediante la adición de soluciones de NaOH con el objetivo de alcanzar valores de pH 3, 4 y 5. En dichos intervalos, predominan distintas especies de cromo, tal como se muestra en la Figura 1.

Figura 25

Ajuste del pH de la solución estándar de cromo



3.5.5.2. Adsorción en lotes

La variable dependiente del estudio fue la capacidad de adsorción, mientras que las variables independientes correspondieron al pH, la cantidad de bioadsorbente y el tamaño de partícula del bioadsorbente. Para el sistema por lotes, estas variables fueron evaluadas en dos niveles cada una, tal como se presenta en la Tabla 1. El pH de la solución contaminada se trabajó en los niveles 3 y 5; el tamaño de partícula de la biomasa se evaluó utilizando fracciones de 0.3 mm y 0.5 mm; y la cantidad de bioadsorbente se consideró en los niveles 0 y 1.

Tabla 1

Variables y niveles para el sistema por lotes

Variable Independiente	Niveles	
pH de la solución contaminada	3	5
Tamaño de partícula de la biomasa (mm)	0.3	0.5
Cantidad	0	1

En el sistema por lotes se empleó un diseño factorial 2^3 . Asimismo, se incorporaron tres puntos centrales, con las siguientes condiciones: pH 4, tamaño de partícula de 0.425 mm y una cantidad de cáscara/semilla, con 50 % de cáscara y 50 % de semilla (representada como 0.5), con el fin de evaluar la repetibilidad del proceso, estimar el error experimental y analizar la posible curvatura de la respuesta. En total se conformaron 11 grupos de análisis experimental, cada uno ejecutado por duplicado, obteniéndose así 22 experimentos.

La Tabla 2 muestra la combinación de los diferentes niveles que tiene cada variable independiente.

Tabla 2

Plan experimental para el sistema por lotes utilizando soluciones sintéticas

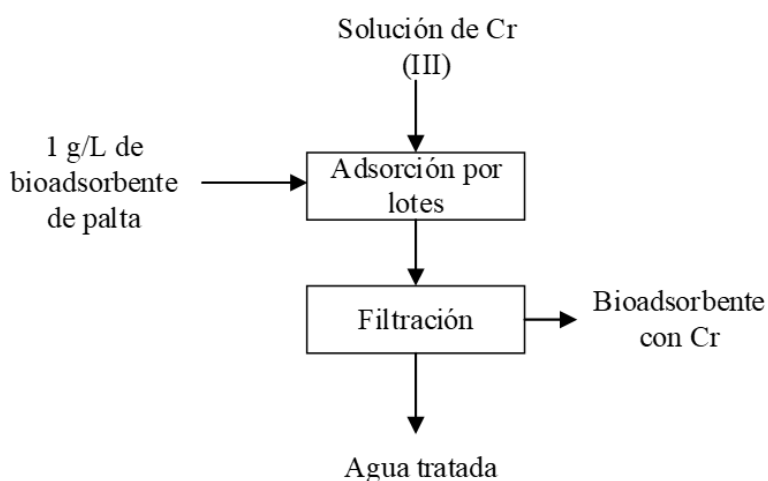
Número de corrida	Cantidad	Tamaño de partícula de la biomasa (mm)	pH	q (mg/g)	Remoción (%)
1	1	0.3	5	-	-
2	0	0.3	5	-	-
3	1	0.3	3	-	-
4	0	0.5	5	-	-
5	0.5	0.425	4	-	-
6	0.5	0.425	4	-	-
7	1	0.5	5	-	-
8	1	0.5	3	-	-
9	0.5	0.425	4	-	-
10	0	0.5	3	-	-
11	0	0.3	3	-	-

Nota. Para la variable cantidad el valor de 0 representa a 1 mg/L de semilla de palta, 1 equivale a 1 mg/L de cáscara de palta y 0.5 corresponde a 1 mg/L de la mezcla en partes iguales de semilla y cáscara de palta.

Posterior al planteamiento experimental, se realizó el proceso de adsorción en un sistema por lotes, cuyas etapas se presentan en el diagrama de bloques mostrado en la Figura 26.

Figura 26

Diagrama de bloques para el proceso de adsorción en sistema por lotes



Como se aprecia en la Figura 27, el proceso de adsorción se realizó empleando el equipo de prueba de jarras. En un vaso de precipitado de 1000 mL se colocaron 250 mL de la solución contaminada con cromo (III), con el pH previamente ajustado. Luego, se añadió bioadsorbente en una cantidad de 1 g/L, conforme a lo indicado en la Tabla 2. La mezcla fue sometida a agitación constante a 150 rpm durante un tiempo de contacto de 3 horas.

Figura 27

Proceso de adsorción de cromo en el equipo de prueba de jarras



Al culminar el tiempo de contacto, el adsorbente fue separado de la solución mediante filtración. Posteriormente, la solución filtrada fue almacenado en frascos ámbar para su análisis, tal como se muestra en la Figura 28.

Figura 28

Filtración de la solución tratada



3.5.5.3. Determinación de la capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en el sistema por lotes

La capacidad de adsorción de cromo total fue determinada a partir de la medición de la concentración inicial y final del metal en la solución. Posteriormente, se empleó la siguiente ecuación, tomada de Mekonnen *et al.*, (2015).

$$q_t = \frac{(C_0 - C_f)V}{m} \quad (7)$$

Donde:

q_t : capacidad de adsorción (mg/g).

C_0 : concentración inicial (mg/L).

C_f : concentración en el equilibrio (mg/L).

V : volumen de la solución (L).

m : masa de biomasa (g).

El porcentaje de remoción se calculó con la siguiente ecuación extraída de Mekonnen *et al.*, (2015).

$$\%R_L = \frac{(C_0 - C_f)}{C_0} \times 100 \quad (8)$$

Donde:

R_L : porcentaje de remoción (%) .

C_0 : concentración inicial (mg/L).

C_f : concentración en el equilibrio (mg/L).

3.5.5.4. Análisis estadístico

Todo el procesamiento estadístico se realizó empleando el software STATGRAPHICS Centurion 19, el cual permitió desarrollar y analizar el proceso de adsorción de cromo de soluciones sintéticas en un sistema por lotes.

Inicialmente, se obtuvieron los efectos estimados para la capacidad de adsorción, lo que permitió determinar la magnitud e influencia de cada factor sobre la respuesta.

Seguidamente, se generó el diagrama de Pareto, una herramienta que facilitó la identificación visual de los factores con mayor relevancia en el proceso. A continuación, se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) con el propósito de evaluar la significancia estadística tanto del modelo como de los factores individuales. Con base en estos resultados, se estableció el modelo matemático final del proceso de adsorción, que describe cuantitativamente el comportamiento del sistema. Finalmente, se construyó la superficie de respuesta, mediante la cual fue posible analizar las interacciones entre las variables independientes y determinar las condiciones del proceso.

3.5.6. *Proceso de adsorción en sistema de flujo continuo*

Para realizar esta prueba se utilizó la solución sintética de cromo, la cual fue preparada según lo descrito en el apartado 3.5.6.1.

Para la prueba de adsorción en el sistema de flujo continuo se empleó el plan experimental descrito en la Tabla 3, en el cual se evaluó la variación de la dosis del adsorbente en dos niveles, 5 g y 20 g. Adicionalmente, se realizó una repetición. El tamaño de partícula seleccionado (0.5 mm) fue el que obtuvo los mejores resultados en el sistema por lotes y, además, correspondió al mayor tamaño evaluado. El pH de trabajo fue de 5, por ser el que mostró el mejor desempeño. El bioadsorbente elegido fue la cáscara, ya que presentó los resultados más favorable en el sistema por lotes. Asimismo, se mantuvieron constantes los parámetros experimentales: flujo de 5.37 mL/min, tamaño de partícula de 0.5 mm, el tipo de bioadsorbente previamente determinado y la concentración inicial de la solución sintética de 50 ppm. En cuanto al volumen de solución empleada, para el experimento con 5 g de biomasa se utilizaron 2.8 L, mientras que para el de 20 g se emplearon 6.8 L, con un tiempo de contacto de 9 horas y de 21 horas respectivamente.

Tabla 3

Plan experimental para el sistema de lecho fijo

Nº de corrida	Dosis (g)	Tamaño de partícula (mm)	pH	q (mg/g)	Remoción (%)
1 - LF	5g	0.5	5	-	-
2 - LF	20g	0.5	5	-	-

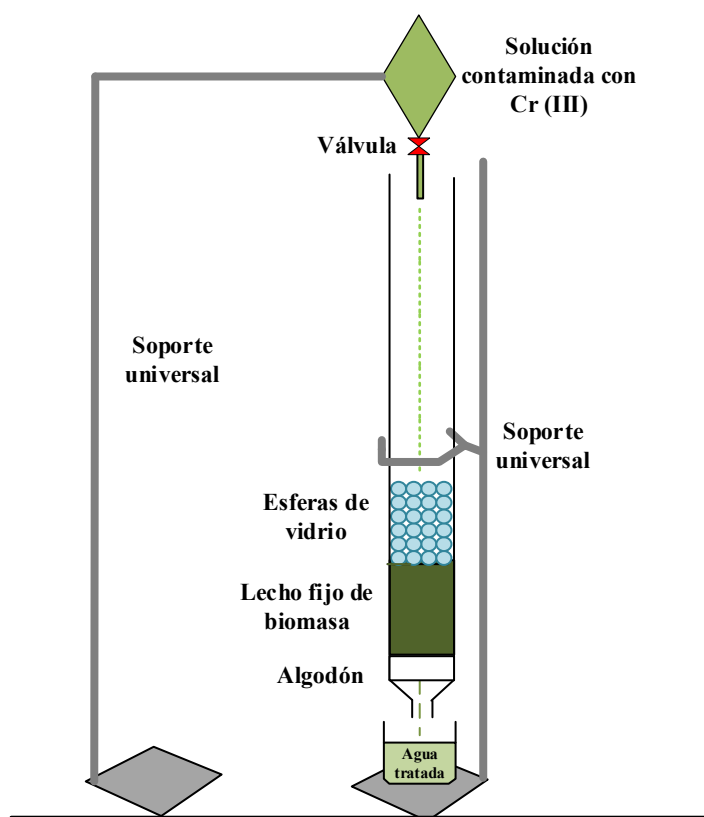
- Montaje de columna de adsorción de lecho fijo:

La columna tuvo una altura de 40 cm y un diámetro de 2 cm. Esta fue empacada con 5 g y 20 g de biomasa, según lo indicado en la Tabla 3. Para garantizar el soporte de la biomasa y la

distribución uniforme del flujo, se colocaron esferas de vidrio de 8 mm de diámetro en la parte superior, conformando una altura de 3 cm. En la parte inferior de la columna se dispuso algodón como material de soporte, y entre las esferas de vidrio y la biomasa se colocó gasa de algodón. El esquema de la columna es como se muestra en la Figura 29.

Figura 29

Esquema de la columna de adsorción de lecho fijo



- Adsorción en el sistema de flujo continuo

La solución contaminada con cromo a una concentración de 50 ppm ingresó a la columna de adsorción por gravedad, con un caudal de entrada de 5.37 mL/min, regulado mediante una válvula. Posteriormente, la solución fue distribuida a través de las esferas de vidrio hasta entrar en contacto con el lecho de bioadsorbente. A la salida de la columna, se recolectaron muestras

del efluente en frascos ámbar en intervalos de tiempo establecidos, según se indica en el Apéndice 2, y se analizaron mediante espectrofotometría de absorción atómica. El montaje se realiza como se muestra en la Figura 30.

Figura 30

Montaje de la columna de adsorción de lecho fijo



3.5.6.1. Determinación de la capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en el sistema de flujo continuo

Para calcular la capacidad de adsorción en flujo continuo, se utilizó la Ecuación 9, extraída de Ruiz *et al.*, (2019).

$$Q_{total} = \frac{f}{1000 m} \int_0^{t_s} (C_t - C_0) dt \quad (9)$$

Donde:

Q_T : capacidad de adsorción (mg/g).

m : masa de adsorbente (g).

C_0 : concentración inicial (mg/L).

f : caudal (L/h).

C_t : concentración del efluente (mg/L).

Para calcular el porcentaje de remoción del sistema de flujo continuo se utilizó la Ecuación 10 extraída de Malkoc *et al.*, (2006).

$$\%R_C = \frac{Q_t}{M} \times 100 \quad (10)$$

Donde:

R_C : capacidad de remoción en flujo continuo (%).

Q_t : capacidad de adsorción (mg/g).

M : masa de adsorbente (g).

3.5.6.2. Determinación de la curva de ruptura

La determinación de la curva de ruptura se realizó mediante el monitoreo de la concentración del soluto en el efluente de la columna a lo largo del tiempo. Durante el funcionamiento del sistema de flujo continuo, se recolectaron muestras del efluente en los intervalos establecidos en el Apéndice 2. Cada muestra fue analizada para determinar la concentración residual de cromo (C_t), con el fin de evaluar el avance del proceso de adsorción.

Posteriormente, se calculó la relación C_t/C_0 para cada tiempo de muestreo, donde C_0 corresponde a la concentración inicial del soluto en la alimentación. Con estos valores se construyó la curva de ruptura mediante la representación gráfica de C_t/C_0 en función del tiempo.

En el presente estudio, el tiempo de ruptura (t_b) se definió como el tiempo requerido para que la concentración de cromo en el efluente alcance el límite máximo permisible (LMP) establecido por la normativa peruana vigente, correspondiente a un valor de 10 mg/L, de acuerdo con lo indicado en el Decreto Supremo N.º 010-2019-VIVIENDA.

Por otro lado, el tiempo de saturación (t_s) se consideró cuando la concentración de cromo en el efluente se aproximó a la concentración de la solución de entrada ($C_t \approx C_0$), lo que indica el

agotamiento de la capacidad de adsorción del lecho, de acuerdo con el comportamiento reportado para sistemas de adsorción en columnas de lecho fijo.

3.5.6.3. Modelos cinéticos

Para determinar qué modelo cinético se ajusta mejor al proceso de adsorción, se emplearon los modelos de Yoon–Nelson y de Thomas en su forma linealizada, tal como se presentan en la Ecuación 2 y la Ecuación 4, respectivamente.

3.5.7. Caracterización del bioadsorbente después del proceso de adsorción

Después del proceso de adsorción, se tomaron muestras del bioadsorbente saturado con cromo y se les aplicó el análisis FTIR, siguiendo el mismo procedimiento empleado para la biomasa antes de la adsorción.

3.5.8. Pruebas de adsorción con aguas residuales

Para las pruebas de adsorción, se utilizó el agua residual recolectada posterior al proceso de cromado de la Peletería “Piel Andina”, cuya concentración inicial de cromo fue de 33.9 mg/L.

3.5.8.1. Adsorción en lotes

Inicialmente, se realizó la filtración del agua residual con el fin de eliminar impurezas físicas presentes en la muestra. Para ello, se empleó papel filtro Whatman de grado 42, como se observa en la Figura 31.

Figura 31

Filtración del agua residual



Para esta prueba se planteó el plan experimental que se muestra en la Tabla 4, el cual contempló dos tratamientos, cada uno con su respectiva repetición: uno con el pH ajustado a 5.0 y otro con el pH sin modificar de 6.8, con la finalidad de comparar la eficiencia del adsorbente bajo ambas condiciones.

Tabla 4

Plan experimental para el sistema por lotes utilizando aguas residuales

Nº de corrida	Cantidad	Tamaño de Partícula (mm)	pH	Cf (mg/L)	q (mg/g)	Remoción (%)
1-R	1	0.5	5	-	-	-
2-R	1	0.5	6.889	-	-	-

Nota. 1-R para agua residual con pH ajustado y 2-R para agua residual sin ajuste de pH.

Se prepararon las muestras según la Tabla 4, las cuales fueron colocadas en un equipo de prueba de jarras. El ensayo se llevó a cabo a una velocidad de agitación constante de 150 rpm, con un tiempo de contacto de 3 horas y a temperatura ambiente. Tal como se muestra en la Figura 32.

Figura 32

Proceso de adsorción de cromo de aguas reales



Una vez transcurrido el tiempo de contacto, las muestras fueron nuevamente filtradas para separar el adsorbente, como se muestra en la Figura 33. El líquido resultante fue almacenado en frascos de vidrio limpios, y conservado para su análisis mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (AAS), con el objetivo de cuantificar la concentración residual de cromo.

Figura 33

Filtración del agua residual tratada



3.5.8.2. Adsorción en lecho fijo con agua residual

El agua residual fue filtrada para eliminar impurezas físicas, siguiendo el mismo procedimiento empleado en el ensayo por lotes.

Una vez obtenida la muestra filtrada, se procedió con el montaje de la columna de adsorción como en la Figura 34, la cual fue empacada con 5 g de biomasa, cantidad seleccionada para evaluar el comportamiento del sistema bajo condiciones reales de operación. El montaje de la columna se realizó de la misma forma que el descrito en la adsorción de flujo continuo de soluciones sintéticas.

Figura 34

Montaje de la columna de lecho fijo para el tratamiento de agua real



El agua residual se alimentó a la columna por gravedad con un flujo constante de 5.37 mL/min, regulado mediante una válvula de control. Durante el ensayo, el agua residual atravesó el lecho de bioadsorbente y el efluente fue recolectado en frascos ámbar a intervalos de tiempo previamente establecidos. La Tabla 5 muestra los tiempos de muestreo del agua tratada.

Tabla 5

Tiempos de muestreo para el sistema de flujo continuo con aguas residuales

Tiempo (min)	C_t (ppm)	C_t/C_0	Q_t (mg/g)	R_t (%)
0	-	-	-	-
1	-	-	-	-
10	-	-	-	-
30	-	-	-	-
60	-	-	-	-

Una vez concluido el ensayo, las muestras de efluente fueron conservadas y posteriormente analizadas mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (AAS), con el objetivo de determinar la concentración de cromo total en el agua tratada y evaluar la eficiencia del sistema en condiciones reales.

3.5.9. Disposición de residuos

Durante el desarrollo experimental se generaron residuos sólidos y líquidos, algunos de los cuales fueron clasificados como peligrosos por su contenido de cromo. Los residuos sólidos contaminados, como la biomasa utilizada y los materiales de limpieza, fueron recolectados en contenedores debidamente etiquetados y almacenados de manera segura. Estos residuos fueron registrados en el Registro de Desechos de Reactivos e Insumos Químicos que se muestra en el Anexo 7, hasta su posterior entrega a un operador autorizado para la gestión de residuos peligrosos. Por su parte, las soluciones residuales que contenían cromo fueron manejadas conforme a los protocolos establecidos por el Laboratorio de Tecnologías de la Facultad de Ingeniería Química de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco, garantizando el cumplimiento de la normativa ambiental vigente (Ley N.º 28611 y D.S. N.º 014-2017-MINAM).

Capítulo IV

4. Resultados y discusión

4.1. Caracterización del agua residual

Los resultados de la caracterización del agua residual recolectada en la Peletería “Piel Andina” se presentan en la Tabla 6. Asimismo, el análisis de laboratorio del agua residual evidenció la presencia y concentración de 37 metales, cuyos valores detallados se encuentran en el Anexo 5.

Tabla 6

Resultados de la caracterización de agua residual de Peletería “Piel Andina”

Ensayos	Unidades	Resultados	D.S. N ° 010-2019 - VIVIENDA
			VMA
pH	Unidades de pH	6.889	6 - 9
Temperatura	°C	16.3	< 35
Turbidez	NTU	76	-
Cromo Total	mg/L	33.9	10
Aluminio Total	mg/L	0.259	10
Arsénico Total	mg/L	0.035	0.5
Boro Total	mg/L	2.15	4
Manganeso Total	mg/L	0.033	4
Plomo Total	mg/L	0.0005	0.5
Calcio Total	mg/L	114	-
Sodio Total	mg/L	922	-
Azufre total	mg/L	98	-

La caracterización fisicoquímica del agua analizada muestra que el pH obtenido (6.889) se encuentra dentro del intervalo permitido por la normativa (6–9), lo que indica condiciones cercanas a la neutralidad. De igual manera, la temperatura (16.3 °C) se ubica muy por debajo del

límite máximo establecido de 35 °C, por lo que no representa un riesgo de alteración térmica en el sistema de alcantarillado.

En cuanto a los metales y metaloides, el cromo total alcanzó una concentración de 33.9 mg/L, valor que supera ampliamente el máximo admisible de 10 mg/L, convirtiéndose en el principal parámetro crítico de esta caracterización. Por otro lado, elementos como aluminio (0.259 mg/L), arsénico (0.035 mg/L), boro (2.15 mg/L), manganeso (0.033 mg/L) y plomo (0.0005 mg/L) se encuentran por debajo de los valores de referencia establecidos en el decreto, lo que indica un cumplimiento adecuado para estos compuestos.

Respecto a los parámetros no regulados directamente en el D.S. 010-2019-VIVIENDA, se observa que el agua presenta concentraciones considerables de calcio (114 mg/L), sodio (922 mg/L) y azufre total (98 mg/L). Aunque estos no cuentan con límites en dicha normativa, su magnitud puede influir en la composición iónica y en el comportamiento de los procesos de adsorción, lo que resulta relevante para la interpretación de los resultados experimentales de la investigación.

4.2. Obtención del bioadsorbente

4.2.1. Rendimiento de la obtención del bioadsorbente de cáscara de palta

De acuerdo con lo registrado en la Tabla 7, durante el proceso de acondicionamiento de la cáscara de palta para la obtención de la biomasa, el peso inicial fue de 1328.74 g. Luego de retirar los residuos de pulpa adheridos, la masa disminuyó a 675.00 g, evidenciando una pérdida de 653.74 g. Tras las primeras 12 horas de lavado en agua, se registró un incremento de masa hasta 932.27 g. Este aumento no representa una ganancia de materia seca, sino que se atribuye a la retención de agua por parte de la matriz lignocelulósica de la cáscara. Según Céline *et al.*, (2014) estas estructuras tienen alta afinidad por el agua debido a la presencia de grupos hidroxilo

que permiten la formación de enlaces de hidrógeno, facilitando la retención de humedad en el interior del material. Luego de completar las 24 horas de lavado, la masa se redujo a 843.80 g, lo cual puede deberse a la liberación de impurezas. Posteriormente, en la etapa de ebullición por una hora, la masa se redujo levemente a 827.20 g, con una pérdida de 16.60 g.

Tras 24 horas de secado a 80 °C, el peso final fue de 124.52 g, como resultado de la eliminación del contenido de agua absorbida. Esta muestra fue sometida a molienda, manteniéndose constante la masa, y finalmente, después del tamizado, se obtuvieron 112.89 g con el tamaño de partícula deseado para su uso como bioadsorbente.

Tabla 7

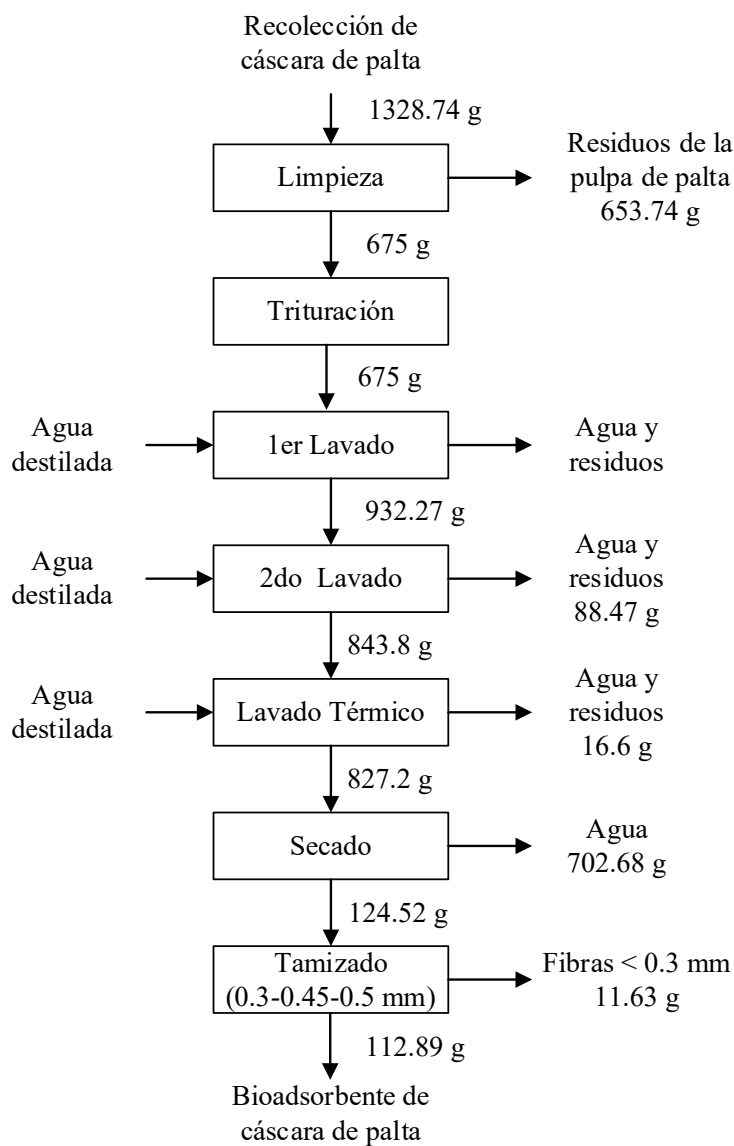
Balance de masa del proceso de obtención del bioadsorbente de cáscara de palta

	Masa inicial (g)	Masa final (g)	Pérdida de masa (g)
Cáscara de palta inicial	1328.74	1328.74	-
Cáscara después de la limpieza	1328.74	675.00	653.74
Cáscara después de las 12 primeras horas de lavado	675.00	932.27	-257.27
Cáscara después de las 24 horas de lavado	932.27	843.80	88.47
Cáscara después de 1 hora de ebullición	843.80	827.20	16.60
Cáscara después de secar por 24 horas	827.20	124.52	702.68
Cáscara después de la molienda	124.52	124.52	-
Cáscara después del tamizado	124.52	112.89	11.63

En la Figura 35 se presenta el diagrama de bloques cuantitativo correspondiente al proceso de obtención de bioadsorbente de cáscara de palta. En dicho esquema se visualizan las principales etapas del procedimiento, desde la recolección y limpieza hasta el secado y tamizado de la biomasa, así como las pérdidas en cada fase del proceso.

Figura 35

Diagrama de bloques cuantitativo para la obtención del bioadsorbente de cáscara de palta



4.2.2. Rendimiento de la obtención del bioadsorbente de semilla de palta

De acuerdo con lo registrado en la Tabla 8 durante el acondicionamiento de la semilla de palta para su uso como bioadsorbente, el peso inicial fue de 790.39 g. Luego del proceso de limpieza, que consistió en la remoción del tegumento, la masa disminuyó a 773.31 g, con una pérdida de 17.08 g.

Posteriormente, la semilla fue sometida a un proceso de secado durante 24 horas a 80 °C, lo que redujo su masa a 295.18 g. La muestra seca fue molida hasta alcanzar el tamaño deseado, sin registrarse cambios de masa en esta etapa. Finalmente, tras el tamizado, se obtuvieron 249.99 g, mientras que 45.19 g fueron descartados por no cumplir con la granulometría establecida.

Tabla 8

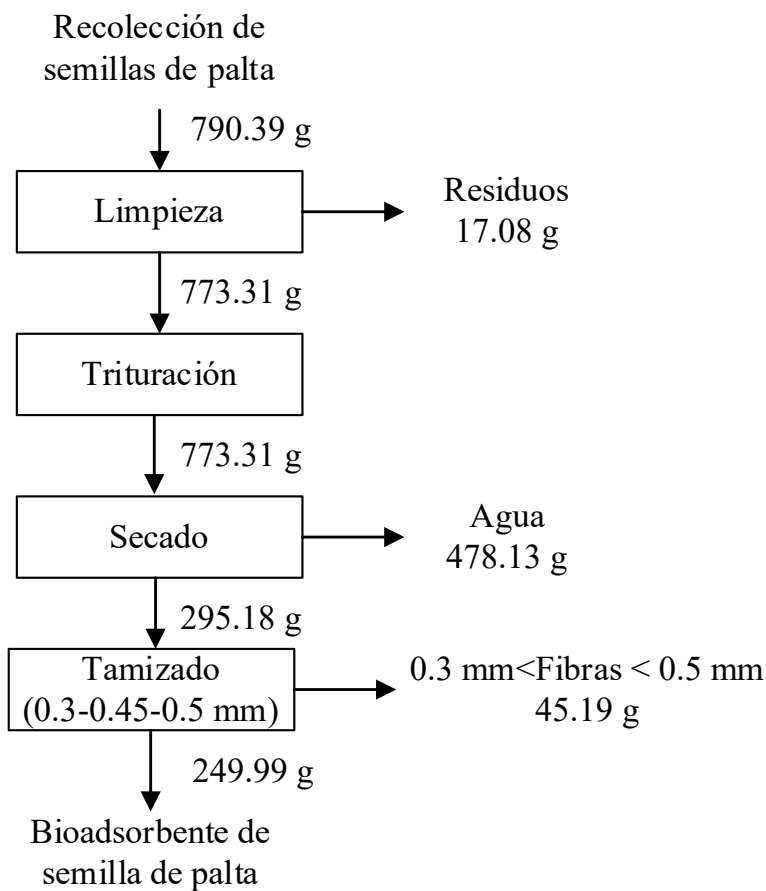
Balance de masa del proceso de obtención del bioadsorbente de semilla de palta

	Masa inicial (g)	Masa final (g)	Pérdida de masa (g)
Semilla de palta inicial	790.39	790.39	-
Semilla de palta después de la limpieza	790.39	773.31	17.08
Semilla después de secar por 24 horas	773.31	295.18	478.13
Semilla después de la molienda	295.18	295.18	-
Semilla del tamizado	295.18	249.99	45.19

En la Figura 36 se muestra el diagrama de bloques cuantitativo correspondiente al proceso de obtención del bioadsorbente de semilla de palta. El esquema permite visualizar las principales etapas del procedimiento, desde la recolección y limpieza hasta el secado y tamizado de la biomasa, así como las pérdidas en cada fase del proceso.

Figura 36

Diagrama de bloques cuantitativo para la obtención del bioadsorbente de semilla de palta



4.2.3. Determinación del porcentaje de humedad

El porcentaje de humedad tanto para la cáscara como para la semilla se determinó utilizando la Ecuación 5 y se encuentra descrita en la Tabla 9. En el presente estudio, el contenido de humedad inicial de la cáscara y semilla de palta fue de 83.28% y 67.67%, respectivamente, valores considerablemente superiores a los reportados en estudios previos. Después de llevar a cabo los procesos de tratamiento y secado, se determinó que el 16.73% de la cáscara de palta y el 32.33% de la semilla de palta son aprovechables para la preparación de la biomasa. Por ejemplo, Barbosa *et al.*, (2016) informaron un 7.66% de humedad para la semilla

de palta variedad Hass, mientras que García *et al.*, (2020) registraron 71% para la cáscara y 52% para la semilla en base húmeda. Esta diferencia puede atribuirse al estado de frescura de la muestra y a las condiciones ambientales al momento del muestreo.

Tabla 9

Resultados del porcentaje de humedad

	Peso de muestra inicial (g)	Peso de muestra final (g)	Humedad (%)
Cáscara	675	112.89	83.28
Semilla	773.31	249.99	67.67

4.2.4. Determinación del porcentaje de rendimiento

El porcentaje de rendimiento tanto para la cáscara como para la semilla se determinó utilizando la Ecuación 6, y los valores obtenidos se presentan en la Tabla 10. El rendimiento del bioadsorbente de semilla de palta fue de 32.33%, calculado a partir de la masa final tamizada (249.99 g) respecto a la masa inicial fresca (773.31 g). La reducción de masa se atribuye principalmente a la pérdida de humedad durante el proceso de secado.

Por su parte, el rendimiento del bioadsorbente de cáscara de palta fue de 16.72%, determinado a partir de la masa final tamizada (112.89 g) y la masa inicial fresca (675 g). En este caso, la disminución se debió principalmente a la pérdida de humedad durante las etapas de lavado y secado.

Tabla 10

Resultados del porcentaje de rendimiento

	Peso de muestra inicial (g)	Peso de muestra final (g)	Rendimiento (%)
Cáscara	675	112.89	16.72
Semilla	773.31	249.99	32.33

4.3. Caracterización de la biomasa residual de palta

4.3.1. Caracterización química

El análisis químico de la biomasa (Anexo 1) mostró que la semilla de palta variedad Fuerte contiene 2.45% de celulosa y 18.99% de lignina. Estos valores indican una baja proporción de celulosa y un contenido moderadamente alto de lignina, lo que se traduce en menor cantidad de sitios activos disponibles para la adsorción de iones metálicos. Este comportamiento explica el desempeño limitado observado en los ensayos de adsorción con la semilla, donde se obtuvieron menores capacidades de retención de cromo en comparación con la cáscara. Los valores determinados difieren de los reportados para otras variedades, como Hass, donde Márquez *et al.*, (2014) informaron 14.72% de celulosa y 9.82% de lignina, y Mora-Sandí *et al.*, (2021) reportaron 28% de celulosa y 4% de lignina. Asimismo, Lara *et al.*, (2018) registraron 7.64% de celulosa. Las variaciones encontradas podrían deberse a diferencias varietales, estado de madurez del fruto, condiciones de cultivo y métodos analíticos utilizados (Del Castillo *et al.*, 2021).

El análisis químico realizado a la cáscara de palta variedad Fuerte (Anexo 1) presentó 15.56 % de celulosa y 48.97 % de lignina, lo que evidencia un mayor contenido de componentes estructurales en comparación con la semilla. Esta composición favorece la interacción con los iones de cromo durante el proceso de adsorción. Los valores obtenidos difieren de los reportado para otras variedades de palta como la Hass, en la que Dávila *et al.*, (2017) reportaron un 27.58% de celulosa y un 4.37% de lignina, Mora-Sandí *et al.*, (2021) un 7% de celulosa y 2% de lignina, García *et al.*, (2020) un 27.6% de celulosa y 35.3% de lignina, y Del Castillo *et al.*, (2021) un 41.91% de lignina como componente principal. Las diferencias observadas podrían atribuirse a la variedad utilizada, en este caso se analizó la variedad Fuerte, para la cual no se encontraron

antecedentes publicados. Así mismo, Del Castillo *et al.*, (2021) señalan que factores como el estado de madurez del fruto, las condiciones edafoclimáticas de cultivo y las metodologías empleadas para la cuantificación de componentes influyen de manera significativa en dichos resultados.

En la Tabla 11 se muestra los resultados de la caracterización química para la cáscara y semilla de palta.

Tabla 11

Resultados de la caracterización química de la cáscara y semilla de palta

	Celulosa (%)	Lignina (%)
Cáscara	15.56	48.97
Semilla	2.45	18.99

En general, se observa una clara diferencia en la composición química entre la semilla y la cáscara de palta. La cáscara, con mayores porcentajes de celulosa (15.56%) y lignina (48.97%), presenta una composición más adecuada para la adsorción, ya que estos componentes aportan mayor estabilidad y grupos funcionales activos capaces de interactuar con los iones metálicos. En cambio, la semilla, con 2.45% de celulosa y 18.99% de lignina, contiene una menor proporción de estos compuestos estructurales.

4.3.2. Determinación de grupos funcionales del bioadsorbente de palta mediante FTIR

Mediante la técnica de espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FTIR) se identificaron los grupos funcionales responsables de la adsorción de cromo. Los valores numéricos correspondientes a los números de onda de los picos principales fueron determinados en el Laboratorio Institucional de Análisis y Preparación de Productos Orgánicos (LAbOr) de la Universidad Nacional de San Antonio Abad del Cusco (UNSAAC). A partir de estos datos, se

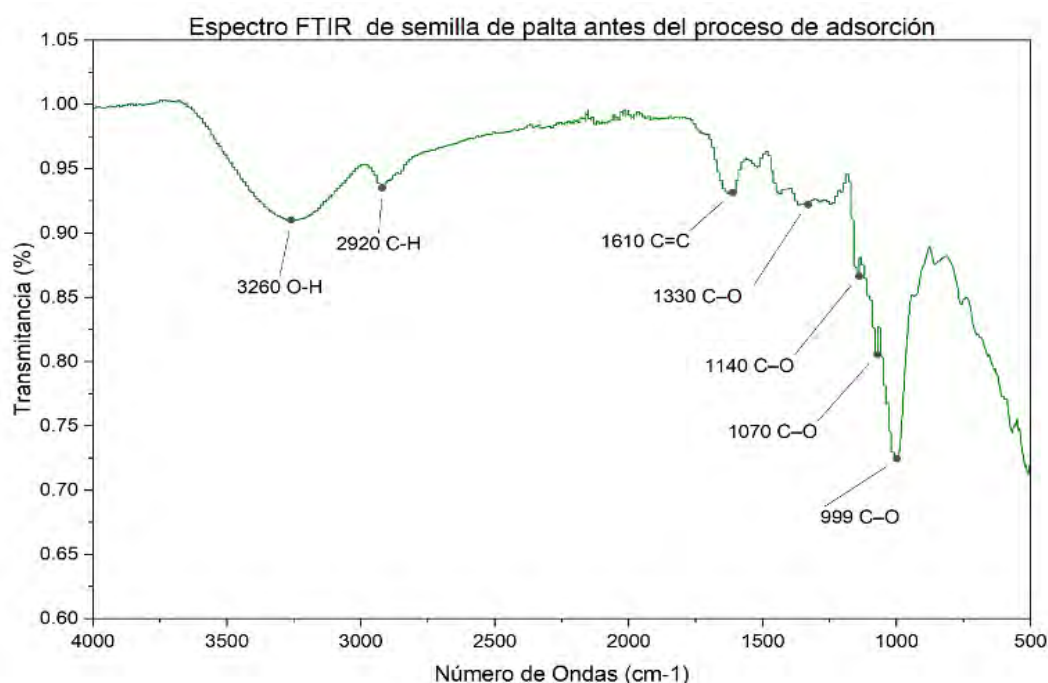
procedió a la asignación de los grupos funcionales presentes, tomando como referencia el libro *Introduction to Spectroscopy* de Pavia *et al.*, (2015).

4.3.2.1. Espectro FTIR de la bioadsorbente de semilla de palta

La Figura 37 muestra el espectro FTIR del bioadsorbente de semilla de palta previo al proceso de adsorción.

Figura 37

Espectro FTIR de la bioadsorbente de semilla de palta antes del proceso de adsorción



De acuerdo con Pavia *et al.*, (2015), la banda 3260 cm^{-1} corresponde al grupo hidroxilo (-OH) el cual está en el rango de $3400\text{--}3200\text{ cm}^{-1}$, asociado a alcoholes y fenoles. Asimismo, el pico registrado a 2920 cm^{-1} correspondió al estiramiento del enlace C-H de grupos alquilo, característico de alcanos saturados. La señal ubicada en 1610 cm^{-1} fue atribuida a la vibración del doble enlace carbono-carbono (C=C), propia de alquenos. En cuanto a la banda 1330 cm^{-1} se atribuye al estiramiento del enlace (C-O) característico de grupos funcionales como alcoholes,

fenoles o ácidos carboxílicos. Por otro lado, los picos registrados en 1140 cm^{-1} y 1070 cm^{-1} también se asociaron al estiramiento del enlace C–O, presentes comúnmente en alcoholes, éteres y estructuras polisacarídicas. Finalmente, la banda registrada a 999 cm^{-1} se asignó igualmente a una vibración C–O; si bien en dicha región también pueden presentarse flexiones fuera del plano del enlace C–H de anillos aromáticos, se consideró más apropiada su asignación a enlaces oxigenados, debido a la naturaleza lignocelulósica del material analizado.

La presencia del grupo funcional –OH en el bioadsorbente de semilla de palta sin modificación química indica la existencia de grupos hidroxilo disponibles en su superficie. Este grupo es característico de componentes como la celulosa, hemicelulosa y lignina, y le confiere a la biomasa una capacidad potencial de adsorción de metales pesados. En ausencia de modificaciones químicas, la interacción con iones metálicos puede producirse mediante puentes de hidrógeno, complejación o interacciones superficiales (Pavia *et al.*, 2015).

Por otra parte, la identificación de los grupos funcionales C–H, C=C y C–O revela la naturaleza lignocelulósica del bioadsorbente. Los enlaces C–H están asociados a estructuras alifáticas de la celulosa y hemicelulosa, mientras que los grupos C=C corresponden a anillos aromáticos propios de la lignina. Por su parte, los grupos C–O, relacionados con funciones alcohólicas y éteres, participan activamente en procesos de adsorción. En conjunto, estos grupos funcionales incrementan la polaridad superficial del bioadsorbente, favoreciendo su interacción con iones metálicos (Demirbas, 2008).

Del mismo modo, Mahmoud *et al.*, (2024) reportan que los grupos funcionales C–H, C=C y C–O intervienen en mecanismos de intercambio iónico y complejación superficial en el bioadsorbente de semilla de palta sin activación química.

La identificación de los grupos funcionales –OH, C–O y C=C en el espectro confirma la presencia de celulosa y lignina en la estructura del bioadsorbente. Este resultado es coherente con la caracterización química experimental presentada en el Anexo 2, donde se determinó que la semilla de palta (variedad Fuerte) contiene 2.45% de celulosa y 18.99% de lignina.

La Tabla 12 se presentan los grupos funcionales correspondientes a cada banda observada en el espectro, incluyendo su asignación y rango característico de vibración.

Tabla 12

Grupos funcionales del bioadsorbente de semilla de palta

Región	Nº de onda SA (cm ⁻¹)	Transmitancia % SA	Grupo funcional	Tipo de vibración
Funcional (4000– 1500 cm ⁻¹)	3260	0.91012	–OH	Estiramiento O–H
	2920	0.93519	C–H	Estiramiento C–H asimétrico/ simétrico
	1610	0.93132	C=C (aromático)	Estiramiento C=C
Huella digital (1500–500 cm ⁻¹)	1330	0.92215	C–O (fenoles/alcoholes)	Estiramiento C–O
	1140	0.86636	C–O (alcoholes/éteres)	Estiramiento C–O
	1070	0.80538	C–O (polisacáridos)	Estiramiento C–O
	999	0.72444	C–O (polisacáridos/ésteres)	Estiramiento C–O

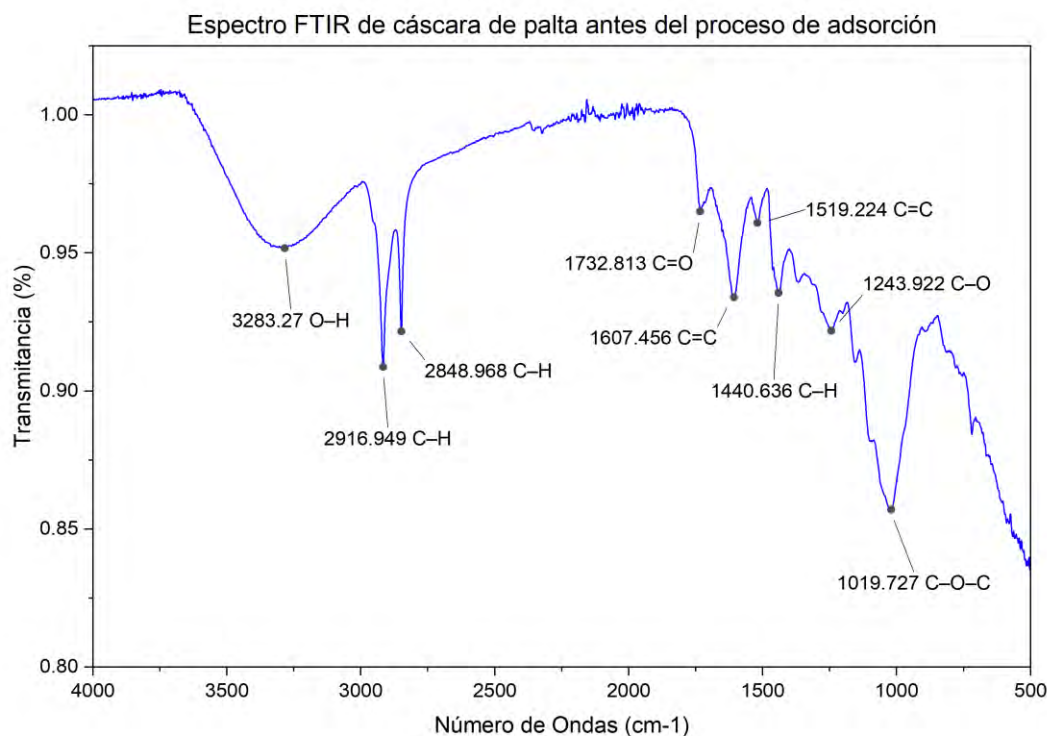
Nota. SA (bioadsorbente de semilla antes de adsorción),

4.3.2.2. Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta

En la Figura 38 se observaron los grupos funcionales correspondientes a cada pico identificado en el espectro FTIR.

Figura 38

Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta antes del proceso de adsorción



La banda ancha en 3283.27 cm⁻¹ se asigna al estiramiento del grupo hidroxilo (-OH) presente en grupos carboxilo, alcoholes y fenoles, asociado además a enlaces por puente de hidrógeno. Las señales en 2916.949 cm⁻¹ y 2848.968 cm⁻¹ corresponden al estiramiento C-H característico de grupos aldehído, cuyas bandas se encuentran típicamente en la región de 2900–2800 cm⁻¹. La banda en 1732.813 cm⁻¹ se atribuye al estiramiento C=O de grupos carbonilo, presente tanto en aldehídos como en ésteres. El pico en 1607.456 cm⁻¹ se asigna al estiramiento C=C, característico de alquenos o estructuras aromáticas, mientras que la señal en 1519.224 cm⁻¹

podría asociarse al estiramiento asimétrico del grupo N=O; sin embargo, por la naturaleza del bioadsorbente, es más probable que corresponda a vibraciones aromáticas C=C del anillo bencénico. La banda en 1440.636 cm^{-1} se relacionó con las vibraciones de flexión C–H de grupos metileno ($-\text{CH}_2$) o metilo ($-\text{CH}_3$). La señal a 1243.922 cm^{-1} se asigna al estiramiento C–O presente en éteres o alcoholes. Finalmente, el pico en 1019.727 cm^{-1} corresponde al estiramiento C–O, característico de enlaces éter y presente en alcoholes (Pavia *et al.*, 2015). Dichos grupos funcionales también fueron reportados para cáscara de palta por Mahmoud *et al.*, (2024).

La presencia de estos grupos funcionales confirmó la composición lignocelulósica del material, tal como señaló Díaz *et al.*, (2016), quienes indicaron que los grupos -OH presentes en los enlaces de hidrógeno intermoleculares de fenoles y alcoholes provienen principalmente de la lignina y la celulosa, mientras que el grupo alqueno (C=C) está asociado a los anillos aromáticos de la lignina. Esto fue consistente con la composición determinada en el presente estudio (15.56% de celulosa y 48.97% de lignina) la cual se muestra en el Anexo 2.

La Tabla 13 se presentan los grupos funcionales correspondientes a cada banda observada en el espectro, incluyendo su asignación y rango característico de vibración.

Tabla 13

Grupos funcionales del bioadsorbente de cáscara de palta

Región	Nº de onda CA (cm ⁻¹)	Transmitancia CA	Grupo funcional	Tipo de vibración
Funcional (4000–1500 cm ⁻¹)	3283.27	0.95168	–OH	Estiramiento (stretch)
	2916.95	0.90866	–CH ₂ –	Estiramiento asimétrico
	2848.97	0.92157	–CH ₂ –	Estiramiento simétrico
	1732.81	0.96503	C=O	Estiramiento (carbonilo)
	1607.46	0.93392	C=C	Estiramiento (aromático/ conjugado)
	1519.22	0.96088	C=C → CH ₂	Cambio: estiramiento C=C a flexión CH ₂
Huella digital (1500–500 cm ⁻¹)	1440.64	0.93549	–CH ₂ – / –CH ₃	Flexión
	1243.92	0.92179	C–O (éster/éter/alc ohol)	Estiramiento
	1019.73	0.857	C–O–C / C– O	Estiramiento

Nota. CA (biomasa de cáscara antes de adsorción)

4.4. Adsorción en proceso por lotes

En la Tabla 14 se presentan los valores promedio de concentración final (C_f), capacidad de adsorción (q) determinados a partir de la Ecuación 7 y el porcentaje de remoción calculado con el Ecuación 8. Dichos valores corresponden a los distintos tratamientos realizados con semilla (cantidad 0), cáscara (cantidad 1) y la mezcla de ambas (cantidad 0.5). Los resultados

completos de los 22 experimentos se detallan en el Apéndice 1, mientras que los informes de los análisis de laboratorio efectuados en las pruebas de adsorción se encuentran consignados en el Anexo 3.

Tabla 14

Resultados de adsorción de soluciones sintéticas de cromo en proceso por lotes

Nº de corrida	Cantidad	Tamaño de Partícula (mm)	pH	Cf (mg/L)	q (mg/g)	Remoción (%)
1	0	0.3	5	54.5 ± 0.49	0.8 ± 0.49	1.4
2	1	0.5	3	34.8 ± 0.28	22.1 ± 0.28	38.9
3	1	0.5	5	26.3 ± 0.57	28.9 ± 0.57	52.4
4	0	0.5	5	38.5 ± 0.21	16.7 ± 0.21	30.2
5	1	0.3	3	53.1 ± 0.14	3.8 ± 0.14	6.7
6	0	0.3	3	54.0 ± 0.42	2.9 ± 0.42	5.1
7	0.5	0.425	4	45.4 ± 1.2	12.7 ± 1.2	21.8
8	0.5	0.425	4	42.2 ± 1.56	15.8 ± 1.56	27.2
9	0.5	0.425	4	44.1 ± 0.07	14.0 ± 0.07	24.1
10	1	0.3	5	33.1 ± 0.71	22.1 ± 0.71	40
11	0	0.5	3	51.0 ± 0.85	5.9 ± 0.85	10.4

Nota. Donde q es la capacidad de adsorción y Cf es la concentración final.

Los resultados muestran que la menor capacidad de adsorción de cromo total se registró en la corrida N.º 1 (semilla, 0.3 mm, pH 5) con un valor de $q=0.8\pm0.49$ mg/g. También se obtuvieron valores bajos en los ensayos número 5 y 6, bajo condiciones de pH ácido (3) y con la semilla como bioadsorbente, alcanzando capacidades de 3.8 y 2.9 mg/g, respectivamente. Por el contrario, la cáscara de palta mostró los valores más altos de adsorción. En el ensayo N° 3 (cáscara, 0.5 mm, pH 5) se obtuvo la mayor capacidad con 28.9 ± 0.57 mg/g; además, se demuestra que los resultados de la cáscara están por encima de la capacidad de adsorción de la semilla.

La combinación de semilla y cáscara (cantidad 0.5) mostró un comportamiento intermedio, con capacidades entre 12.7 y 15.8 mg/g (corridas N° 7 a 9). La ligera variabilidad

observada (± 1.2 a ± 1.56 mg/g) puede relacionarse con la heterogeneidad de la mezcla, que genera diferencias en la disponibilidad y distribución de grupos funcionales activos sobre la superficie de la biomasa.

En cuanto al porcentaje de remoción (%R), se observa una tendencia coherente con los valores de capacidad de adsorción. La cáscara de palta alcanzó los mayores porcentajes, registrando hasta 52.4% en las condiciones de pH 5 y tamaño de partícula de 0.5 mm (corrida N.º 3), lo que confirma que un pH ligeramente ácido favorece la adsorción de cromo. En contraste, los ensayos con semilla mostraron porcentajes considerablemente menores, con valores entre 1.4% y 10.4%. La mezcla (cantidad 0.5) presentó porcentajes intermedios, entre 21.8% y 27.2%, evidenciando un efecto combinado donde la fracción de cáscara mejora la eficiencia general del sistema. En conjunto, estos resultados confirman que la cáscara posee una mayor afinidad por los iones de cromo.

Cabe señalar que, aunque los porcentajes de remoción resultaron superiores a los valores de capacidad de adsorción, esto no implica una contradicción entre ambos parámetros, sino que responde a las diferencias en su significado y forma de cálculo. El porcentaje de remoción expresa la eficiencia global del proceso en la reducción de la concentración del contaminante en el volumen total tratado, mientras que “q” refleja la masa de contaminante adsorbida por unidad de masa de bioadsorbente. De esta manera, un alto porcentaje de remoción puede presentarse incluso con una capacidad moderada si el volumen de solución es pequeño o la concentración inicial baja.

En comparación con la literatura, la capacidad obtenida para la mezcla (12.7 – 15.8 mg/g) se ubica en un rango similar al reportado por Mekonnen *et al.*, (2015), quienes trabajando con semilla de palta sin modificaciones alcanzaron 13.58 mg/g, lo que confirma que la fracción de

semilla presenta un aporte limitado en el proceso de adsorción. En contraste, los valores alcanzados por la cáscara en este estudio resultan menores a los documentados por Netzahuatl *et al.*, (2010), quienes reportaron hasta 63.88 mg/g para cromo total, lo que evidencia la influencia de las condiciones experimentales sobre la capacidad de adsorción del proceso.

Al comparar con otras biomásas vegetales, se observa que la cáscara de naranja alcanza hasta 74.88 mg/g a pH 5 de acuerdo a lo reportado Pérez *et al.*, (2009), el bagazo de palma modificado químicamente 41.57 mg/g según el estudio de Tejada *et al.*, (2015b), mientras que residuos como el orujo de oliva muestran capacidades más bajas de 8.4 mg/g reportado por Malkoc *et al.*, (2006). Estas diferencias ponen en evidencia que el desempeño depende no solo del tipo de biomasa sino también de su composición química, tratamientos previos y condiciones de operación. En este contexto, los resultados muestran que la cáscara de palta es la parte más efectiva para retener cromo del agua, mientras que la semilla tiene una contribución más limitada. Cuando ambas se combinan, el desempeño se ubica en un punto intermedio, lo que indica que esta mezcla también podría aprovecharse como una alternativa para la remoción de cromo en aguas contaminadas.

4.4.1. Análisis estadístico

4.4.1.1. Efectos estimados para la capacidad de adsorción

Los resultados obtenidos fueron procesados estadísticamente mediante el software Statgraphics 19, permitió evaluar la influencia de las variables, elaborar las gráficas de superficie de respuesta y contorno; así como, realizar el análisis de varianza y el ajuste de un modelo matemático de predicción, considerando el total de 22 ensayos experimentales.

En función de estos datos, los efectos estimados sobre la capacidad de adsorción se presentan en la Tabla 15.

Tabla 15*Efectos estimados para la capacidad de adsorción de cromo total*

Efecto	Estimado	Int. Confianza	V.I.F.
Promedio	13.2295	+/- 1.60097	
A: Cantidad	12.6738	+/- 3.75461	1
B: Tamaño de partícula	11.0062	+/- 3.75461	1
C: pH	8.43125	+/- 3.75461	1
AB	1.54875	+/- 3.75461	1
AC	4.12375	+/- 3.75461	1
BC	0.35625	+/- 3.75461	1
bloque	0.0718182	+/- 3.20194	1

Nota. Donde, AB corresponde a la interacción cantidad y tamaño, AC a la interacción entre la cantidad y pH y BC a la interacción entre tamaño y pH.

De acuerdo con los resultados obtenidos, el factor cantidad (A), correspondiente al tipo de biomasa utilizada (0 = semilla de palta, 1 = cáscara de palta y 0.5 = combinación de ambos), presenta el mayor efecto positivo sobre la capacidad de adsorción, con un valor estimado de 12.6738 ± 3.75461 . Esto implica que el empleo de cáscara de palta incrementa la capacidad de adsorción, mientras que la mezcla semilla–cáscara presenta un efecto positivo de menor magnitud, en comparación con el uso exclusivo de semilla.

En cuanto a los demás factores principales, se observa que tanto el tamaño de partícula (B) (11.0062 ± 3.75461) como el pH (C) (8.43125 ± 3.75461) también ejercen efectos positivos relevantes. Ello indica que un mayor tamaño de partícula y un incremento del pH dentro de los rangos evaluados favorecen la capacidad de adsorción del biosorbente.

Respecto a las interacciones entre los factores, se aprecia que estas son de menor magnitud en comparación con los efectos principales. La interacción AC (cantidad–pH) (4.12375

± 3.75461) y la interacción AB (cantidad–tamaño) (1.54875 ± 3.75461) muestran un efecto positivo, mientras que la interacción BC (tamaño–pH) (0.35625 ± 3.75461) resulta prácticamente despreciable.

En cuanto a los valores de V.I.F. iguales a 1 indican que no existe colinealidad entre los factores, por lo que los efectos estimados pueden interpretarse de manera independiente.

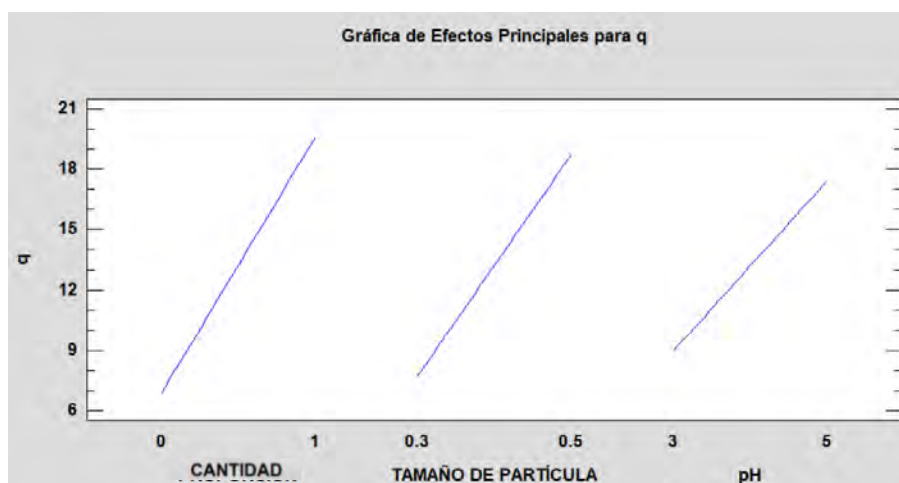
En conjunto, los resultados indican que el tipo de bioadsorbente (cantidad) constituye el factor más influyente en la capacidad de adsorción, seguido por el tamaño de partícula y el pH. De los bioadsorbentes evaluados, la cáscara de palta presenta la mayor eficiencia, seguida por la mezcla semilla–cáscara, siendo la semilla de palta el material de menor desempeño.

En la Figura 39 se evidencia la tendencia ascendente de la capacidad de adsorción de cromo total (q) al incrementarse los niveles de las variables independientes. Al aumentar la cantidad de 0 a 1, correspondiente al cambio del uso de semilla de palta hacia cáscara de palta, la capacidad de adsorción se eleva notablemente, pasando de valores promedio cercanos a 3–6 mg/g (ensayos 6 y 11) hasta aproximadamente 22–29 mg/g (ensayos 2, 3 y 10). Este comportamiento confirma el efecto positivo y dominante del tipo de bioadsorbente sobre la retención de cromo, tal como se observa en la Tabla 15. De manera similar, el tamaño de partícula muestra una tendencia positiva: al pasar de 0.3 mm a 0.5 mm, la capacidad de adsorción se incrementa en el caso del bioadsorbente de semilla de 0.8 mg/g a 16.7 mg/g (ensayos 1 y 4), mientras que para el bioadsorbente de cáscara el aumento fue de 22.1 mg/g a 28.9 mg/g (ensayos 10 y 3), lo cual indica que partículas de mayor diámetro favorecen la difusión de los iones metálicos hacia los sitios activos del material. En cuanto al pH, se observa también un aumento de la capacidad de adsorción (q) con valores más alcalinos. En el caso de la biomasa de semilla, a un pH de 3 (ensayo 11) se obtuvo una capacidad de 5.9 mg/g,

incrementándose a 16.7 mg/g a pH 5 (ensayo 4). De manera similar, para la biomasa de cáscara, la capacidad aumentó de 22.1 mg/g a pH 3 (ensayo 2) a 28.9 mg/g a pH 5 (ensayo 3), evidenciando que un entorno de mayor pH promueve la interacción del cromo con los grupos funcionales del biosorbente. En conjunto, estas tendencias confirman que las tres variables principales inciden favorablemente en la capacidad de adsorción, siendo la variable cantidad, el factor de mayor influencia, seguido por el tamaño de partícula y el pH, lo que coincide con los efectos estadísticos estimados y la interpretación de la Figura 37.

Figura 39

Efecto de las variables sobre la capacidad de adsorción de cromo total



4.4.1.2. Diagrama de Pareto

Mediante el diagrama de Pareto se reconoce cuáles variables tienen mayor impacto en el proceso de adsorción en lotes.

La Figura 40 presenta el diagrama de Pareto estandarizado para los efectos principales e interacciones sobre la capacidad de adsorción. Se observa que los tres factores principales (cantidad, tamaño de partícula y pH) superan la línea de significancia, lo que confirma que son

estadísticamente significativos. Entre ellos, la cantidad es la variable con mayor influencia, seguido por el tamaño de partícula y el pH.

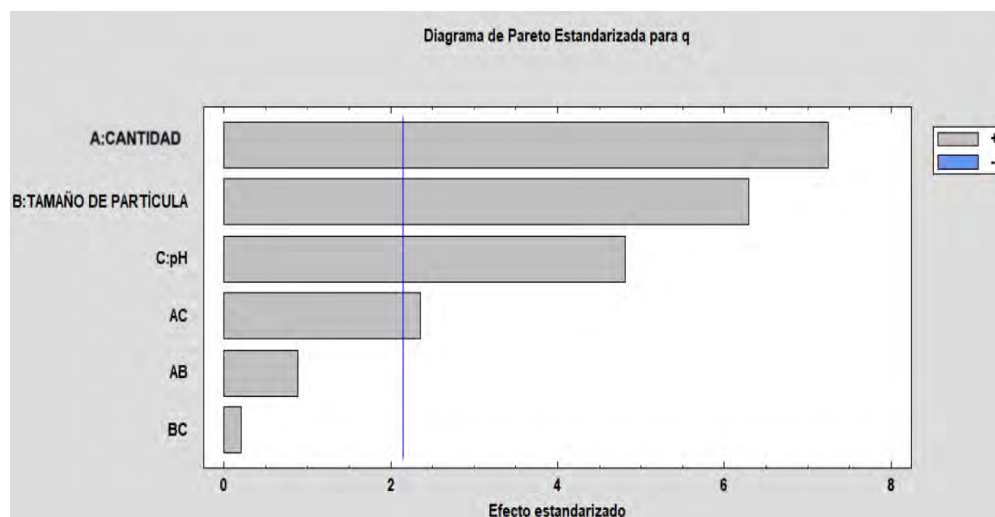
Asimismo, la interacción AC (cantidad–pH) también sobrepasa la línea de significancia, evidenciando un efecto estadísticamente significativo en la capacidad de adsorción. En cambio, las interacciones AB (cantidad–tamaño) y BC (tamaño–pH) no superan dicho valor, por lo que se consideran no significativas.

En este tipo de análisis, los factores que presentan efectos estandarizados que sobrepasan la línea de significancia son aquellos que poseen valores de $p < 0.05$, lo que indica que su influencia sobre la variable respuesta es estadísticamente relevante. Este criterio permite identificar de manera visual las variables con mayor contribución al proceso de adsorción.

Finalmente, todos los efectos resultaron positivos indicando que tanto el tipo de biomasa, el incremento del tamaño de partícula, el aumento del pH y la interacción cantidad–pH, favorecen la capacidad de adsorción en las condiciones evaluadas.

Figura 40

Diagrama de Pareto Estandarizado para capacidad de adsorción de cromo total



4.4.1.3. Análisis de varianza

La determinación de la significancia de las variables independientes se efectuó utilizando el análisis de varianza (ANOVA), presentado en la Tabla 16.

Tabla 16

Análisis de varianza (ANOVA) para la capacidad de adsorción de cromo total

Fuente	Suma de Cuadrados	Grados de Libertad	Cuadrado Medio	Razón-F	Valor-P
A: Cantidad	642.496	1	642.496	52.41	0
B: Tamaño de partícula	484.55	1	484.55	39.53	0
C: pH	284.344	1	284.344	23.2	0.0003
AB	9.59451	1	9.59451	0.78	0.3913
AC	68.0213	1	68.0213	5.55	0.0336
BC	0.507656	1	0.507656	0.04	0.8417
Bloques	0.0283682	1	0.0283682	0	0.9623
Error total	171.612	14	12.258		
Total (corr.)	1661.15	21			

Nota. Donde, AB es la interacción Cantidad-Tamaño de Partícula, AC es el Cantidad-pH y BC es la interacción Tamaño de Partícula-pH

De acuerdo con el análisis de varianza (ANOVA), resumido en la Tabla 16, se observa que los tres factores principales evaluados presentan un efecto significativo sobre la capacidad de adsorción. El factor cantidad (A), correspondiente al tipo de bioadsorbente utilizado, explica la mayor parte de la variabilidad del sistema, con una razón-F de 52.41 y un valor-p < 0.0001, lo

que confirma su elevada influencia. En segundo lugar, el tamaño de partícula (B) también resulta altamente significativo ($F = 39.53$; $p < 0.0001$), seguido por el pH (C), que, si bien presenta un efecto de menor magnitud, mantiene igualmente significancia estadística ($F = 23.20$; $p = 0.0003$).

En cuanto a las interacciones, se observa que la interacción AC (cantidad–pH) alcanza significancia estadística ($F = 5.55$; $p = 0.0336$), lo que indica que la combinación de estos factores influye de manera conjunta en la respuesta del sistema. Sin embargo, las interacciones AB (cantidad–tamaño) ($F = 0.78$; $p = 0.3913$) y BC (tamaño–pH) ($F = 0.04$; $p = 0.8417$) no resultan significativas, por lo que su aporte a la variabilidad del proceso es despreciable.

Es importante resaltar que los factores con valores de $p < 0.05$ son considerados estadísticamente significativos, criterio que se corrobora visualmente en el diagrama de Pareto, donde dichos factores superan la línea de significancia. Esta concordancia entre ambos análisis refuerza la confiabilidad de los resultados obtenidos.

Finalmente, el efecto de los bloques no presentó significancia ($p = 0.9623$), lo cual sugiere que no existe una variación atribuible a este factor. En conjunto, los resultados confirman que la capacidad de adsorción está principalmente determinada por los efectos individuales del tipo de bioadsorbente, el tamaño de partícula y el pH; así como, por la interacción entre la cantidad y el pH. El modelo obtenido presenta un adecuado ajuste, con un coeficiente de determinación ajustado R^2 (ajustado por G.L.) = 84.50%, lo que demuestra que las variables evaluadas explican gran parte de la variabilidad de la respuesta experimental.

4.4.1.4. Modelo matemático del proceso de adsorción

En la Tabla 17 se muestran los coeficientes de regresión asociados a la capacidad de adsorción en sistemas por lotes, considerando tanto los efectos individuales de las variables como sus interacciones.

Tabla 17*Coefficiente de regresión para la capacidad de adsorción en lotes*

Coefficiente	Estimado
Constante	-17.7873
A: Cantidad	-10.0163
B: Tamaño de partícula	40.1625
C: pH	1.44125
AB	15.4875
AC	4.12375
BC	1.78125

Nota. Donde, AB es la interacción Cantidad-Tamaño de Partícula, AC es el Cantidad-pH y BC es la interacción Tamaño de Partícula-pH

El tamaño de partícula (40.1625) presenta el coeficiente positivo de mayor magnitud, lo cual evidencia que esta variable es la que más favorece el proceso de adsorción. Esto puede atribuirse a que, en el rango experimental evaluado, un mayor tamaño de partícula facilita la accesibilidad a los sitios activos y promueve un mejor contacto entre el bioadsorbente y la solución.

El pH (1.44125) también incide de manera positiva, aunque en menor proporción. Este comportamiento sugiere que al aumentar el pH se generan condiciones superficiales más favorables en el bioadsorbente, probablemente relacionadas con la desprotonación de grupos funcionales, lo que potencia la interacción con los iones metálicos presentes en el medio.

En el modelo de regresión, el coeficiente lineal de la variable cantidad (-10.0163) aparece con signo negativo, lo que sugiere una tendencia aislada a reducir la capacidad de adsorción. Sin embargo, este efecto debe interpretarse junto con las interacciones de la variable cantidad con el tamaño de partícula (15.4875) y con el pH (4.12375), las cuales son positivas y compensan dicho

valor. Esto concuerda con los resultados experimentales, en los que se observó que la cantidad igual a 1 (cáscara de palta) produjo la mayor capacidad de adsorción, confirmando que este bioadsorbente es el más eficiente frente a la semilla o la mezcla.

Respecto a las interacciones, la combinación Cantidad–Tamaño de partícula (AB) destaca como la más influyente, con un coeficiente positivo de 15.4875, lo que revela un efecto conjunto que refuerza el proceso de adsorción. Las interacciones Cantidad–pH (AC) (4.12375) y Tamaño de partícula–pH (BC) (1.78125) también presentan valores positivos, pero su magnitud es considerablemente menor, por lo que su contribución al modelo puede considerarse secundaria.

En síntesis, el análisis de los coeficientes muestra que el tamaño de partícula es el factor más determinante y positivo en la capacidad de adsorción, seguido por el pH, mientras que la variable cantidad actúa de manera negativa. Las interacciones entre variables refuerzan el proceso, aunque con un peso inferior al de los efectos principales.

La ecuación de regresión ajustada a los datos experimentales se presenta a continuación:

$$q = -17.7873 - 10.0163 \cdot R + 40.1625 \cdot T + 1.44125 \cdot pH + 15.4875 \cdot R \cdot T + 4.12375 \cdot R \cdot pH + 1.78125 \cdot T \cdot pH \quad (11)$$

Cuyo coeficiente de determinación es:

$$R^2 (\text{ajustado por G.L}) = 84.50\%$$

$$R^2 = 89.67\%$$

Donde:

R: Cantidad.

T: Tamaño de partícula de partícula (mm).

4.4.1.5. Superficie de respuesta

La Figura 41 representa la superficie de respuesta estimada para un pH constante de 4, considerando la variación del tamaño de partícula entre 0.29 y 0.53 mm y de la cantidad de biomasa (semilla, mezcla y cáscara de palta). Se observa que la mayor capacidad de adsorción se alcanza en la zona de color verde oscuro, correspondiente a valores entre 24 y 28 mg/g, la cual se presenta principalmente cuando la variable cantidad se aproxima a 1 (uso exclusivo de cáscara de palta) y el tamaño de partícula se acerca al límite superior del intervalo analizado (0.53 mm).

Asimismo, en el extremo derecho del gráfico se distinguen zonas con colores amarillo y azul claro, que indican valores superiores a 28 mg/g. Sin embargo, estas tonalidades no se visualizan completamente en la superficie, lo que podría deberse a que el modelo de superficie estimada se limita al rango de datos experimentales empleados en el diseño, y por tanto las regiones correspondientes a valores extremos de tamaño de partícula y cantidad no se encuentran totalmente representadas. Esto sugiere que bajo dichas condiciones podrían alcanzarse capacidades de adsorción aún mayores, pero no fueron completamente definidas dentro del modelo experimental.

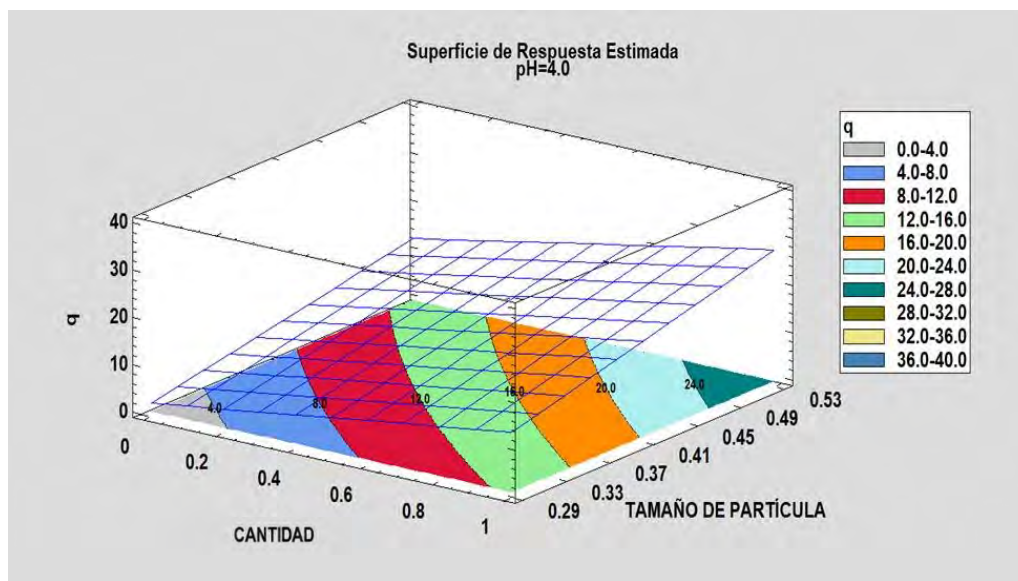
A medida que la variable cantidad disminuye hacia valores cercanos a 0 (uso exclusivo de semilla), la capacidad de adsorción decrece notablemente, alcanzando los valores mínimos observados en la superficie de respuesta, entre 0 y 8 mg/g, ubicados en la zona inferior izquierda (colores gris y azul). En condiciones intermedias, como cuando se emplea una mezcla en cantidad 0.5, se observan capacidades de adsorción de 8 a 20 mg/g, representadas por tonalidades intermedias (rojo, verde claro y naranja).

Estos resultados confirman que a mayor tamaño de partícula y que con la cáscara, se obtiene una mejor capacidad de adsorción, evidenciando que el tipo de biomaterial es el factor

determinante para la eficiencia del sistema, siendo la cáscara de palta el adsorbente con mejor desempeño.

Figura 41

Superficie de respuesta estimada, pH=4



La Figura 42 muestra mediante una escala de colores, la distribución de la capacidad de adsorción en función del tamaño de partícula y la cantidad de bioadsorbente, manteniendo constante el pH en 4.0. La zona en tonalidad gris corresponde a las menores capacidades de adsorción, con valores cercanos de 0 a 4 mg/g, lo cual representa las condiciones menos favorables del sistema.

En contraste, las áreas en colores más intensos hacia la parte superior derecha evidencian incrementos notables en la capacidad de adsorción, alcanzando aproximadamente 24–28 mg/g, lo que se asocia principalmente con la utilización de cáscara de palta (cantidad = 1) y tamaños de partícula más grandes.

Sin embargo, los colores correspondientes a valores superiores a 28 mg/g (amarillo y azul claro), que aparecen en la escala de la leyenda no se aprecia claramente en la gráfica. Esto podría

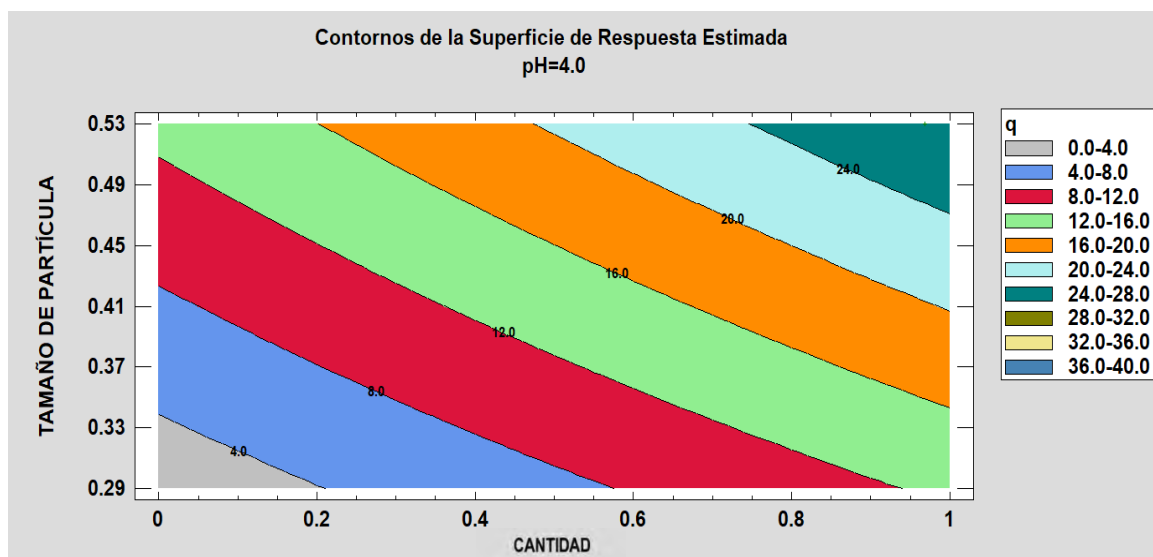
explicarse porque el modelo de superficie estimada se limita al rango de datos experimentales disponibles, por lo que las condiciones extremas de tamaño de partícula y cantidad no fueron completamente representadas en el diseño experimental. En consecuencia, el software proyecta el incremento del valor de “q” en esas zonas, pero con una visualización limitada.

Los intervalos intermedios, representados por franjas en azul, rojo, verde y naranja, reflejan capacidades moderadas en un rango de 8–24 mg/g, correspondientes a condiciones de cantidad o tamaños de partícula intermedios.

Estos resultados ponen en evidencia que la cantidad (tipo de bioadsorbente empleado) tiene una influencia determinante en la eficiencia del proceso, siendo la cáscara de palta el adsorbente con mejor desempeño al presentar las mayores capacidades de adsorción bajo las condiciones evaluadas.

Figura 42

Contornos de la superficie de respuesta estimada, pH = 4



4.5. Adsorción en lecho fijo

En la Tabla 18 se presentan los valores promedio de concentración en el tiempo (C_t) obtenidos en la prueba de adsorción de soluciones sintéticas de cromo en un sistema de lecho fijo, operando con 5 g de bioadsorbente de cáscara de palta. Los muestreos se realizaron desde el inicio del ensayo (0 min) hasta los 510 min de operación.

Los resultados completos de concentración para cada punto de muestreo se presentan en Apéndice 2, mientras que los informes de los análisis de laboratorio correspondientes a esta prueba de adsorción en lecho fijo se encuentran consignados en el Anexo 4.

Tabla 18

Resultados de adsorción de cromo en soluciones sintéticas mediante sistema de lecho fijo con 5 g de bioadsorbente

Tiempo (min)	C_t (ppm)	Q_t (mg/g)	R_t (%)
0	0	-	-
1	22.59 ± 0.27	0.04	54.82%
30	30.04 ± 0.17	0.78	39.92%
60	30.95 ± 1.23	1.41	38.10%
90	34.25 ± 1.02	1.97	31.50%
150	38.57 ± 0.09	2.84	22.87%
270	42.18 ± 0.28	4.09	15.65%
360	43.03 ± 0.52	4.80	13.95%
450	45.44 ± 0.03	5.36	9.12%
510	45.90 ± 0.05	5.64	8.21%

Nota. Q_t es la capacidad de adsorción acumulada para cada tiempo y R_t es el porcentaje de remoción acumulada para cada tiempo.

Los resultados mostraron que, en el primer minuto, la concentración en el efluente alcanzó 22.59 ± 0.27 ppm, correspondiente a una capacidad de adsorción acumulada de 0.04

mg/g y un porcentaje de remoción acumulado de 54.82%. Este aumento abrupto indicó que el lecho comenzó a saturarse casi desde el inicio de la operación.

Entre los 30 y 150 minutos, la concentración se incrementó gradualmente, pasando de 30.04 ppm a 38.57 ppm, con capacidades de adsorción acumuladas que aumentaron de 0.78 mg/g a 2.84 mg/g, mientras que el porcentaje de remoción acumulado disminuyó de 39.92% a 22.87%. Este comportamiento evidenció que, aunque la eficiencia de adsorción se reducía progresivamente, el lecho aún retenía una fracción considerable del cromo presente en la solución.

Posteriormente, a partir de los 270 minutos, en este intervalo, la concentración alcanzó 42.18 ± 0.28 ppm, con una capacidad de adsorción acumulada de 4.09 mg/g y un porcentaje de remoción acumulado de 15.65%, lo que confirmó que el bioadsorbente comenzaba a perder significativamente su capacidad activa. A los 450 minutos, el sistema presentó una concentración de 45.44 ± 0.03 ppm, una capacidad acumulada de 5.36 mg/g y un porcentaje de remoción acumulado de 9.12%, evidenciando que la mayoría de los sitios activos del adsorbente se encontraban ocupados. Finalmente, a los 510 minutos, la concentración máxima registrada fue de 45.90 ± 0.05 ppm, con una capacidad de adsorción acumulada de 5.64 mg/g y un porcentaje de remoción acumulado de 8.21%, lo que indicó que el bioadsorbente se encontraba prácticamente saturado y su potencial de retención era mínimo.

De manera similar, en la Tabla 19 se presentan los resultados obtenidos para la prueba de adsorción en lecho fijo empleando 20 g de bioadsorbente, manteniendo las mismas condiciones de operación que en el ensayo previo.

Tabla 19

Resultados de adsorción de cromo en soluciones sintéticas mediante sistema de lecho fijo con 20 g de bioadsorbente

Tiempo (min)	C _t (ppm)	Q _t (mg/g)	R _t (%)
0	0	-	-
1	0.47 ± 0.01	0.01	99.54%
60	1.38 ± 0.02	0.79	98.17%
120	1.43 ± 0.01	1.57	97.68%
180	3.36 ± 0.18	2.34	96.36%
300	7.84 ± 0.05	3.77	93.63%
540	23.54 ± 0.08	5.99	82.33%
960	41.04 ± 0.13	7.99	61.66%
1200	49.24 ± 0.16	8.30	51.47%
1260	49.35 ± 0.32	8.31	49.10%

Nota. Q_t es la capacidad de adsorción acumulada para cada tiempo y R_t es el porcentaje de remoción acumulada para cada tiempo.

Los resultados obtenidos muestran que el sistema presentó una alta eficiencia en las primeras etapas del proceso, registrando concentraciones muy bajas en el efluente. Durante los primeros 120 minutos, la concentración de cromo se mantuvo por debajo de 1.43 ± 0.01 ppm, alcanzando una capacidad de adsorción acumulada de 1.57 mg/g y un porcentaje de remoción de 97.68 %. Este comportamiento confirma que, en esta fase, la mayoría de los sitios activos del bioadsorbente permanecían disponibles, permitiendo una retención casi completa del contaminante.

A los 180 minutos se evidenció un aumento de la concentración a 3.36 ± 0.18 ppm, una capacidad de adsorción de 2.34 mg/g y una remoción acumulada de 96.36 %. A partir de los 300 minutos, se observó una disminución progresiva en la eficiencia, alcanzando 7.84 ± 0.05 ppm en el efluente, con una capacidad de 3.77 mg/g y una remoción de 93.63 %. La tendencia se volvió

más pronunciada a los 540 minutos, donde la concentración llegó a 23.54 ± 0.08 ppm, la capacidad de adsorción acumulada fue de 5.99 mg/g y la remoción descendió a 82.33 %, indicando que aproximadamente la mitad de los sitios activos se encontraban ocupados.

Entre los 960 y 1260 minutos se registraron los últimos puntos de muestreo, en este intervalo se evenció un incremento considerable de la concentración hasta 49.35 ± 0.32 ppm, momento en el cual la capacidad de adsorción acumulada alcanzó 8.31 mg/g y la remoción acumulada fue de 49.10 %. Este comportamiento evidenció que el lecho se encontraba prácticamente saturado y con una mínima capacidad de adsorción.

En comparación con el ensayo realizado con 5 g de bioadsorbente, se aprecia que el uso de 20 g extendió de manera significativa el tiempo de servicio de la columna. Este comportamiento es coherente con el principio de que un mayor contenido de biomasa incrementa la cantidad de sitios de adsorción disponibles y, por lo tanto, mejora la capacidad global del sistema. Cabe resaltar que los valores reportados de capacidad de adsorción (Q_t) y porcentaje de remoción (R_t) corresponden a datos acumulados para cada punto de muestreo.

En general, los resultados de ambos ensayos de adsorción en lecho fijo muestran que la bioadsorbente de cáscara de palta reduce la concentración de cromo en agua. Al comparar las dos pruebas, se observa que usar 20 g de bioadsorbente permitió alargar el tiempo de funcionamiento del lecho antes de que se alcance la saturación y logrando una mayor remoción de cromo durante las primeras horas del ensayo.

Sin embargo, en los dos casos se vio que con el paso del tiempo la eficiencia de remoción fue bajando hasta llegar a valores muy cercanos a la concentración inicial, lo que indica que la biomasa llegó a su límite de capacidad. Estos resultados muestran que es importante seguir

evaluando factores como la altura del lecho, el tamaño de partícula y el flujo de operación para tratar un mayor volumen de agua antes de que el material se sature.

4.5.1. Capacidad de adsorción de la columna de lecho fijo

La columna cargada con 5 g de biomasa de cáscara de palta alcanzó una capacidad de adsorción de 5.64 mg/g, calculada a partir de la Ecuación 9 y un porcentaje de remoción de 26.4%, calculado con la Ecuación 10. Este resultado muestra que, aun con una cantidad limitada de material y un tamaño de partícula de 5 mm, el adsorbente logró retener una fracción del contaminante durante el ensayo; es decir, aunque la biomasa puede remover cromo de manera efectiva bajo estas condiciones, su capacidad se ve limitada por la cantidad de adsorbente disponible y el agotamiento de los sitios de unión con el avance del tiempo.

En el sistema que empleó 20 g de biomasa, la capacidad de adsorción alcanzó un valor de 8.31 mg/g, hallada con la Ecuación 9 y un porcentaje de remoción de 49.1%, calculada con la Ecuación 10, lo que evidencia que el aumento en la cantidad de material permitió disponer de un mayor número de sitios activos para la retención de cromo. En comparación con el sistema de menor carga, se aprecia que el incremento de biomasa no solo elevó la capacidad global de adsorción, sino que también prolongó el tiempo de servicio útil de la columna.

La comparación de los resultados muestra con claridad que el aumento en la cantidad de bioadsorbente tuvo un efecto positivo tanto en la capacidad como en la eficiencia de remoción. Con 5 g de bioadsorbente se logró una capacidad de 5.64 mg/g y una eliminación de 26.4% del contaminante, mientras que con 20 g se alcanzó una capacidad de 8.31 mg/g y una remoción de 49.1%. Esta diferencia evidencia que la bioadsorbente es un factor determinante en el rendimiento de la columna, y que su incremento contribuye a optimizar el proceso.

La Tabla 20 muestra los resultados obtenidos para los dos tratamientos.

Tabla 20

Resultados de capacidad de adsorción y porcentaje de remoción en sistemas de lecho fijo

Dosis de biomasa (g)	pH	Tamaño de partícula (mm)	Caudal (mL/min)	Q (mg/g)	Remoción del sistema de lecho fijo (%)
5	5	5	5.37	5.64	20.58
20	5	5	5.37	8.31	49.10

Los valores de capacidad de adsorción obtenidos en el presente estudio, 5.64 mg/g con una remoción del 20.58% utilizando 5 g de biomasa, y 8.31 mg/g con una remoción del 49.10% empleando 20 g de biomasa, se encuentran dentro del rango reportado en investigaciones previas sobre sistemas de lecho fijo para la remoción de cromo. Sin embargo, estos valores resultan inferiores a los alcanzados en los ensayos por lotes, donde la mayor capacidad de adsorción fue de 28.9 mg/g con una eficiencia de remoción del 52.4%.

En comparación, Malkoc *et al.*, (2006), empleando orujo de oliva en una columna de 10 cm de altura y caudal de 10 mL/min, alcanzaron capacidades entre 0.98 y 3.33 mg/g, evidenciando un comportamiento similar en términos de saturación temprana cuando se utiliza un caudal relativamente elevado. Asimismo, Condori Ramos y Pumacayo Gutierrez, (2019), al utilizar cáscara de papa con una concentración inicial de 350 mg/L, reportaron una capacidad de 2.75 mg/g y una remoción del 82%, valores inferiores en capacidad específica pero con mayor porcentaje de remoción debido a la alta concentración inicial y la diferencia de condiciones experimentales.

Por otro lado, Aranda y Cristiana, (2019), trabajaron con cáscara de palta bajo condiciones continuas, obtuvieron capacidades de hasta 100 mg/g a pH 1.5–2.5, lo que confirma que el pH ácido incrementa la afinidad del Cr (VI) hacia los grupos funcionales de la biomasa.

En cuanto al efecto de la dosis de biomasa, se observó que el incremento de 5 a 20 g mejoró notablemente la capacidad de retención del sistema, reflejando una adsorción más eficiente y sostenida a lo largo del tiempo. Este aumento en la masa del adsorbente permitió disponer de un mayor número de sitios activos disponibles para la fijación del cromo. Dicho comportamiento coincide con lo reportado por Maldonado *et al.*, (2021), quienes evidenciaron que un mayor volumen de material en la columna incrementa la estabilidad del proceso y prolonga el tiempo de servicio efectivo del sistema de adsorción.

En conjunto, los resultados obtenidos confirman que la biomasa de cáscara de palta posee una capacidad de retención comparable a otros materiales lignocelulósicos, y que el aumento de masa adsorbente constituye un factor determinante para mejorar tanto la capacidad global como la estabilidad operativa del lecho fijo.

A diferencia de estos antecedentes, el presente estudio utilizó biomasa de cáscara de palta sin modificaciones químicas, lo que explica las eficiencias moderadas obtenidas. No obstante, este comportamiento es consistente con la literatura, donde se reconoce que los materiales naturales sin modificación química presentan menor capacidad de retención que aquellos pretratados.

4.5.2. Determinación de la curva de ruptura

En la Tabla 21 se muestra la relación de C_t/C_0 en función del tiempo el cual corresponde para el sistema de lecho fijo con 5 g de bioadsorbente, a partir de esos datos se realizó la gráfica de la curva de ruptura como se muestra en la Figura 41.

En la curva de ruptura para 5 g de bioadsorbente de cáscara de palta, se observa un ascenso rápido de la relación C_t/C_o en los primeros minutos de operación, lo que indica que el lecho comenzó a perder eficiencia casi de manera inmediata. A partir del minuto 1 ya se registra un valor de C_t/C_o igual a 0.45, y a los 60 minutos la relación alcanza 0.77, reflejando que una fracción considerable del cromo ya atravesaba la columna sin ser retenida. El comportamiento de la curva, de tipo asintótico, revela que la biomasa disponible fue insuficiente para sostener un proceso prolongado, alcanzándose un valor de 0.92 a los 510 minutos.

Tabla 21

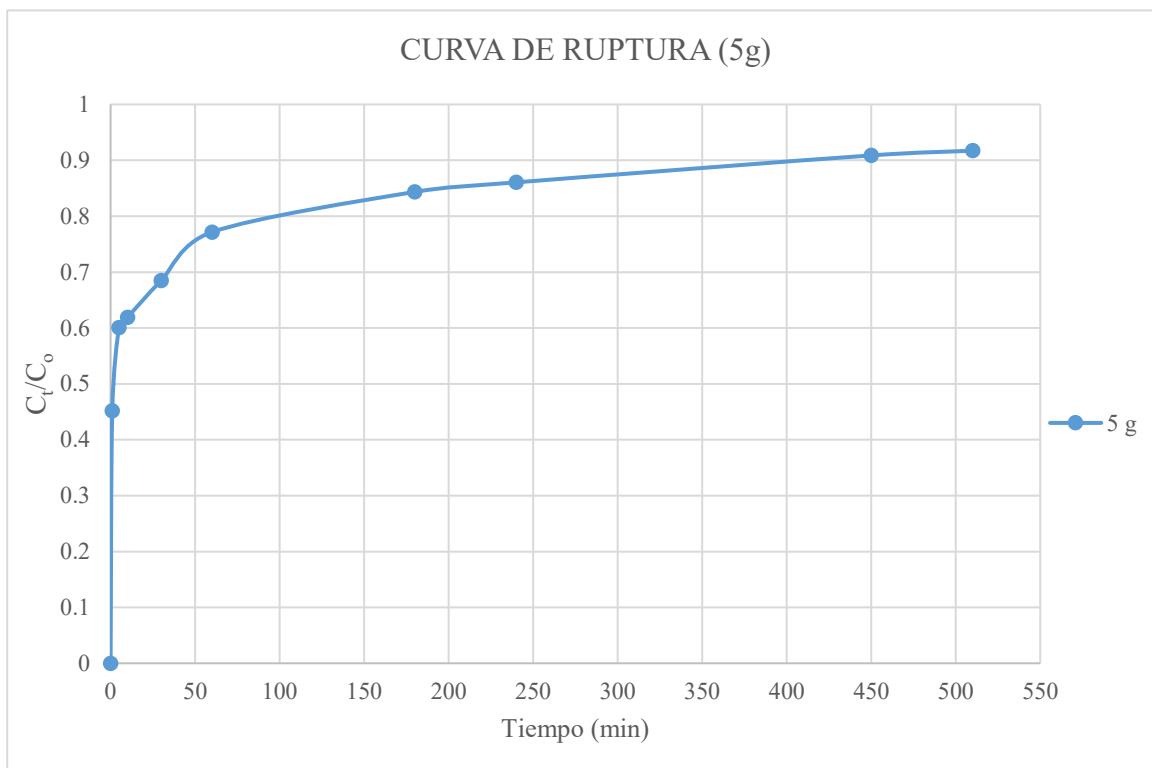
Relación C_t/C_o en función del tiempo con 5 g de bioadsorbente

Tiempo (min)	C_t/C_o
0	0.000
1	0.452
30	0.601
60	0.619
90	0.685
150	0.772
270	0.843
360	0.861
450	0.909
510	0.917

La Figura 43 presenta la curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 5 g de bioadsorbente de cáscara de palta.

Figura 43

Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 5 g de bioadsorbente de cáscara de palta



De acuerdo con la interpolación lineal de los datos experimentales, el tiempo de ruptura, definido para este trabajo como el instante en el cual la concentración de cromo total en el efluente alcanza el VMA del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA de 10 mg/L ($C_t/C_o = 0.20$), se determinó en 0.44 minutos. Este resultado indica que, bajo las condiciones evaluadas, la columna supera el límite normativo en un tiempo muy corto de operación. Asimismo, se estimó que la saturación ocurriría hacia los 900 minutos, proyectando una capacidad limitada de adsorción. En conjunto, este gráfico refleja que con 5 g de biomasa la columna ofrece una remoción inicial,

pero su desempeño decae rápidamente, restringiendo la vida útil operativa del sistema y esto se debe a la limitada cantidad de bioadsorbente, lo que reduce la disponibilidad de sitios activos y acelera el agotamiento de la columna.

Comparando los resultados obtenidos con los antecedentes experimentales, se observa que la rápida aparición de la zona de ruptura en el presente estudio (22.59 ppm en el primer minuto) es consistente con lo descrito por Condori y Pumacayo, (2019), quienes empleando cáscara de papa en columna de 10 cm y partícula $<250\ \mu\text{m}$ reportaron una ruptura temprana ($C_t/C_0=0.18$ en el primer punto a los 10 min), evidenciando que los materiales vegetales sin modificación química presentan una alta afinidad inicial seguida de una rápida saturación superficial. Sin embargo, el tiempo total de operación hasta alcanzar el equilibrio (900 min) fue mayor que el reportado por Malkoc *et al.*, (2006), quienes utilizando orujo de oliva con tamaño de partícula entre 1 y 3 mm y 50 ppm de Cr (VI) alcanzaron la saturación en aproximadamente 150 minutos.

Por otro lado, el tiempo de saturación obtenido resulta inferior al registrado por Aranda y Cristiana, (2019), quienes con cáscara de palta a pH 1.5 y caudal de 0.75 mL/min alcanzaron la saturación después de 60 h, lo que demuestra la influencia significativa del pH ácido en la eficiencia de biosorción del Cr (VI). En contraste, los resultados del presente estudio muestran una mayor velocidad de saturación bajo condiciones menos extremas (pH 5 y caudal 5.37 mL/min), lo cual indica un rendimiento moderado en la etapa inicial pero limitada en el tiempo debido a la rápida ocupación de los sitios activos.

Finalmente, comparando con los ensayos realizados por Maldonado *et al.*, (2021) empleando cáscara de yuca ($<500\ \mu\text{m}$), el tiempo de ruptura (2.2 h) y saturación (8.3 h) fueron

mayores, lo que sugiere que la biomasa de cáscara de palta presenta una cinética más rápida, probablemente por su composición lignocelulósica y por la biomasa sin modificación química.

Para el caso de la curva de ruptura para el sistema de lecho fijo con 20 g de bioadsorbente de cáscara de palta, se presenta la Tabla 22, en la cual muestra la relación C_t/C_o en función del tiempo.

Tabla 22

Relación C_t/C_o en función del tiempo con 20 g de bioadsorbente

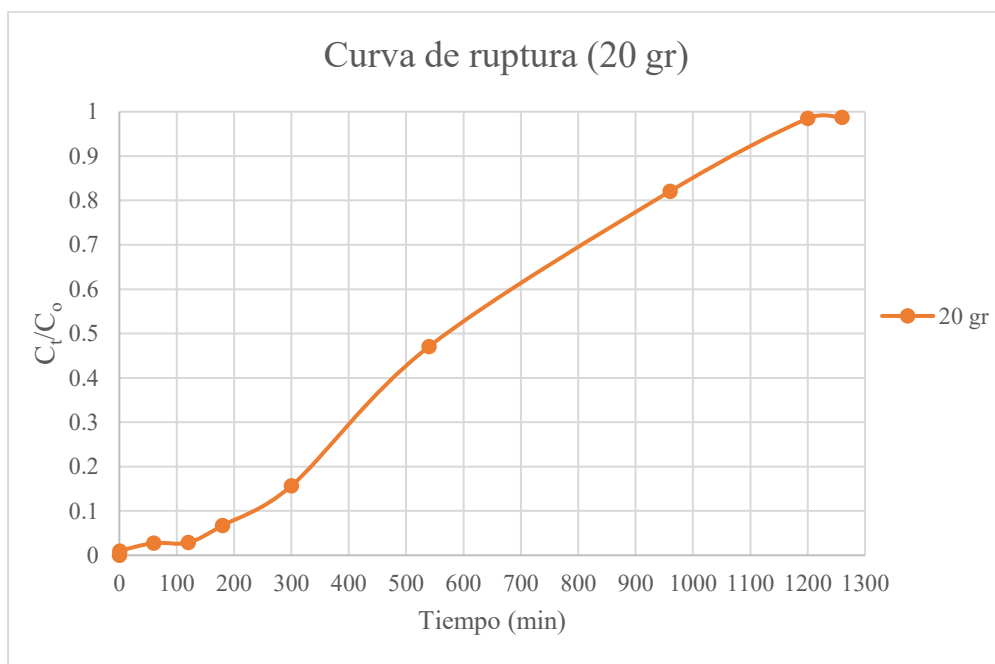
Tiempo (min)	C_t/C_o
0	0.000
1	0.009
60	0.028
120	0.029
180	0.067
300	0.157
540	0.471
960	0.821
1200	0.985
1260	0.987

La Figura 44 muestra la curva de ruptura correspondiente al ensayo con 20 g de biomasa de cáscara de palta, la cual evidencia un comportamiento sigmoideal característico de los sistemas de adsorción en lecho fijo. En este caso, el ascenso de la relación C_t/C_o ocurre de manera más lenta en comparación con el ensayo de 5 g, lo cual refleja un mayor tiempo de protección del sistema frente al avance del contaminante. En la etapa inicial, el valor de C_t/C_o permanece muy cercano a cero por un periodo prolongado, indicando que la capacidad de adsorción disponible es

suficiente para retener la mayor parte del cromo en solución. A medida que avanza el proceso, la pendiente de la curva se incrementa gradualmente hasta aproximarse a la saturación, donde C_t/C_o alcanza valores cercanos a 1, lo que representa la pérdida casi total de la eficiencia del lecho.

Figura 44

Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 20 g de bioadsorbente de cáscara de palta



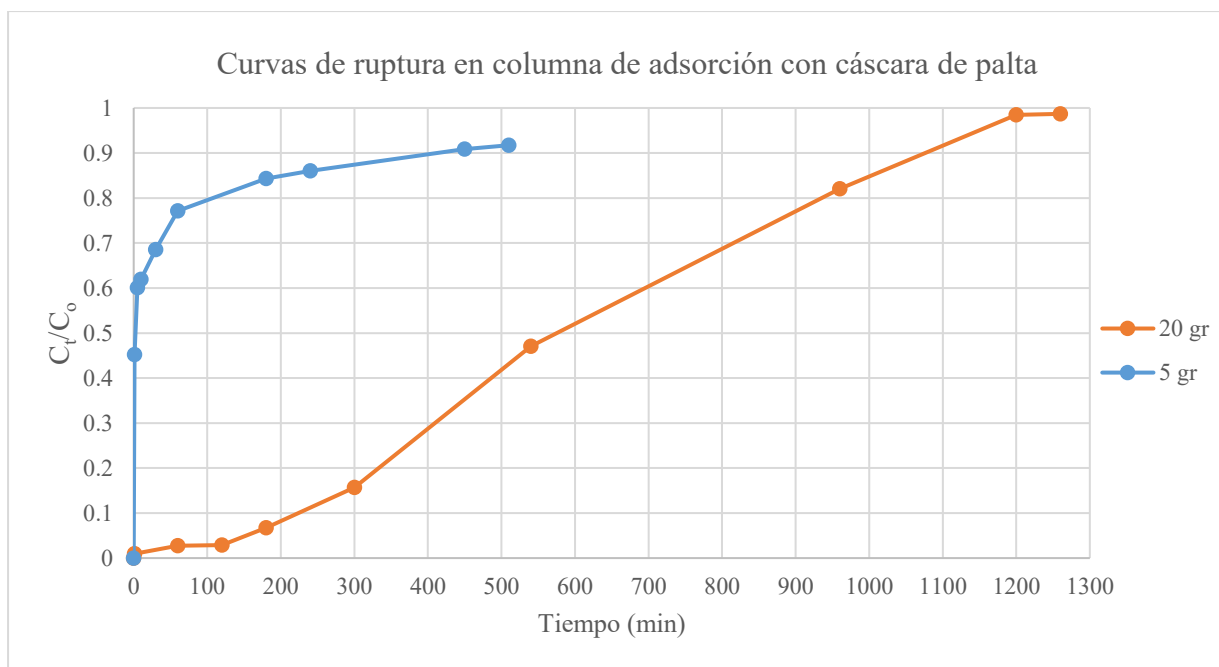
Dado que los resultados experimentales obtenidos para el sistema con 20 g de bioadsorbente no muestran de manera explícita el punto exacto en el cual la concentración de cromo total en el efluente alcanzó el valor normativo de 10 mg/L, se aplicó un proceso de interpolación lineal para estimar el tiempo de ruptura. Bajo este criterio, el tiempo de ruptura se definió cuando la relación C_t/C_o alcanzó un valor de 0.20, correspondiente al VMA del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA. A partir de la interpolación entre los valores experimentales registrados a 300 min ($C_t/C_o = 0.157$) y 540 min ($C_t/C_o = 0.471$), se estimó que el tiempo de ruptura ocurrió aproximadamente a los 328 minutos.

Comparando estos resultados con los antecedentes revisados, se observa que el aumento de la masa adsorbente a 20 g produjo una extensión significativa del tiempo de ruptura y de saturación, lo cual concuerda con lo reportado por Nag *et al.*, (2020), quienes demostraron que la altura del lecho y la cantidad de biomasa son factores determinantes en la eficiencia del sistema, prolongando la zona de adsorción activa al incrementar la disponibilidad de sitios superficiales. De manera similar, Pérez *et al.*, (2009) observaron que, al incrementar la altura del lecho de 25.5 cm a 34 cm, el tiempo de ruptura aumentó de 1025 a 1523 min y el de saturación de 2922 a 3426 min, resultados que respaldan el comportamiento obtenido en el presente estudio, donde un mayor volumen de biomasa permitió retardar la saturación del sistema. Por otro lado, el tiempo de ruptura alcanzado (328 min) es superior al reportado por Malkoc *et al.*, (2006) para el orujo de oliva a 10 cm de altura y caudal de 10 mL/min (ruptura a los 150 min y saturación a los 200–250 min), aunque en este caso la saturación se extendió hasta 1149 min, evidenciando una mayor capacidad de retención atribuible a la composición lignocelulósica de la cáscara de palta. En contraste, Aranda y Cristiana, (2019) reportaron tiempos de saturación mucho más prolongados (hasta 60 h) al operar con cáscara de palta a pH 1.5 y bajo caudales muy bajos (0.75 mL/min), lo que confirma la fuerte dependencia del proceso respecto a las condiciones de pH y velocidad de flujo. Asimismo, los resultados se asemejan a los obtenidos por Maldonado *et al.*, (2021) utilizando biomasa de yuca, donde el incremento de la altura de 10 a 15 cm extendió el tiempo de saturación de 8.64 h hasta aproximadamente 12.98 h. En conjunto, los resultados de este estudio corroboran que la masa del adsorbente ejerce una influencia directa sobre la duración del ciclo de servicio, al aumentar la superficie activa disponible y mejorar la transferencia másica dentro del lecho, logrando una retención sostenida del contaminante y un retardo significativo en la aparición de la zona de ruptura.

En la Figura 45 se compara las curvas de ruptura obtenidas para 5 g y 20 g de biomasa de cáscara de palta, se observa claramente cómo la cantidad de adsorbente influye en el desempeño del sistema de lecho fijo. Con 5 g, la pendiente de la curva es más pronunciada y la zona de transferencia se desplaza rápidamente. En contraste, con 20 g de biomasa la curva se desplaza hacia la derecha en el eje del tiempo, mostrando un ascenso más gradual de C_t/C_0 . Este desplazamiento refleja que un mayor contenido de biomasa incrementa la capacidad total de adsorción y prolonga la vida útil de la columna antes de la saturación. En síntesis, el aumento de biomasa no solo retrasa la llegada del contaminante al efluente, sino que también amplía la zona de operación efectiva del sistema, demostrando que la masa de adsorbente es un parámetro clave para optimizar la remoción de cromo.

Figura 45

Curva de ruptura en columna de lecho fijo utilizando 5 g y 20 g de bioadsorbente de cáscara de palta



4.5.3. Modelos cinéticos

Los modelos cinéticos de Yoon Nelson y Thomas fueron aplicados a los sistemas de adsorción de lecho fijo de 5 y 20 g de bioadsorbente, cuyos resultados se muestran a continuación.

4.5.3.1. Lecho fijo con 5 g de bioadsorbente

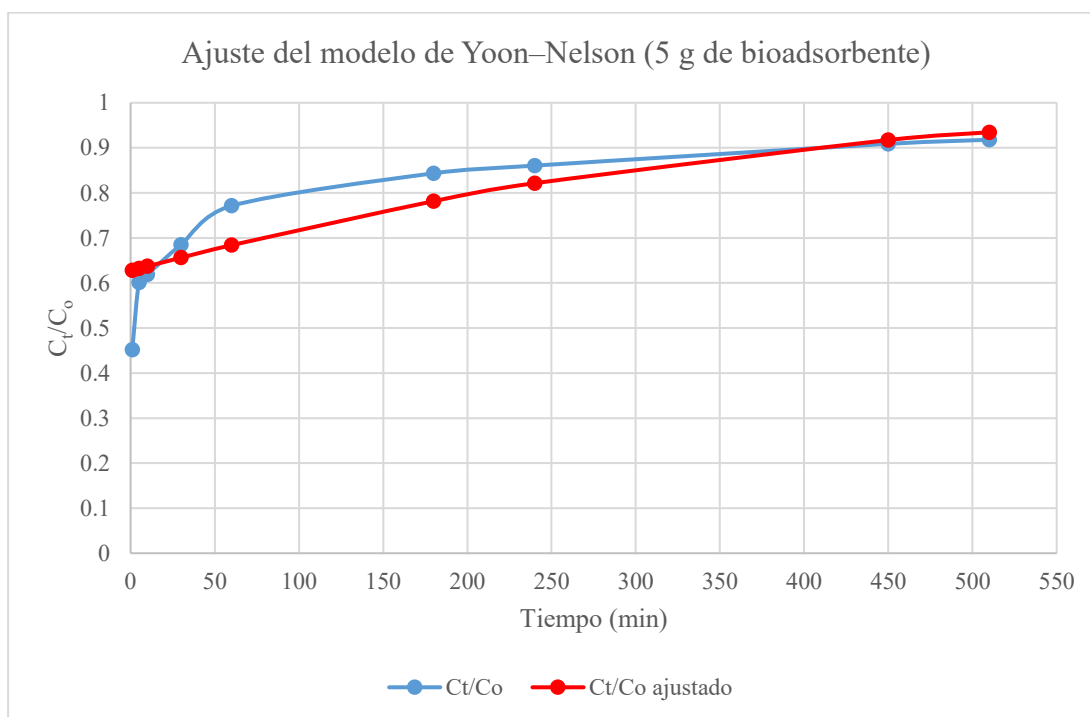
El comportamiento de la columna de lecho fijo con 5 g de biomasa de cáscara de palta fue evaluado mediante el modelo de Yoon-Nelson usando la Ecuación 1 y el modelo de Thomas empleando la Ecuación 3 como se muestra en la Figura 46 y la Figura 47, respectivamente, con el objetivo de describir la cinética de adsorción bajo condiciones controladas de operación. A lo largo del tiempo, la relación C_t/C_0 aumentó de manera gradual, alcanzando un valor máximo de 0.92 a los 510 minutos. Este incremento indica que los sitios activos de la biomasa fueron ocupándose progresivamente, hasta que el material comenzó a saturarse y la eficiencia de retención del cromo disminuyó.

Con el modelo de Yoon–Nelson, se obtuvo un mejor ajuste con un R^2 de 0.79, una constante cinética (k_{YN}) de 0.0042 min^{-1} lo que representa la velocidad con la que se produce la adsorción del contaminante en el lecho fijo. Es decir, este parámetro indica qué tan rápido disminuye la probabilidad de que una molécula sea adsorbida conforme avanza el proceso. Un valor bajo de k_{YN} , como el obtenido, sugiere que la adsorción ocurre de manera lenta y gradual, lo cual es coherente con el comportamiento experimental observado en la curva de ruptura, asimismo, se obtuvo un tiempo característico (τ) de 124.11 minutos, lo que significa que la columna de lecho fijo con 5 g de biomasa de cáscara de palta requiere aproximadamente 124 minutos de operación para alcanzar el 50% de avance del proceso de adsorción. En otras palabras, en ese momento la mitad de la capacidad activa del material adsorbente ya ha sido

ocupada por el contaminante, y la concentración en el efluente comienza a incrementarse de forma más notoria. De acuerdo con Hu *et al.*, (2024), el modelo de Yoon-Nelson permite predecir la forma de la curva de ruptura y estimar la vida útil del lecho, basándose en la relación entre la probabilidad de adsorción y la de desorción de las moléculas. A diferencia del modelo de Thomas, no requiere conocer las propiedades específicas del adsorbente ni del adsorbato, por lo que se adapta fácilmente a diferentes sistemas y condiciones experimentales.

Figura 46

Ajuste del modelo de Yoon–Nelson frente a los datos experimentales para 5 g de bioadsorbente

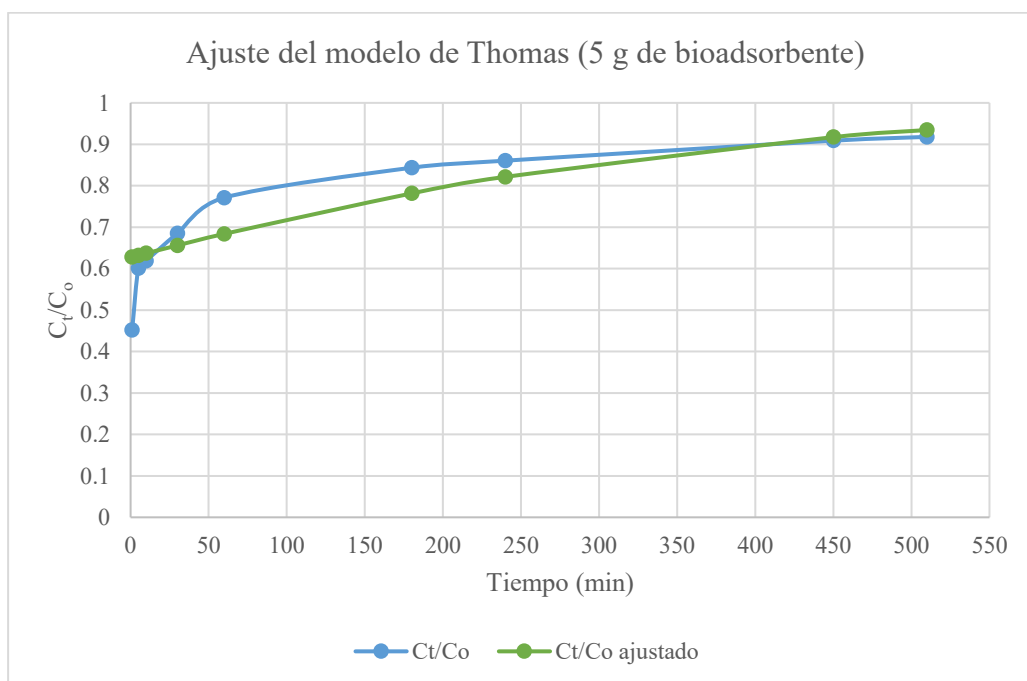


Para el caso del modelo de Thomas que se observa en la Figura 47, mostró un coeficiente de determinación (R^2) de 0.79, una constante de velocidad (k_T) de 0.084 min^{-1} lo que refleja la rapidez con que ocurre la adsorción del contaminante sobre la superficie del adsorbente. En este caso, el valor de 0.084 min^{-1} indica que la velocidad de adsorción fue relativamente lenta, lo que

concuerta con la forma gradual de la curva de ruptura experimental; asimismo, se obtuvo una capacidad de adsorción de 6.66 mg/g, superior a la capacidad de adsorción experimental de 5.64 mg/g. La diferencia se debe a que con menor cantidad de adsorbente aumenta la posibilidad de canalización y flujo no uniforme, generando un comportamiento hidráulico no ideal que se desvía de las condiciones asumidas por el modelo de Thomas. Según Hu *et al.*, (2024), el modelo de Thomas considera que el flujo en la columna es perfectamente uniforme (sin dispersión axial) y que la adsorción ocurre solo por mecanismos químicos superficiales, sin tomar en cuenta la difusión interna ni otras resistencias al transporte. Por ello, el modelo de Thomas se considera ideal, ya que describe una situación teórica simplificada que no refleja completamente el comportamiento real del sistema, aunque sigue siendo útil para estimar la capacidad máxima de adsorción del bioadsorbente.

Figura 47

Ajuste del modelo de Thomas frente a los datos experimentales para 5 g de bioadsorbente



En síntesis, ambos modelos describen adecuadamente el proceso de adsorción, aunque con diferentes enfoques teóricos. El modelo de Thomas resulta útil para realizar estimaciones de la capacidad máxima de adsorción bajo condiciones idealizadas, mientras que el modelo de Yoon–Nelson ofrece una interpretación más empírica del comportamiento de la columna, basada en la evolución temporal de la curva de ruptura. En este estudio, ambos modelos presentaron un coeficiente de determinación (R^2) de 0.79, lo que indica un ajuste similar a los datos experimentales. Esto sugiere que ambos representan de manera comparable la cinética de adsorción en el sistema con 5 g de biomasa de cáscara de palta, siendo el modelo de Thomas adecuado para análisis teóricos y el modelo de Yoon–Nelson más práctico para describir la dinámica real del proceso.

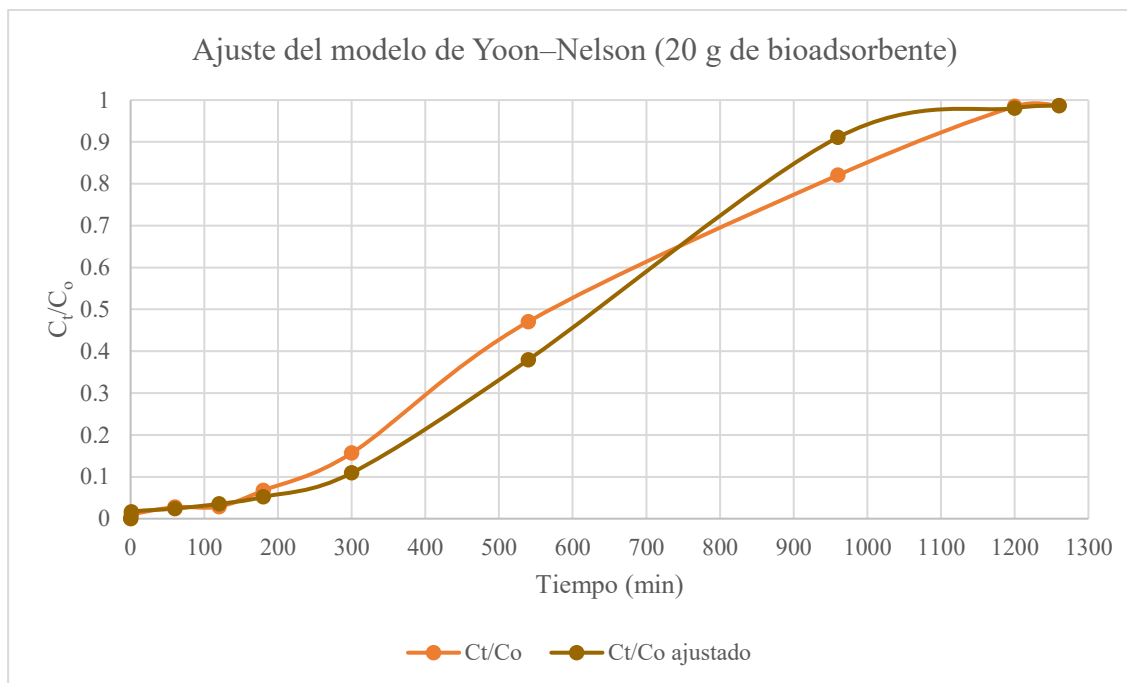
4.5.3.2. Lecho fijo con 20 g de bioadsorbente

El comportamiento de la columna de lecho fijo con 20 g de biomasa de cáscara de palta también fue evaluado mediante los modelos de Yoon–Nelson, calculada con la Ecuación 1 y Thomas calculada con la Ecuación 3, cuyas gráficas se observan en la Figura 48 y Figura 49, respectivamente. Con el objetivo de describir la cinética de adsorción, se mantuvo las mismas condiciones experimentales.

El modelo de Yoon–Nelson también mostró un ajuste excelente ($R^2 = 0.9888$), con una constante cinética (k_{YN}) de 0.0067 min^{-1} y un tiempo característico (τ) de 613.24 minutos, que representa el tiempo necesario para alcanzar el 50% del avance del proceso. El aumento del valor de τ respecto al sistema con 5 g confirma que el incremento de masa adsorbente retrasa la saturación del lecho y mejora la eficiencia del proceso de retención del contaminante. Asimismo, el valor relativamente bajo de k_{YN} sugiere una cinética más lenta, coherente con la mayor cantidad de biomasa que prolonga la fase de adsorción antes del punto de ruptura.

Figura 48

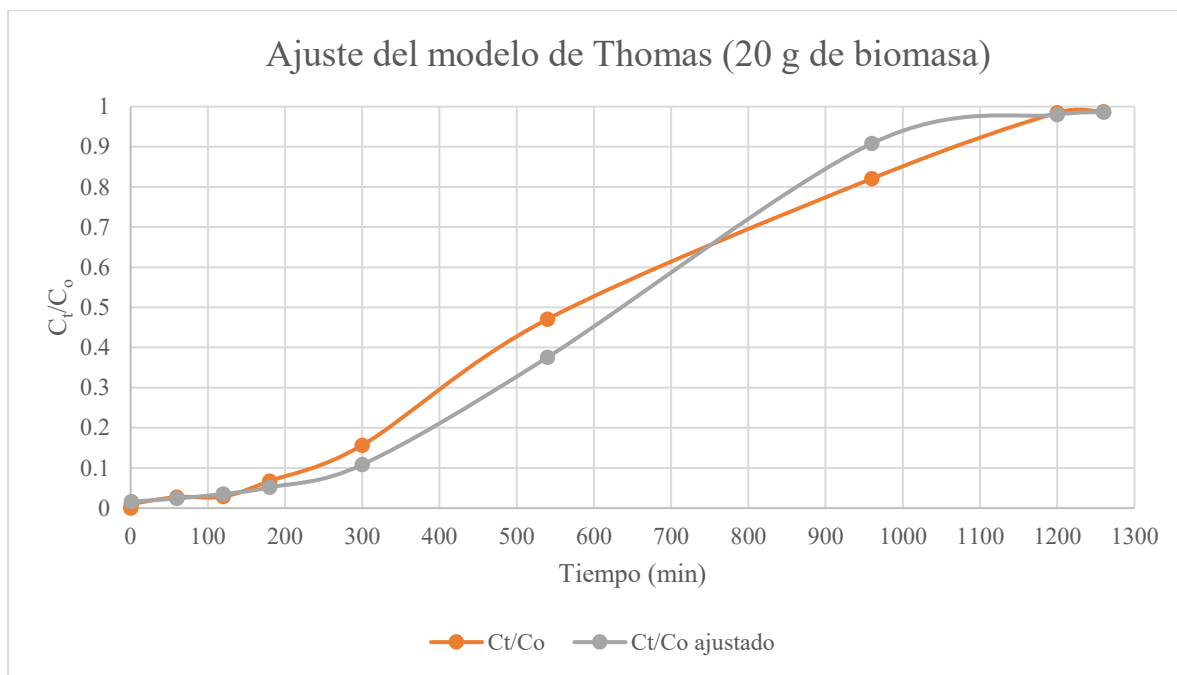
Ajuste del modelo de Yoon-Nelson frente a los datos experimentales para 20 g de bioadsorbente



Por otro lado, el modelo de Thomas presentó un coeficiente de determinación (R^2) de 0.9886, lo que indica un excelente ajuste entre los datos experimentales y los valores teóricos. La constante de velocidad (k_T) fue de 0.13 min^{-1} y la capacidad teórica de adsorción de 8.27 mg/g , valor muy cercano al experimental de 8.31 mg/g . Esta concordancia evidencia que, para esta condición, las suposiciones del modelo se aproximan al comportamiento ideal del sistema. A mayor cantidad de biomasa, el flujo dentro del lecho tiende a estabilizarse y a reducir los efectos de dispersión axial, favoreciendo el cumplimiento de los supuestos del modelo de Thomas. Por ello, el modelo logra describir adecuadamente la cinética del proceso en este caso, siendo útil para predecir la capacidad máxima de adsorción en condiciones cercanas al equilibrio ideal.

Figura 49

Ajuste del modelo de Thomas frente a los datos experimentales para 20 g de biomasa



En conjunto, ambos modelos mostraron una excelente correlación con los datos experimentales, aunque con diferencias en su enfoque. El modelo de Thomas describe el sistema de manera teórica, asumiendo condiciones ideales de flujo y control químico, mientras que el modelo de Yoon–Nelson proporciona una visión más empírica y práctica del proceso, enfocada en la evolución temporal de la curva de ruptura. En este caso, dado el alto nivel de ajuste de ambos modelos se concluye que el comportamiento del sistema con 20 g de biomasa puede considerarse cercano a un régimen ideal, en el cual las resistencias a la transferencia de masa y los efectos de dispersión son mínimos. Esto evidencia que un aumento en la masa adsorbente mejora tanto la eficiencia como la predictibilidad del proceso de adsorción en la columna de lecho fijo.

En la Tabla 23 se muestra los parámetros obtenidos de los modelos cinéticos de Thomas y Yoon-Nelson para el sistema de 5 y 20 gr.

Tabla 23*Parámetros obtenidos de los modelos cinéticos de Thomas y Yoon-Nelson*

Dosis de biomasa (g)	Modelo cinético	Parámetros	Valores
5	Thomas	k_T	0.084
		Q_T	6.66
		R^2	0.79
	Yoon-Nelson	k_{YN}	0.0042
		τ	124.11
		R^2	0.79
20	Thomas	k_T	0.13
		Q_T	8.27
		R^2	0.9886
	Yoon-Nelson	k_{YN}	0.0067
		τ	613.24
		R^2	0.9889

4.6. Caracterización del bioadsorbente después del proceso de adsorción

4.6.1. Espectro FTIR del bioadsorbente semilla de palta

En la Figura 50 se presentan los espectros FTIR obtenidos antes y después del proceso de adsorción de cromo con biomasa de semilla de palta.

Se identificaron picos característicos en 3250.32 cm^{-1} (–OH), 2922.74 cm^{-1} (C–H), 1606.49 cm^{-1} (C=C), 1241.99 cm^{-1} (C–O), 1148.46 cm^{-1} (C–O), 1075.17 cm^{-1} (C–O) y 1008.16 cm^{-1} (C–O), estos últimos asociados a enlaces C–O presentes en alcoholes o éteres (Pavia *et al.*, 2015).

Al comparar los espectros en términos de transmitancia antes y después del proceso de adsorción, se observó un aumento de transmitancia en la banda correspondiente al grupo –OH (de 0.9589 a 0.9690), lo que indica una disminución en la intensidad de absorción asociada a este enlace. De manera similar, se evidenciaron incrementos en la transmitancia de las bandas atribuidas a C–H (de 0.9706 a 0.9756) y C=C (de 0.9700 a 0.9729). En las regiones

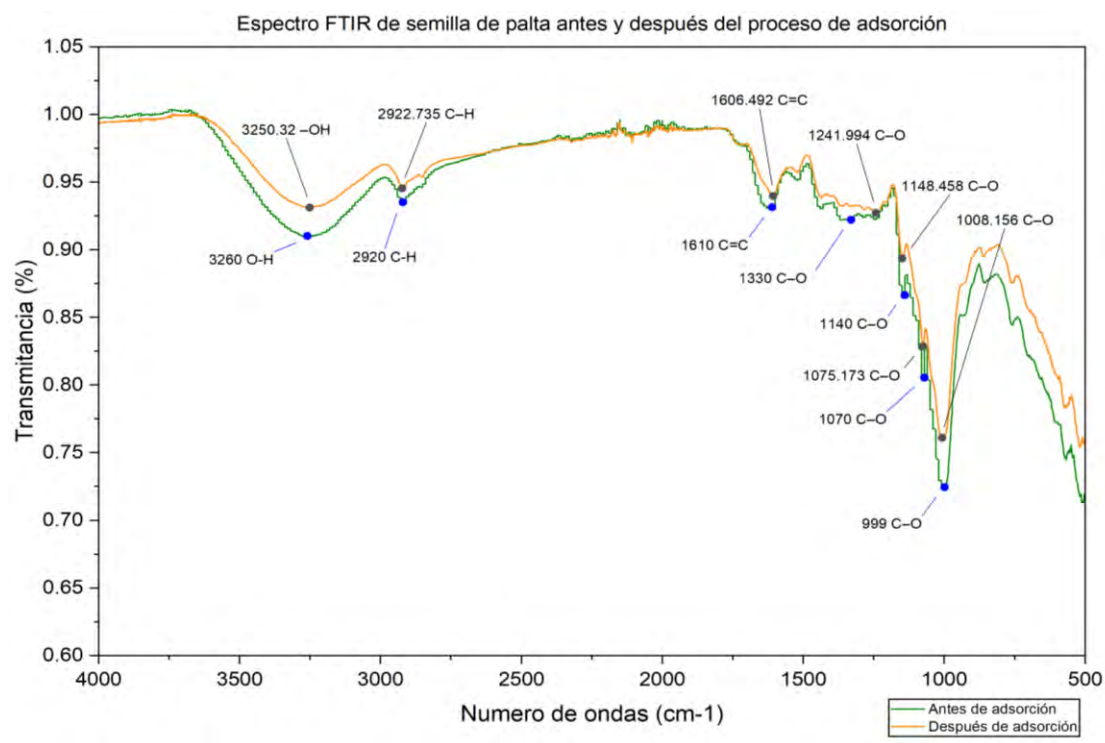
correspondientes a los grupos C–O también se registraron aumentos en la transmitancia: de 0.9645 a 0.9671 (1330 a 1241.99 cm^{-1}), de 0.9350 a 0.9512 (1140 a 1148.46 cm^{-1}), de 0.9050 a 0.9184 (1070 a 1075.17 cm^{-1}) y de 0.8600 a 0.8814 (999 a 1008.16 cm^{-1}).

En general, estas variaciones reflejan una menor absorción de radiación infrarroja, lo que sugiere la participación de los grupos oxigenados (–OH y C–O) en la interacción con los iones de cromo, probablemente mediante formación de enlaces coordinados o interacciones electrostáticas, tal como ha sido reportado en estudios previos (Al Arni *et al.*, 2023).

Asimismo, se conservaron las posiciones de los picos, lo que indica que la estructura química principal de la biomasa se mantuvo, mientras que algunos grupos funcionales actuaron como sitios activos en el proceso de adsorción.

Figura 50

Espectro FTIR del bioadsorbente de semilla de palta antes y después del proceso de adsorción



En la Tabla 24, se resume los grupos funcionales del bioadsorbente de semilla de palta después del proceso de adsorción:

Tabla 24

Grupos funcionales del bioadsorbente de semilla después de adsorción

Región	Nº de onda SD (cm ⁻¹)	Transmitancia % SD	Grupo funcional	Tipo de vibración
Funcional (4000– 1500 cm ⁻¹)	3250.32	0.93115	–OH	Estiramiento O–H
	2922.74	0.94539	C–H	Estiramiento C–H asimétrico/ simétrico
	1606.49	0.93953	C=C (aromático)	Estiramiento C=C
Huella digital (1500–500 cm ⁻¹)	1241.99	0.92706	C–O (fenoles/alcohol es)	Estiramiento C–O
	1148.46	0.89368	C–O (alcoholes/éteres)	Estiramiento C–O
	1075.17	0.82867	C–O (polisacáridos)	Estiramiento C–O
	1008.16	0.76097	C–O (polisacáridos/és teres)	Estiramiento C–O

Nota. SD (biomasa de semilla después de adsorción)

4.6.2. Espectro FTIR del bioadsorbente cáscara de palta

El espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta saturado mostró cambios en posición e intensidad de varias bandas, como se muestra en la Figura 51.

El estiramiento –OH se desplazó de 3283.27 cm⁻¹ a 3314.71 cm⁻¹, con incremento de transmitancia, según Asaad, (2024), esto evidencia la interacción por puentes de hidrógeno con el cromo. Las señales C–H de los grupos –CH₂– (2916.95 y 2848.97 cm⁻¹) presentaron ligeros

desplazamientos y aumento de transmitancia. El carbonilo C=O (1732.81 cm^{-1}) se desplazó a 1733.78 cm^{-1} con una reducción notable de absorción, lo cual sugiere que dicho grupo funcional participó como sitio activo en la formación de enlaces químicos con el ion metálico de cromo. Asimismo, las bandas C=C (1607.46 y 1519.22 cm^{-1}) mostraron variaciones, y se observó la aparición de una nueva señal en 1438.70 cm^{-1} atribuida a la flexión del grupo $-\text{CH}_2-$ (Pavia *et al.*, 2015).

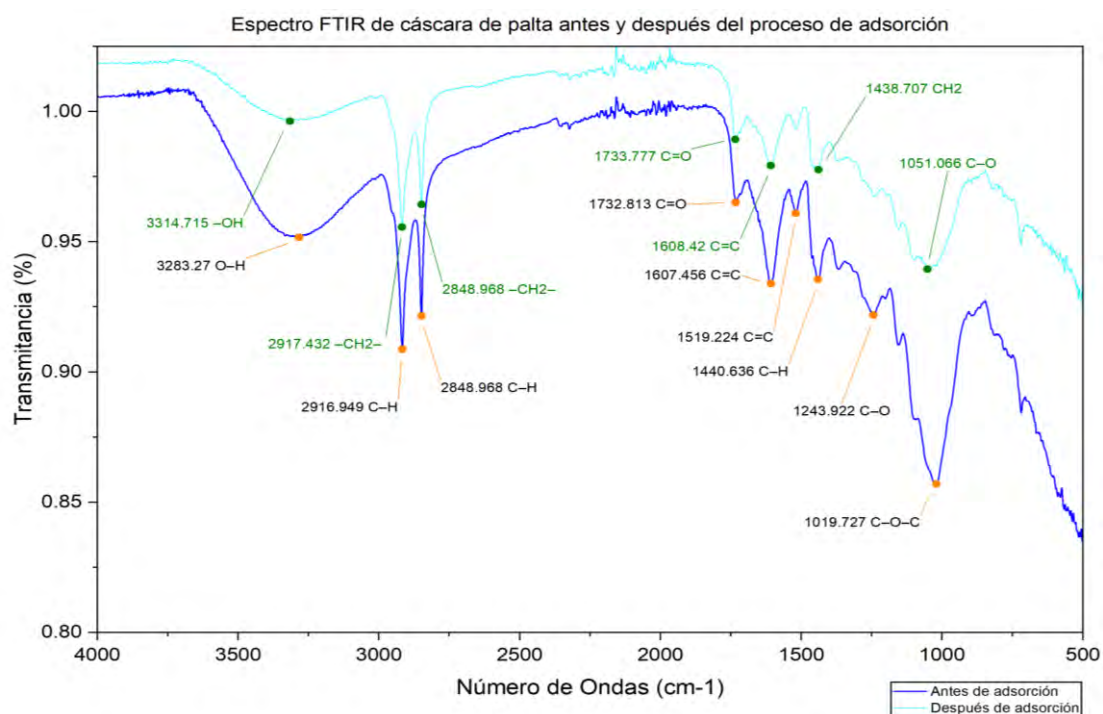
En la región de huella dactilar ($<1500\text{ cm}^{-1}$), se observó desaparición de señales (1243.92 y 1019.73 cm^{-1}) y junto con un incremento en la transmitancia en la zona de 1051.07 cm^{-1} (C–O), lo cual puede incidir en la participación de grupos éter y alcohol en la unión al cromo.

En conjunto, el desplazamiento de frecuencias y el incremento de transmitancia en varias bandas confirman que la adsorción de cromo total por la cáscara de palta involucra interacciones químicas con grupos hidroxilo, carbonilo, carboxilo y enlaces éter presentes en su estructura lignocelulósica.

La lignina aporta anillos aromáticos y grupos fenólicos capaces de formar enlaces coordinados con el cromo, mientras que la celulosa contribuye con grupos hidroxilo que facilitan interacciones por puentes de hidrógeno. Esta composición estructural explica la participación activa de dichos grupos durante el proceso de adsorción y respalda la alta capacidad obtenida (28.9 mg/g y 52.4% de remoción), lo que demuestra que la cáscara posee una superficie más reactiva y con mayor cantidad de sitios de unión que la semilla.

Figura 51

Espectro FTIR del bioadsorbente de cáscara de palta antes y después del proceso de adsorción



A continuación, en la Tabla 25, se detalla los grupos funcionales de la biomasa de cáscara de palta después del proceso de adsorción:

Tabla 25

Grupos funcionales del bioadsorbente de cáscara después de adsorción

Región	Nº de onda CD (cm ⁻¹)	Transmitancia CD	Grupo funcional	Tipo de vibración
Funcional (4000–1500 cm ⁻¹)	3314.72	0.99635	–OH	Estiramiento (stretch)
	2917.43	0.95561	–CH ₂ –	Estiramiento asimétrico
	2848.97	0.9643	–CH ₂ –	Estiramiento simétrico
	1733.78	0.98935	C=O	Estiramiento (carbonilo)
	1608.42	0.97924	C=C	Estiramiento (aromático/ conjugado)
	1438.71	0.97769	C=C → CH ₂	Cambio: estiramiento C=C a flexión CH ₂
Huella digital (1500–500 cm ⁻¹)	1438.71	0.99635	–CH ₂ – / –CH ₃	Flexión
	—	—	C–O (éster/éter/ alcohol)	Estiramiento
	1051.07	0.93942	C–O–C / C–O	Estiramiento

Nota. CD (biomasa de cáscara después de adsorción)

El análisis FTIR evidenció diferencias significativas entre la semilla y la cáscara de palta en cuanto a su composición funcional y su participación en la adsorción de cromo. En ambos casos se confirmaron grupos característicos de materiales lignocelulósicos (–OH, C–H, C–O y C=C), sin embargo, la intensidad de las bandas fue mayor en la cáscara, lo cual coincide con su mayor contenido de lignina (48.97%) y celulosa (15.56%), frente a la semilla (18.99% y 2.4%, respectivamente).

Durante la adsorción, la cáscara mostró desplazamientos más notorios en las bandas de $-\text{OH}$ y $\text{C}=\text{O}$, indicando una mayor participación de estos grupos en la retención del cromo, posiblemente mediante enlaces coordinados y puentes de hidrógeno. En cambio, la semilla presentó variaciones menos marcadas, reflejando una menor densidad de sitios activos.

Estos resultados explican la diferencia en la capacidad de adsorción observada: la cáscara alcanzó 28.9 mg/g y 52.4% de remoción, mientras que la semilla mostró valores considerablemente menores. En conjunto, el análisis FTIR confirma que la cáscara de palta posee una estructura más rica en grupos oxigenados y aromáticos, responsables de su mayor eficiencia en la adsorción de iones metálicos.

4.7. Adsorción en agua residuales

4.7.1. Sistema por lotes

Los resultados completos de los cuatro experimentos se detallan en el Apéndice 3; asimismo, el informe de análisis de laboratorio efectuado en las pruebas de adsorción se encuentran consignados en el Anexo 6. La capacidad de adsorción y el porcentaje de remoción se calcularon con la Ecuación 7 y Ecuación 8 respectivamente, dichos resultados se encuentran plasmados en la Tabla 26.

Tabla 26

Resultados de capacidad de adsorción en agua real bajo diferentes condiciones de pH

N° de corrida	Cantidad	Tamaño de Partícula (mm)	pH	$C_r(\text{mg/L})$	$q(\text{mg/g})$	Remoción (%)
1-R	1	0.5	5	23.8 ± 0.21	10.2 ± 0.21	29.94
2-R	1	0.5	6.889	23.1 ± 0.14	10.8 ± 0.14	31.86

Nota. 1-R para agua real con pH ajustado y 2-R para agua real sin ajuste de pH.

Los resultados obtenidos en agua residual evidencian que la capacidad de adsorción del biosorbente fue menor en comparación con la solución sintética. En la corrida con pH ajustado a 5 (1-R) se alcanzó un valor de 10.2 ± 0.21 mg/g, mientras que sin ajuste de pH (2-R) se obtuvo una capacidad ligeramente mayor de 10.8 ± 0.14 mg/g. Estos valores contrastan con la capacidad alcanzada en soluciones sintéticas de cromo (28.9 ± 0.57 mg/g), lo que confirma que la complejidad de la matriz del efluente influye significativamente en el proceso de remoción.

Adicionalmente, al contrastar los valores de concentración final obtenidos en el sistema por lotes con el VMA del D.S. N° 010-2019-VIVIENDA de 10 mg/L para cromo total, se observa que, bajo las condiciones evaluadas, la concentración residual en el efluente superó el límite normativo, alcanzando valores de 23.8 ± 0.21 mg/L y 23.1 ± 0.14 mg/L para las corridas con y sin ajuste de pH, respectivamente. Estos resultados indican que, si bien el adsorbente presentó capacidad de remoción en agua real, el tratamiento por sí solo no resulta suficiente para cumplir con el estándar ambiental.

El análisis químico del agua residual (Anexo 5) revela la presencia de 37 metales y elementos traza que pueden generar competencia por los sitios activos de la biomasa. El cromo total, con una concentración de 33.9 mg/L, es el contaminante predominante; sin embargo, se detectaron además niveles considerables de sodio (922 mg/L), calcio (114 mg/L), azufre (98 mg/L), potasio (40 mg/L) y magnesio (21 mg/L). Estos iones mayoritarios podrían bloquear sitios de adsorción o modificar la interacción superficial del material, reduciendo la eficiencia del proceso.

Asimismo, aunque otros elementos se encontraron en concentraciones más bajas, por ejemplo: aluminio 0.259 mg/L, arsénico 0.035 mg/L, hierro 0.254 mg/L, zinc 0.119 mg/L y boro 2.15 mg/L, su coexistencia en la solución puede generar efectos competitivos que dificulten la

fijación selectiva del cromo. Cabe señalar que la mayoría de los metales pesados como plomo, cadmio, mercurio y níquel estuvieron por debajo de los límites de detección, por lo que no representan una interferencia significativa.

En conjunto, estos resultados demuestran que la menor capacidad de adsorción en agua real no se debe únicamente al pH, sino principalmente a la presencia de sales y metales disueltos; así como, a la turbidez y compuestos orgánicos propios de los efluentes de la industria peletera.

Al comparar los resultados obtenidos con los reportados por Vargas Robles, (2022), quien empleó *Pennisetum clandestinum Hochst* modificado químicamente para la biosorción de cromo (III), se observa que su capacidad de adsorción en agua real (37.6 mg/g) fue superior a la obtenida con cáscara de palta natural (10.8 mg/g). Esta diferencia se explica principalmente por la modificación química del biosorbente, que incrementó la cantidad de sitios activos y mejoró su afinidad por el metal. Además, las condiciones experimentales difieren ya que en ese estudio se trabajó con una dosis de 0.5 g/L, pH 5.5 y tiempo de contacto de 2 h, mientras que en el presente estudio se empleó 1 g/L, pH 5 y 3 h. A pesar de la menor capacidad, la biomasa de palta demuestra un buen desempeño sin necesidad de tratamientos químicos.

4.7.2. Sistema de lecho fijo

Para este ensayo se emplearon 5 g de biomasa de cáscara de palta, manteniendo las mismas condiciones de operación aplicadas en el tratamiento de soluciones sintéticas. El sistema fue monitoreado durante un periodo de 60 minutos, obteniéndose una capacidad de adsorción de 2.38 mg/g y un porcentaje de remoción de 14.1%, calculados mediante las Ecuaciones 9 y 10, respectivamente. Estos valores son inferiores a los alcanzados en los ensayos por lotes con agua real, donde se obtuvo una capacidad de adsorción de 10.8 mg/g y una remoción del 31.86%. Los

resultados de concentración final se encuentran cosignados en el Anexo 6, los cuales están plasmados en la Tabla 27.

Tabla 27

Resultados del sistema de lecho fijo con aguas reales

Tiempo (min)	C _t (ppm)	C _t /C ₀	Q _t (mg/g)	R _t (%)
0	0	0	0	0
1	9.4	0.28	1.39	8.22
10	10.8	0.32	1.59	9.40
30	13.3	0.39	1.93	11.45
60	16.4	0.48	2.38	14.10

Nota. Q_t es la capacidad de adsorción acumulada para cada tiempo y R_t es el porcentaje de remoción acumulada para cada tiempo.

El valor obtenido (2.38 mg/g) refleja una disminución en la eficiencia de adsorción respecto al sistema con solución sintética (5.64 mg/g), aun cuando ambos ensayos se realizaron con 5 g de biomasa, aunque bajo diferentes tiempos de operación, lo cual era previsible debido a la mayor complejidad del efluente real. En este tipo de matrices, la presencia de otras especies metálicas pueden interferir en la disponibilidad de los sitios activos de la biomasa, disminuyendo la afinidad del adsorbente hacia el cromo total. Asimismo, el pH y la composición iónica del agua residual influyen en la competencia por los sitios activos.

Los valores de Q_t y R_t acumulados muestran un incremento progresivo durante el tiempo de operación, confirmando que la adsorción del cromo total se mantuvo activa a lo largo del proceso, aunque con una tendencia a la saturación hacia los 60 minutos. La capacidad de adsorción aumentó rápidamente en los primeros minutos (1.39 mg/g a 1 min), lo que evidencia una alta afinidad inicial entre el adsorbente y el contaminante, atribuible a la disponibilidad de sitios activos superficiales. Sin embargo, conforme avanza el tiempo, la pendiente del

incremento disminuye, indicando la ocupación gradual de los sitios de adsorción y la menor eficiencia marginal del proceso.

El R_t acumulado alcanzó un máximo de 14.1 %, lo que sugiere que, aunque el sistema mantuvo un comportamiento estable, la remoción global fue limitada por las características del efluente real, donde la presencia de iones competitivos redujo la retención efectiva del cromo total. Este comportamiento concuerda con la forma ascendente moderada observada en la curva de ruptura, reflejando una saturación temprana del lecho.

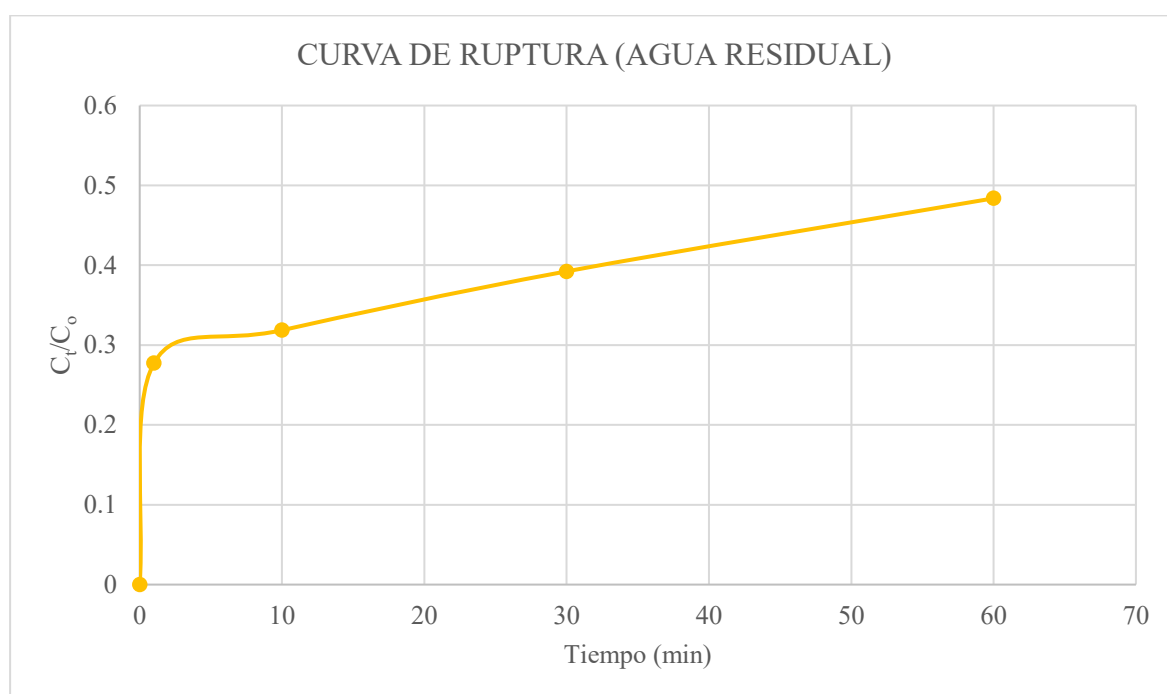
La curva de ruptura del agua real (Figura 52) muestra un incremento progresivo del cociente a lo largo del tiempo, alcanzando aproximadamente 0.48 a los 60 minutos, lo que evidencia una saturación paulatina del lecho adsorbente. Considerando el valor máximo admisible de cromo total en efluentes (10 mg/L), el tiempo de ruptura del sistema se estimó en aproximadamente 4.5 minutos, valor obtenido mediante interpolación de los datos experimentales. Este tiempo de ruptura corto indica que el lecho pierde rápidamente su capacidad efectiva de remoción, lo cual se explica por la baja cantidad de biomasa empleada (5 g) y por la presencia de otros componentes en el efluente real. Por otro lado, dado que durante el tiempo experimental evaluado el sistema no alcanzó el criterio de saturación ($C_t/C_o = 0.95$), se realizó una extrapolación lineal de la tendencia de la curva de ruptura, estimándose un tiempo de saturación aproximado de 120 minutos.

Este comportamiento indica que la biomasa de cáscara de palta presentó una menor retención del cromo total en comparación con los ensayos con solución sintética, reflejando una ruptura temprana del sistema. La pendiente relativamente suave de la curva sugiere una difusión limitada del contaminante hacia los poros internos y una rápida ocupación de los sitios activos más accesibles.

La presencia de iones mayoritarios como sodio, calcio y magnesio en el efluente real podría haber interferido en el proceso de adsorción, compitiendo con el cromo por los sitios activos de la biomasa o alterando las cargas superficiales del adsorbente. En conjunto, estos factores explican el menor porcentaje de remoción y la capacidad de adsorción reducida, evidenciados en el perfil de la curva.

Figura 52

Curva de ruptura del agua residual de la Peletería “Piel Andina”



Capítulo V

Conclusiones

1. Se determinó que la biomasa residual de *Persea americana* variedad Fuerte, tiene la capacidad de adsorber cromo total en aguas residuales de la Peletería “Piel Andina” evidenciando afinidad química para interactuar con el contaminante presente en efluentes de la industria peletera.
2. Las características fisicoquímicas del agua residual de la Peletería “Piel Andina” presentan un pH de 6.889; asimismo, se registró una turbidez de 76 NTU y la presencia de cromo total con un valor de 33.9 mg/L, condicionaron el desempeño del proceso de adsorción, afectando la capacidad de remoción tanto en el sistema por lotes como en el continuo.
3. La biomasa residual de *Persea americana* variedad Fuerte presenta grupos funcionales activos involucrados en el proceso de adsorción de cromo total, entre los que se identifican hidroxilos ($-OH$), carbonilos ($C=O$), enlaces $C-O$ asociados a alcoholes y éteres, enlaces éter $C-O-C$, así como dobles enlaces carbono-carbono ($C=C$), característicos de alquenos y estructuras aromáticas.
4. La adsorción de cromo en soluciones sintéticas estuvo influenciada principalmente por la cantidad del bioadsorbente (cáscara o semilla), seguida por el tamaño de partícula y el pH del sistema, evidenciándose que estas variables influyen de manera directa en la interacción entre el bioadsorbente y el cromo en solución. En las condiciones evaluadas, la cáscara de palta con un tamaño de partícula de 0.5 mm y pH 5 presentó la mayor capacidad de adsorción.
5. En el sistema de flujo continuo con soluciones sintéticas, se determinó una capacidad de adsorción de 5.64 mg/g para el sistema con 5 g de bioadsorbente, mientras que con 20 g

de bioadsorbente se alcanzó una capacidad de 8.31 mg/g, confirmando la dosis del bioadsorbente disponible influye directamente en la retención del contaminante.

6. El modelo de Yoon–Nelson mostró el mejor ajuste al proceso de adsorción de cromo total de soluciones sintéticas para el sistema con 20 g de bioadsorbente, alcanzando un $R^2=0.9889$ y para el sistema con 5 g, tanto el modelo de Yoon–Nelson como el de Thomas presentaron un ajuste equivalente logrando un $R^2=0.79$.
7. La biomasa residual de *Persea americana* variedad Fuerte obtuvo una mayor capacidad de adsorción en el tratamiento de agua residual en el sistema por lotes (10.8 mg/g) en comparación con el sistema de flujo continuo (2.38 mg/g).

Recomendaciones

- Evaluar tratamientos de activación o modificación de la biomasa para mejorar su capacidad de adsorción.
- Realizar experimentos bajo diferentes condiciones iniciales (concentración inicial y masa del adsorbente).
- Implementar un sistema de control de flujo mediante bomba peristáltica, para una mejor distribución del flujo sobre la biomasa del lecho fijo.
- Probar columnas de menor diámetro y distintas alturas de lecho fijo.
- Analizar la regeneración y reutilización del adsorbente.
- Desarrollar ensayos a escala piloto para validar la eficiencia del sistema.
- Aplicar la biomasa en otros efluentes industriales o matrices reales.
- Optimizar las condiciones del sistema continuo (flujo, tiempo de operación y cantidad de biomasa).
- Determinar la capacidad de adsorción del bioadsorbente en soluciones acuosas con Cr (VI).
- Reducir y uniformizar el contenido de humedad de los bioadsorbentes de cáscara y semilla de palta posterior al proceso de secado.

Bibliografías

- Acosta, I., Sandoval, P., Bautista, D., Hernández, N., Cárdenas, J. F., y Martínez, V. M. (2012). Bioadsorción de cromo (VI) por la cáscara de mamey (*Mammea americana L.*). *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 3(2), 1–9.
- Ahmad, T., y Danish, M. (2022). A review of avocado waste-derived adsorbents: Characterizations, adsorption characteristics, and surface mechanism. In *Chemosphere* (Vol. 296). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134036>
- Akan, S. (2021). Phytochemicals in avocado peel and their potential uses. *Food and Health*, 7(2), 138–149. <https://doi.org/10.3153/FH21015>.
- Al Arni, S., Elwaheidi, M., Converti, A., Benaissa, M., Salih, A. A. M., Ghareba, S., y Abbas, N. (2023). Application of Date Palm Surface Fiber as an Efficient Biosorbent for Wastewater Treatment. *ChemBioEng Reviews*, 10(1), 55–64. <https://doi.org/10.1002/CBEN.202200008>;SUBPAGE:STRING:ABSTRACT;WEBSITE:WEBSITE:PERICLES;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:21969744;WGROU:STRING: PUBLICATION
- Ali, H., y Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’—proposal of a comprehensive definition. In *Toxicological and Environmental Chemistry* (Vol. 100, Issue 1). <https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>
- Aranda Garcia, E., y Cristiana Urbina, E. (2019). Effect of pH on hexavalent and total chromium removal from aqueous solutions by avocado shell using batch and continuous systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(4), 3157–3173. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0248-z>

- Asaad, A. A. (2024). Sorption of chromium from aqueous solutions using *Fucus vesiculosus* algae biosorbent. *BMC Chemistry*, 18(1). <https://doi.org/10.1186/s13065-024-01252-w>
- Atehortua, E., y Gartner, C. (2013). Estudios preliminares de la biomasa seca de *Eichhornia Crassipes* como adsorbente de plomo y cromo en aguas. *Revista Colombiana de Materiales*, 4, 81–92.
- Aymacaña, A. (2018). *Caracterización bromatológica de la cáscara de aguacate (Persea americana) y posterior extracción e identificación de la fracción con mayor actividad antimicrobiana y antioxidante.*
- Baird, C., y Cann, M. (2012). *Química ambiental Segunda edición (Quinta edición original).*
- Barbosa-Martín, E., Chel-Guerrero, L., González-Mondragón, E., y Betancur-Ancona, D. (2016). Chemical and technological properties of avocado (*Persea americana* Mill.) seed fibrous residues. *Food and Bioproducts Processing*, 100, 457–463.
<https://doi.org/10.1016/j.fbp.2016.09.006>
- Barrientos Priego, A. F., García Villanueva, E., y Avitia García, E. (1996). Anatomía del fruto de aguacate, (drupa o baya). *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 2, 189–198.
- Basu, M., Guha, A. K., y Ray, L. (2019). Adsorption of Lead on Lentil Husk in Fixed Bed Column Bioreactor. *Bioresource Technology*, 283, 86–95.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.133>
- Boeykens, S. P., Redondo, N., Obeso, R. A., Caracciolo, N., y Vázquez, C. (2019). Chromium and Lead adsorption by avocado seed biomass study through the use of Total Reflection X-Ray Fluorescence analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 153.
<https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2019.108809>
- Bressani, R., Rodas, B., y De Ruiz, A. S. (2009). *La Composición Química, Capacidad*

Antioxidativa y Valor Nutritivo de la Semilla de Variedades de Aguacate.

Caballero Romero, A. (2014). *Metodología integral innovadora para planes y tesis LA METODOLOGÍA DEL CÓMO FORMULARLOS.*

Ceballos, A. M., y Montoya, S. (2013). Evaluación química de la fibra en semilla, pulpa y cáscara de tres variedades de aguacate. In *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* (Vol. 11, Issue 1). Enero-Junio.

Célino, A., Fréour, S., Jacquemin, F., y Casari, P. (2014). The hygroscopic behavior of plant fibers: A review. *Frontiers in Chemistry*, 1(JAN), 1–12.
<https://doi.org/10.3389/fchem.2013.00043>

Chang, R., y Goldsby, K. A. (2010). *Química* (R. Álvarez y S. López, Eds.; 11.^a ed.). McGraw-Hill Education.

Chen, J., y Zhu, F. (2025). Characterization of physicochemical properties, fatty acids, flavor volatiles and phenolic compounds of avocado varieties. *Food Chemistry*, 482.
<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2025.143533>

Chwastowski, J., y Staroń, P. (2023). Pyrolytic Modification of Avocado (*Persea americana*) Peel for the Enhancement of Cadmium(II) and Chromium(VI) Sorption Properties. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/app132212466>

Collard, F. X., y Blin, J. (2014). A review on pyrolysis of biomass constituents: Mechanisms and composition of the products obtained from the conversion of cellulose, hemicelluloses and lignin. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 594–608.
<https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.06.013>

Condori Ramos, P. M., y Pumacayo Gutierrez, M. A. (2019). *Evaluación de la remediación de aguas contaminadas Con cromo empleando una columna de lecho fijo con Biomasa de*

cáscara de papa “Solanum tuberosum” Arequipa 2019”.

Cooperación colombiana de investigación agropecuaria. (2023). *Clasificación taxonómica del aguacate*.

Dávila, J. A., Rosenberg, M., Castro, E., y Cardona, C. A. (2017). A model biorefinery for avocado (*Persea americana* mill.) processing. *Bioresource Technology*, 243, 17–29.
<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.06.063>

Del Castillo-Llamosas, A., Rodríguez-Martínez, B., del Río, P. G., Eibes, G., Garrote, G., y Gullón, B. (2021). Hydrothermal treatment of avocado peel waste for the simultaneous recovery of oligosaccharides and antioxidant phenolics. *Bioresource Technology*, 342.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125981>

Demirbas, A. (2008). Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 157, Issues 2–3, pp. 220–229).
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.024>

Díaz-Muñoz, L. L., Bonilla-Petriciolet, A., Reynel-Ávila, H. E., y Mendoza-Castillo, D. I. (2016). Sorption of heavy metal ions from aqueous solution using acid-treated avocado kernel seeds and its FTIR spectroscopy characterization. *Journal of Molecular Liquids*, 215, 555–564. <https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2016.01.022>

Dos Santos, V. C. G., Salvado, A. D. P. A., Dragunski, D. C., Peraro, D. N. C., Tarley, C. R. T., y Caetano, J. (2012). Highly improved chromium (III) uptake capacity in modified sugarcane bagasse using different chemical treatments. *Quimica Nova*, 35(8), 1606–1611.
<https://doi.org/10.1590/s0100-40422012000800021>

Duany-Timosthe, S., Arias-Lafargue, T., Bessy-Horruitiner, T., y Rodríguez-Heredia, D. (2021). Bioadsorbentes no convencionales empleados en la remoción de metales pesados. Revisión.

- Tecnología Química*, 42(1), 94–113.
- Felder, R. M., y Rousseau, R. W. (2004). Principios elementales de los procesos químicos (M. T. Aguilar Ortega de Sandoval, Trad.; 3.^a ed.). Editorial Limusa, México.
- Flores Izquierdo, M. A. (2023). *Aprovechamiento de la semilla de palta Hass (Persea americana) por pirólisis rápida y su evaluación en el rendimiento de obtención de bio-oil y biochar*. 26(2), 7–15.
- Foo, K. Y., y Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2009.09.013>
- García-Vargas, M. C., Contreras, M. D. M., y Castro, E. (2020). Avocado-Derived Biomass as a Source of Bioenergy and Bioproducts. *Applied Sciences* 2020, Vol. 10, Page 8195, 10(22), 8195. <https://doi.org/10.3390/APP10228195>
- García Fajardo, J. A., Ramos Godínez, M. del R., y Mora Galindo, J. (1999). *Estructura de la semilla de aguacate y cuantificación de la grasa extraída por diferentes técnicas*. 123–128.
- García Rodríguez, M. (2009). *La hidrosfera: El ciclo del agua, la contaminación del agua, métodos de análisis y depuración, y el problema de la escasez del agua*. Editorial Cenoposiciones, Madrid, España.
- Gómez Tovar, F. (2008). *Métodos secuenciales de pretratamiento químico y enzimático de residuos agrícolas para la producción de metano* [Tesis de maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C., San Luis Potosí, México]
- Gómez Ugarte, M., Escalera Cruz, D. Á., Rojas Navi, P., Andrade Valeriano, M., Lopez Rojas, A. F., y Muruchi Suarez, A. (2017). *Beneficios de la semilla de Persea americana Mill (Palta)*. 38–43.
- González-López, M. E., Pérez-Fonseca, A. A., Arellano, M., Gómez, C., y Robledo-Ortíz, J. R.

- (2020). Fixed-bed adsorption of Cr(VI) onto chitosan supported on highly porous composites. *Environmental Technology and Innovation*, 19.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100824>
- 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>
- Haro, D., Marquina-Barrios, S., Fuentes-Olivera, A., Quezada, A., Cruz-Monzón, J., Cueva-Almendras, L., Morán-González, C., Ventura-Avalos, Y., Rojas-Fermín, J., y Barraza-Jáuregui, G. (2024). Compositional and structural characterization of eleven types of lignocellulosic biomass and its potential application in obtaining nanopolysaccharides and producing polyhydroxyalkanoates. *Scientia Agropecuaria*, 15(4), 513–523.
<https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2024.038>
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., y Baptista Lucio, M. del P. (2014). *Metodología de la investigación* (6ª ed.). México, D. F.: McGraw-Hill Education.
- Hu, Q., Yang, X., Huang, L., Li, Y., Hao, L., Pei, Q., y Pei, X. (2024). A critical review of breakthrough models with analytical solutions in a fixed-bed column. *Journal of Water Process Engineering*, 59(February), 105065. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105065>
- Iakovleva, E., y Sillanpää, M. (2020). Novel sorbents from low-cost materials for water treatment. *Advanced Water Treatment: Adsorption*, 265–359. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819216-0.00004-7>
- Kumar, M., Maurya, N. S., Singh, A., y Rai, M. K. (2023). Efficient removal of Cr (VI) from aqueous solution by using tannery by-product (Buffing Dust). *Heliyon*, 9(4),
<https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e15038>

- Lara-Flores, A. A., Araújo, R. G., Rodríguez-Jasso, R. M., Aguedo, M., Aguilar, C. N., Trajano, H. L., y Ruiz, H. A. (2018). Bioeconomy and Biorefinery: Valorization of Hemicellulose from Lignocellulosic Biomass and Potential Use of Avocado Residues as a Promising Resource of Bioproducts. In *Energy, Environment, and Sustainability* (pp. 141–170). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7431-8_8
- Lorenzo-Acosta, Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *ICIDCA, XL*(9), 10–17. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120664002>
- Mahmoud, M. E., El-Said, G. F., Ibrahim, G. A. A., y Elnashar, A. A. S. (2024). Effective removal of hexavalent chromium from water by sustainable nano-scaled waste avocado seeds: adsorption isotherm, thermodynamics, kinetics, and error function. *Biomass Conversion and Biorefinery, 14*(13), 14725–14743. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03619-2>
- Maldonado-Farfán, A. R., Fernández-Bernaola, U. R., Salas-Cernades, H. A., Guillén-Zevallos, M. O., y Medrano-Meza, E. (2021). Modelación de la adsorción de Cromo (III) de soluciones acuosas usando biomasa residual de yuca en columnas de lecho fijo. *Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology, 2021-July*(Iii). <https://doi.org/10.18687/LACCEI2021.1.1.581>
- Malkoc, E., Nuhoglu, Y., y Dundar, M. (2006). Adsorption of chromium(VI) on pomace-An olive oil industry waste: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials, 138*(1), 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.051>
- Martínez Guijarro, R. (2020). *Análisis instrumental: Espectrometría de Absorción Atómica (EAA)*.
- Masa, S. (2008). Estudio De Palta en el Perú y el Mundo. *Ministerio de Agricultura y Riego, 2–*

23.

https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/herramientas/boletines/estudio_palta.pdf

McCabe, W. L., Smith, J. C., y Harriot, P. (2007). Operaciones unitarias en ingeniería química.

In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Séptima edición, Vol. 53, Issue 9).

Mccann, M. (2001). Cuero, pieles y calzado. *Enciclopedia de Salud y Seguridad En El Trabajo OIT*, 88.1-88.13.

Mekonnen, E., Yitbarek, M., y Soreta, T. R. (2015). Kinetic and thermodynamic studies of the adsorption of Cr(VI) onto some selected local adsorbents. *South African Journal of Chemistry*, 68, 45–52. <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2015/v68a7>

Mendoza Guerra, Y. I., Castro Echavez, F. L., Marín Leal, J. C., y Behling Quintero, E. H. (2016, August). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguasresiduales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). *REVISTA TECNICA DE LA FACULTAD DE INGENIERIA UNIVERSIDAD DEL ZULIA*, 39, 71–79.

Mora-Sandí, A., Ramírez-González, A., Castillo-Henríquez, L., Lopretti-Correa, M., y Roberto Vega-Baudrit, J. (2021). *Agro-Industrial Avocado (Persea americana) Waste Biorefinery*. <https://doi.org/10.20944/preprints202104.0077.v1>

Muñoz Paz, V., Longa Cuayla, V., Carreño Arispe, A., y Aguilar Franco, J. (2020). Diseño, evaluación y validación de un sistema de tratamiento de efluentes del proceso de curtido de pieles: caso Pieles del Sur E.I.R.L. *Enfoque UTE*, 11(2), 85–94. <https://doi.org/10.29019/ENFOQUE.V11N2.542>

Nag, S., Bar, N., y Das, S. K. (2020). Cr(VI) removal from aqueous solution using green adsorbents in continuous bed column – statistical and GA-ANN hybrid modelling. *Chemical Engineering Science*, 226, 115904. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2020.115904>

- Pabón, S. E., Benitez, R., Sarria-Villa, R. A., y Gallo, J. A. (2020). *Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión. 14*, 9–18.
- Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: a comprehensive review. *Applied Water Science*, 9(3). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7>
- Pavia, D. L. ., Lampman, G. M. ., Kriz, G. S. ., y Vyvyan, J. R. . (2015). *Introduction to spectroscopy*. Cengage Learning.
- Pérez Marín, A. B., Aguilar, M. I., Meseguer, V. F., Ortuño, J. F., Sáez, J., y Lloréns, M. (2009). Biosorption of chromium (III) by orange (*Citrus cinensis*) waste: Batch and continuous studies. *Chemical Engineering Journal*, 155(1–2), 199–206. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.07.034>
- Perry, R. H., Green, D. W., y Maloney, J. O. (1997). *MANUAL DEL INGENIERO QUÍMICO* (6th ed.). McGraw-Hill Professional.
- Quiroz, S., Menéndez, C., y Izquierdo, E. (2019). *Tratamiento de agua y aguas residuales*.
- Rosa Netzahuatl Muñoz, A., Pineda Camacho, G., Estela Barragán Huerta, B., y Cristiani Urbina, E. (2010). EVALUACIÓN DE LA CÁSCARA DEL AGUACATE PARA LA REMOCIÓN DE CROMO HEXAVALENTE Y CROMO TOTAL DE SOLUCIONES ACUOSAS. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 41, 1–10.
- Ruiz Paternina, E. B., Villabona Ortiz, Á., Tejada Tovar, C., y Ortega Toro, R. (2019). Thermodynamic study of the removal of nickel and chromium in aqueous solution using adsorbents of agro-industrial origin. *Información Tecnológica*, 30(6), 3–10. <https://doi.org/10.4067/S0718-07642019000600003>
- Saha, B. C. (2003). Hemicellulose bioconversion. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(5), 279–291. <https://doi.org/10.1007/s10295-003-0049-x>

Sanchez-Silva, J. M., González-Estrada, R. R., Blancas-Benitez, F. J., y Fonseca-Cantabrana, Á.

(2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 23.

<https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>

Singh, A., Pal, D. B., Mohammad, A., Alhazmi, A., Haque, S., Yoon, T., Srivastava, N., y

Gupta, V. K. (2022). Biological remediation technologies for dyes and heavy metals in wastewater treatment: New insight. In *Bioresource Technology* (Vol. 343). Elsevier Ltd.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126154>

Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., y Garcés Jaraba, L. (2015). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biológico. *Tecnológicas*, 18, 109–123.

Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., y Ruiz Paternina, E. (2015). Cinética de adsorción de Cr

(VI) usando biomásas residuales modificadas químicamente en sistemas por lotes y continuo. *Indian Journal of Science and Technology*, 11(14), 1–8.

<https://doi.org/10.17485/ijst/2018/v11i14/121782>

Vargas García, Y., Pazmiño Sánchez, J., y Dávila Rincón, J. (2021). Potencial de Biomasa en

América del Sur para la Producción de Bioplásticos. Una Revisión. *Revista Politecnica*, 48(2), 7–20. <https://doi.org/10.33333/rp.vol48n2.01>

Vargas Robles, R. V. (2022). *Biosorción de cromo (III) de aguas contaminadas utilizando*

Pennisetum clandestinum hochst (Issue Iii). Universidad Nacional de San Antonio de Abad del Cusco.

Worch, y Eckhard. (2012). *Adsorption Technology in Water Treatment, Fundamentals,*

Processes, and Modeling (DE GRUYTER (ed.); Primera).

Yahya, M. D., Abubakar, H., Obayomi, K. S., Iyaka, Y. A., y Suleiman, B. (2020). Simultaneous

and continuous biosorption of Cr and Cu (II) ions from industrial tannery effluent using almond shell in a fixed bed column. *Results in Engineering*, 6(December 2019), 100113.
<https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100113>

Yanarico Huahuamamani, A. Y. (2024). *Evaluación de la contaminación del agua por curtiembres en el río Vilcanota, distrito Sicuani, Canchis-2023*.

Acosta, I., Sandoval. Patricia, Bautista, D., Hernández, N., Cárdenas, J., y Martínez, V. (2012). *BIOADSORCIÓN DE CROMO(VI) POR LA CÁSCARA DE MAMEY (Mammea Americana L.)*. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=323627686001>

Ahmad, T., y Danish, M. (2022). A review of avocado waste-derived adsorbents: Characterizations, adsorption characteristics, and surface mechanism. In *Chemosphere* (Vol. 296). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134036>

Akan, S. (2021). *Health Phytochemicals in avocado peel and their potential uses*. 7(2), 138–149.

Al Arni, S., Elwaheidi, M., Converti, A., Benaissa, M., Salih, A. A. M., Ghareba, S., y Abbas, N. (2023). Application of Date Palm Surface Fiber as an Efficient Biosorbent for Wastewater Treatment. *ChemBioEng Reviews*, 10(1), 55–64.
<https://doi.org/10.1002/CBEN.202200008;SUBPAGE:STRING:ABSTRACT;WEBSITE:WEBSITE:PERICLES;REQUESTEDJOURNAL:JOURNAL:21969744;WGROUPE:STRING: PUBLICATION>

Ali, H., y Khan, E. (2018). What are heavy metals? Long-standing controversy over the scientific use of the term ‘heavy metals’—proposal of a comprehensive definition. In *Toxicological and Environmental Chemistry* (Vol. 100, Issue 1).
<https://doi.org/10.1080/02772248.2017.1413652>

Aranda Garcia, E., y Cristiana Urbina, E. (2019). Effect of pH on hexavalent and total chromium

removal from aqueous solutions by avocado shell using batch and continuous systems.

Environmental Science and Pollution Research, 26(4), 3157–3173.

<https://doi.org/10.1007/s11356-017-0248-z>

Asaad, A. A. (2024). Sorption of chromium from aqueous solutions using *Fucus vesiculosus* algae biosorbent. *BMC Chemistry*, 18(1). <https://doi.org/10.1186/s13065-024-01252-w>

Atehortua, E., y Gartner, C. (2013). Estudios preliminares de la biomasa seca de *Eichhornia Crassipes* como adsorbente de plomo y cromo en aguas. *Revista Colombiana de Materiales*, 4, 81–92.

Aymacaña, A. (2018). *Caracterización bromatológica de la cáscara de aguacate (Persea americana) y posterior extracción e identificación de la fracción con mayor actividad antimicrobiana y antioxidante.*

Baird, C., y Cann, M. (2012). *Química ambiental Segunda edición (Quinta edición original).*

Barbosa-Martín, E., Chel-Guerrero, L., González-Mondragón, E., y Betancur-Ancona, D. (2016). Chemical and technological properties of avocado (*Persea americana* Mill.) seed fibrous residues. *Food and Bioproducts Processing*, 100, 457–463.

<https://doi.org/10.1016/j.fbp.2016.09.006>

Barrientos Priego, A. F., García Villanueva, E., y Avitia García, E. (1996). Anatomía del fruto de aguacate, (drupa o baya). *Revista Chapingo Serie Horticultura*, 2, 189–198.

Basu, M., Guha, A. K., y Ray, L. (2019). Adsorption of Lead on Lentil Husk in Fixed Bed Column Bioreactor. *Bioresource Technology*, 283, 86–95.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.02.133>

Boeykens, S. P., Redondo, N., Obeso, R. A., Caracciolo, N., y Vázquez, C. (2019). Chromium and Lead adsorption by avocado seed biomass study through the use of Total Reflection X-

Ray Fluorescence analysis. *Applied Radiation and Isotopes*, 153.

<https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2019.108809>

Bressani, R., Rodas, B., y De Ruiz, A. S. (2009). *La Composición Química, Capacidad Antioxidativa y Valor Nutritivo de la Semilla de Variedades de Aguacate*.

Caballero Romero, A. (2014). *Metodología integral innovadora para planes y tesis LA METODOLOGÍA DEL CÓMO FORMULARLOS*.

Ceballos, A. M., y Montoya, S. (2013). Evaluación química de la fibra en semilla, pulpa y cáscara de tres variedades de aguacate. In *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial* (Vol. 11, Issue 1). Enero-Junio.

Célino, A., Fréour, S., Jacquemin, F., y Casari, P. (2014). The hygroscopic behavior of plant fibers: A review. *Frontiers in Chemistry*, 1(JAN), 1–12.

<https://doi.org/10.3389/fchem.2013.00043>

Chang, R., y Goldsby, K. A. (2010). *Química* (R. Álvarez y S. López, Eds.; 11.^a ed.). McGraw-Hill Education.

Chen, J., y Zhu, F. (2025). Characterization of physicochemical properties, fatty acids, flavor volatiles and phenolic compounds of avocado varieties. *Food Chemistry*, 482.

<https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2025.143533>

Chwastowski, J., y Staroń, P. (2023). Pyrolytic Modification of Avocado (*Persea americana*) Peel for the Enhancement of Cadmium(II) and Chromium(VI) Sorption Properties. *Applied Sciences (Switzerland)*, 13(22). <https://doi.org/10.3390/app132212466>

Collard, F. X., y Blin, J. (2014). A review on pyrolysis of biomass constituents: Mechanisms and composition of the products obtained from the conversion of cellulose, hemicelluloses and lignin. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 594–608.

<https://doi.org/10.1016/J.RSER.2014.06.013>

Condori Ramos, P. M., y Pumacayo Gutierrez, M. A. (2019). *Evaluación de la remediación de aguas contaminadas Con cromo empleando una columna de lecho fijo con Biomasa de cáscara de papa “Solanum tuberosum” Arequipa 2019”*.

Cooperación colombiana de investigación agropecuaria. (2023). *Clasificación taxonómica del aguacate*.

Dávila, J. A., Rosenberg, M., Castro, E., y Cardona, C. A. (2017). A model biorefinery for avocado (*Persea americana* mill.) processing. *Bioresource Technology*, 243, 17–29.

<https://doi.org/10.1016/J.BIORTECH.2017.06.063>

Del Castillo-Llamosas, A., Rodríguez-Martínez, B., del Río, P. G., Eibes, G., Garrote, G., y Gullón, B. (2021). Hydrothermal treatment of avocado peel waste for the simultaneous recovery of oligosaccharides and antioxidant phenolics. *Bioresource Technology*, 342.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125981>

Demirbas, A. (2008). Heavy metal adsorption onto agro-based waste materials: A review. In *Journal of Hazardous Materials* (Vol. 157, Issues 2–3, pp. 220–229).

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.024>

Díaz-Muñoz, L. L., Bonilla-Petriciolet, A., Reynel-Ávila, H. E., y Mendoza-Castillo, D. I. (2016). Sorption of heavy metal ions from aqueous solution using acid-treated avocado kernel seeds and its FTIR spectroscopy characterization. *Journal of Molecular Liquids*, 215, 555–564. <https://doi.org/10.1016/J.MOLLIQ.2016.01.022>

Dos Santos, V. C. G., Salvado, A. D. P. A., Dragunski, D. C., Peraro, D. N. C., Tarley, C. R. T., y Caetano, J. (2012). Highly improved chromium (III) uptake capacity in modified sugarcane bagasse using different chemical treatments. *Quimica Nova*, 35(8), 1606–1611.

<https://doi.org/10.1590/s0100-40422012000800021>

- Duany-Timosthe, S., Arias-Lafargue, T., Bessy-Horruitiner, T., y Rodríguez-Heredia, D. (2021). Bioadsorbentes no convencionales empleados en la remoción de metales pesados. Revisión. *Tecnología Química*, 42(1), 94–113.
- Felder, R. M., y Rousseau, R. W. (2004). *Principios elementales de los procesos químicos* (M. T. Aguilar Ortega de Sandoval, Trad.; 3.^a ed.). Editorial Limusa, México.
- Flores Izquierdo, M. A. (2023). *Aprovechamiento de la semilla de palta Hass (Persea americana) por pirólisis rápida y su evaluación en el rendimiento de obtención de bio-oil y biochar*. 26(2), 7–15.
- Foo, K. Y., y Hameed, B. H. (2010). Insights into the modeling of adsorption isotherm systems. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 2–10. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2009.09.013>
- García-Vargas, M. C., Contreras, M. D. M., y Castro, E. (2020). Avocado-Derived Biomass as a Source of Bioenergy and Bioproducts. *Applied Sciences 2020, Vol. 10, Page 8195*, 10(22), 8195. <https://doi.org/10.3390/APP10228195>
- García Fajardo, J. A., Ramos Godínez, M. del R., y Mora Galindo, J. (1999). *Estructura de la semilla de aguacate y cuantificación de la grasa extraída por diferentes técnicas*. 123–128.
- García Rodríguez, M. (2009). La hidrosfera: El ciclo del agua, la contaminación del agua, métodos de análisis y depuración, y el problema de la escasez del agua. Editorial Cenoposiciones, Madrid, España.
- Gómez Tovar, F. (2008). Métodos secuenciales de pretratamiento químico y enzimático de residuos agrícolas para la producción de metano [Tesis de maestría, Instituto Potosino de Investigación Científica y Tecnológica, A. C., San Luis Potosí, México].
- Gómez Ugarte, M., Escalera Cruz, D. Á., Rojas Navi, P., Andrade Valeriano, M., Lopez Rojas,

- A. F., y Muruchi Suarez, A. (2017). *Beneficios de la semilla de Persea americana Mill . (Palta)*. 38–43.
- González-López, M. E., Pérez-Fonseca, A. A., Arellano, M., Gómez, C., y Robledo-Ortíz, J. R. (2020). Fixed-bed adsorption of Cr(VI) onto chitosan supported on highly porous composites. *Environmental Technology and Innovation*, 19.
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100824>
- 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>
- Haro, D., Marquina-Barrios, S., Fuentes-Olivera, A., Quezada, A., Cruz-Monzón, J., Cueva-Almendras, L., Morán-González, C., Ventura-Avalos, Y., Rojas-Fermín, J., y Barraza-Jáuregui, G. (2024). Compositional and structural characterization of eleven types of lignocellulosic biomass and its potential application in obtaining nanopolysaccharides and producing polyhydroxyalkanoates. *Scientia Agropecuaria*, 15(4), 513–523.
<https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2024.038>
- Hernández Sampieri, R., Fernández Collado, C., y Baptista Lucio, M. del P. (2014). Metodología de la investigación (6ª ed.). México, D. F.: McGraw-Hill Education.
- Hu, Q., Yang, X., Huang, L., Li, Y., Hao, L., Pei, Q., y Pei, X. (2024). A critical review of breakthrough models with analytical solutions in a fixed-bed column. *Journal of Water Process Engineering*, 59(February), 105065. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105065>
- Iakovleva, E., y Sillanpää, M. (2020). Novel sorbents from low-cost materials for water treatment. *Advanced Water Treatment: Adsorption*, 265–359. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819216-0.00004-7>

- Kumar, M., Maurya, N. S., Singh, A., y Rai, M. K. (2023). Efficient removal of Cr (VI) from aqueous solution by using tannery by-product (Buffing Dust). *Heliyon*, 9(4), e15038. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023>.
- Lara-Flores, A. A., Araújo, R. G., Rodríguez-Jasso, R. M., Aguedo, M., Aguilar, C. N., Trajano, H. L., y Ruiz, H. A. (2018). Bioeconomy and Biorefinery: Valorization of Hemicellulose from Lignocellulosic Biomass and Potential Use of Avocado Residues as a Promising Resource of Bioproducts. In *Energy, Environment, and Sustainability* (pp. 141–170). Springer Nature. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7431-8_8
- Lorenzo-Acosta, Y. (2006). Estado del arte del tratamiento de aguas por coagulación-floculación. *ICIDCA*, XL(9), 10–17. <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=223120664002>
- Mahmoud, M. E., El-Said, G. F., Ibrahim, G. A. A., y Elnashar, A. A. S. (2024). Effective removal of hexavalent chromium from water by sustainable nano-scaled waste avocado seeds: adsorption isotherm, thermodynamics, kinetics, and error function. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 14(13), 14725–14743. <https://doi.org/10.1007/s13399-022-03619-2>
- Maldonado-Farfán, A. R., Fernández-Bernaola, U. R., Salas-Cernades, H. A., Guillén-Zevallos, M. O., y Medrano-Meza, E. (2021). Modelación de la adsorción de Cromo (III) de soluciones acuosas usando biomasa residual de yuca en columnas de lecho fijo. *Proceedings of the LACCEI International Multi-Conference for Engineering, Education and Technology, 2021-July(Iii)*. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2021.1.1.581>
- Malkoc, E., Nuhoglu, Y., y Dundar, M. (2006). Adsorption of chromium(VI) on pomace-An olive oil industry waste: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*, 138(1), 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.051>

- Márquez, C. J., Yepes, D. P., Sánchez, L., y Osorio, J. A. (2014). Cambios físico-químicos del aguacate (*Persea americana* Mill. cv. “Hass”) en poscosecha para dos municipios de Antioquia. *Temas Agrarios*, 19 (1), 32–47.
- Martínez Guijarro, R. (2020). *Análisis instrumental: Espectrometría de Absorción Atómica (EAA)*.
- Ministerio de Agricultura. Dirección General de Información Agraria. (2008). Estudio de la palta en el Perú y el mundo. Lima, Perú: Ministerio de Agricultura.
- https://www.midagri.gob.pe/portal/download/pdf/herramientas/boletines/estudio_palta.pdf
- McCabe, W. L., Smith, J. C., y Harriot, P. (2007). Operaciones unitarias en ingeniería química. In *Journal of Chemical Information and Modeling* (Séptima edición, Vol. 53, Issue 9).
- Mccann, M. (2001). Cuero, pieles y calzado. *Enciclopedia de Salud y Seguridad En El Trabajo OIT*, 88.1-88.13.
- Mekonnen, E., Yitbarek, M., y Soreta, T. R. (2015). Kinetic and thermodynamic studies of the adsorption of Cr(VI) onto some selected local adsorbents. *South African Journal of Chemistry*, 68, 45–52. <https://doi.org/10.17159/0379-4350/2015/v68a7>
- Mendoza Guerra, Y. I., Castro Echavez, F. L., Marín Leal, J. C., y Behling Quintero, E. H. (2016, August). Fitorremediación como alternativa de tratamiento para aguasresiduales domésticas de la ciudad de Riohacha (Colombia). *REVISTA TECNICA DE LA FACULTAD DE INGENIERIA UNIVERSIDAD DEL ZULIA*, 39, 71–79.
- Mora-Sandí, A., Ramírez-González, A., Castillo-Henríquez, L., Lopretti-Correa, M., y Roberto Vega-Baudrit, J. (2021). *Agro-Industrial Avocado (Persea americana) Waste Biorefinery*. <https://doi.org/10.20944/preprints202104.0077.v1>
- Muñoz Paz, V., Longa Cuayla, V., Carreño Arispe, A., y Aguilar Franco, J. (2020). Diseño, evaluación y validación de un sistema de tratamiento de efluentes del proceso de curtido de

pieles: caso Pielés del Sur E.I.R.L. *Enfoque UTE*, 11(2), 85–94.

<https://doi.org/10.29019/ENFOQUE.V11N2.542>

Nag, S., Bar, N., y Das, S. K. (2020). Cr(VI) removal from aqueous solution using green adsorbents in continuous bed column – statistical and GA-ANN hybrid modelling.

Chemical Engineering Science, 226, 115904. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2020.115904>

Pabón, S. E., Benitez, R., Sarria-Villa, R. A., y Gallo, J. A. (2020). *Contaminación del agua por metales pesados, métodos de análisis y tecnologías de remoción. Una revisión*. 14, 9–18.

Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: a comprehensive review. *Applied Water Science*, 9(3). <https://doi.org/10.1007/s13201-019-0927-7>

Pavia, D. L., Lampman, G. M., y Kriz, G. S. (2001). *Introduction to spectroscopy: A guide for students of organic chemistry* (3rd ed.). United States of America: Brooks/Cole–Thomson Learning.

Pérez Marín, A. B., Aguilar, M. I., Meseguer, V. F., Ortuño, J. F., Sáez, J., y Lloréns, M. (2009). Biosorption of chromium (III) by orange (*Citrus cinensis*) waste: Batch and continuous studies. *Chemical Engineering Journal*, 155(1–2), 199–206.

<https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.07.034>

Perry, R. H., y Green, D. W. (Eds.). (2001). *Manual del ingeniero químico* (6.^a ed., Tomo II). México, D. F.: McGraw-Hill Interamericana.

Quiroz, S., Menéndez, C., y Izquierdo, E. (2019). *Tratamiento de agua y aguas residuales*.

Rosa Netzahuatl Muñoz, A., Pineda Camacho, G., Estela Barragán Huerta, B., y Cristiani

Urbina, E. (2010). Evaluación de la cáscara del aguacate para la remoción de cromo hexavalente y cromo total de soluciones acuosas. *Revista CENIC. Ciencias Químicas*, 41, 1–10.

- Ruiz Paternina, E. B., Villabona Ortiz, Á., Tejada Tovar, C., y Ortega Toro, R. (2019). Estudio Termodinámico de la Remoción de Níquel y Cromo en Solución Acuosa usando Adsorbentes de Origen Agroindustrial. *Informacion Tecnologica*, 30(6), 3–10.
<https://doi.org/10.4067/S0718-07642019000600003>
- Saha, B. C. (2003). Hemicellulose bioconversion. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 30(5), 279–291. <https://doi.org/10.1007/s10295-003-0049-x>
- Sanchez-Silva, J. M., González-Estrada, R. R., Blancas-Benitez, F. J., y Fonseca-Cantabrana, Á. (2020). Utilización de subproductos agroindustriales para la bioadsorción de metales pesados. *TIP Revista Especializada En Ciencias Químico-Biológicas*, 23.
<https://doi.org/10.22201/fesz.23958723e.2020.0.261>
- Singh, A., Pal, D. B., Mohammad, A., Alhazmi, A., Haque, S., Yoon, T., Srivastava, N., y Gupta, V. K. (2022). Biological remediation technologies for dyes and heavy metals in wastewater treatment: New insight. In *Bioresource Technology* (Vol. 343).
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.126154>
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., y Garcés Jaraba, L. (2015a). Adsorción de metales pesados en aguas residuales usando materiales de origen biologico. *TecnoLógicas*, 18, 109–123.
- Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, A., y Ruiz Paternina, E. (2015b). Cinética de adsorción de Cr (VI) usando biomásas residuales modificadas químicamente en sistemas por lotes y continuo. *Indian Journal of Science and Technology*, 11(14), 1–8.
<https://doi.org/10.17485/ijst/2018/v11i14/121782>
- Vargas García, Y., Pazmiño Sánchez, J., y Dávila Rincón, J. (2021). Potencial de Biomasa en América del Sur para la Producción de Bioplásticos. Una Revisión. *Revista Politecnica*,

48(2), 7–20. <https://doi.org/10.33333/rp.vol48n2.01>

- Vargas Robles, R. V. (2022). *Biosorción de cromo (III) de aguas contaminadas utilizando Pennisetum clandestinum hochst.* [Tesis de pregrado. Universidad Nacional de San Antonio de Abad del Cusco], Cusco, Perú.
- Worch, E. (2012). Adsorption technology in water treatment: Fundamentals, processes, and modeling (1st ed.). De Gruyter.
- Yahya, M. D., Abubakar, H., Obayomi, K. S., Iyaka, Y. A., y Suleiman, B. (2020). Simultaneous and continuous biosorption of Cr and Cu (II) ions from industrial tannery effluent using almond shell in a fixed bed column. *Results in Engineering*, 6(December 2019), 100113. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100113>
- Yanarico Huahuamamani, A. Y. (2024). *Evaluación de la contaminación del agua por curtiembres en el río Vilcanota, distrito de Sicuani, provincia de Canchis – 2023* [Tesis de pregrado. Universidad César Vallejo], Lima, Perú.

Apéndice

Apéndice 1

Resultados del proceso de adsorción en lotes de los 22 experimentos

Bloque	Nº de corrida	Cantidad	Tamaño de Partícula (mm)	pH	q (mg/g)	Remoción (%)
1	1	0	0.3	5	0.4	0.7
	2	1	0.5	3	22.3	39.2
	3	1	0.5	5	29.31	53.1
	4	0	0.5	5	16.52	29.9
	5	0.5	0.425	4	13.5	23.3
	6	1	0.3	3	3.7	6.5
	7	0	0.3	3	2.6	4.6
	8	0.5	0.425	4	14.7	25.3
	9	0.5	0.425	4	14	24.1
	10	1	0.3	5	21.6	39.1
	11	0	0.5	3	6.5	11.4
2	12	0	0.3	5	1.1	2
	13	1	0.5	3	21.9	38.5
	14	1	0.5	5	28.51	51.6
	15	0	0.5	5	16.81	30.5
	16	0.5	0.425	4	11.8	20.3
	17	1	0.3	3	3.9	6.9
	18	0	0.3	3	3.2	5.6
	19	0.5	0.425	4	16.9	29.1
	20	0.5	0.425	4	13.9	24
	21	1	0.3	5	22.6	41
	22	0	0.5	3	5.3	9.3

Apéndice 2

Resultados del proceso de adsorción de columna de lecho fijo para el sistema de 20 gr.

Bloque	Tiempo (min)	Ct (ppm)
1	0	0
	1	1
	30	1
	60	0
	90	0.5
	150	1
	270	0
	360	0.5
	450	0.5
	510	1
2	0	0
	1	22.8
	30	29.9
	60	30.1
	90	33.5
	150	38.5
	270	42.4
	360	42.7
	450	45.5
	510	45.9

Resultados del proceso de adsorción de columna de lecho fijo para el sistema de 20 gr.

Bloque	Tiempo (min)	Ct (ppm)
1	0	0
	1	0.46
	60	1.39
	120	1.44
	180	3.49
	300	7.8
	540	23.59
	960	41.13
	1200	49.13
	1260	49.57
	0	0
2	1	0.48
	30	1.36
	60	1.42
	90	3.23
	150	7.87
	270	23.48
	360	40.94
	450	49.35
	510	49.12

Apéndice 3

Resultados del proceso de adsorción en lotes para agua residual.

Bloque	N° de corrida	Cantidad	Tamaño de Partícula (mm)	pH	C_r (mg/L)	q (mg/g)	Remoción (%)
1	1	1	0.5	5	23.6	10.3	30.38
	2	1	0.5	5	23.9	10	29.5
2	3	1	0.5	6.889	23.2	10.7	31.56
	4	1	0.5	6.889	23.0	10.9	32.15

Anexos

Anexo 1: Tabla de correlación simplificada de frecuencias de vibración

COMPUESTOS	TIPO DE VIBRACIÓN	FRECUENCIA (CM ⁻¹)	INTENSIDAD
C–H (Alcanos)	Estiramiento	3000–2850	Fuerte
–CH ₃	Flexión	1450 y 1375	Media
–CH ₂ –	Flexión	1465	Media
Alquenos	Estiramiento	3100–3000	Media
	Flexión fuera del plano	1000–650	Fuerte
Aromáticos	Estiramiento	3150–3050	Débil
	Flexión fuera del plano	900–690	Fuerte
Alquinos	Estiramiento	3300	Débil
Aldehídos		2900–2800	Débil
C–C (Alcano)		No interpretativamente útil	-
C=C (Alqueno)		1680–1620	Media a débil
C=C (Aromáticos)		1600 y 1475	Media a débil
C≡C (Alquinos)		2250–2100	Media a débil
C=O (Aldehídos)		1740–1720	Fuerte
C=O (Cetonas)		1725–1705	Fuerte
C=O (Ácidos carboxílicos)		1725–1700	Fuerte
C=O (Ésteres)		1750–1730	Fuerte
C=O (Amidas)		1680–1630	Fuerte
C=O (Anhídridos)		1810 y 1760	Fuerte
C=O (Cloruro de ácido)		1800	Fuerte
C–O (Alcoholes, éteres, ésteres, ácidos carboxílicos, anhídridos)		1300–1000	Fuerte
O–H (Alcoholes, fenoles)	Libre	3650–3600	Media
O–H (Puente de hidrógeno)		3400–3200	Ancha
O–H (Ácidos carboxílicos)		3400–2400	Ancha
N–H (Aminas y amidas primarias y secundarias)	Estiramiento	3500–3100	Media
N–H	Flexión	1640–1550	Media a fuerte
C–N (Aminas)		1350–1000	Media a fuerte
C=N (Iminas y oximas)		1690–1640	Variable
C≡N (Nitrilos)		2260–2240	Media
X=C=Y (Aldehídos, cetonas, isocianatos, isotiocianatos)		2270–1940	Variable

N=O (Nitro (R-NO ₂))		1550 y 1350	Fuerte
S-H (Mercaptanos)		2550	Débil
S=O (Sulfóxidos)		1050	Fuerte
S=O (Sulfona, cloruros de sulfonilo, sulfatos, sulfonamidas)		1350–1300 y 1350–1140	Fuerte
C-X (Fluoruro)		1400–1000	Fuerte
C-X (Cloruro)		785–540	Fuerte
C-X (Bromuro, Yoduro)		<667	Fuerte

Extraído de (Pavia *et al.*, 2015, p. 41)

Anexo 2: Resultados de caracterización química de la biomasa de palta



UNSA
UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN AGUSTÍN DE AREQUIPA

Laboratorio de
Investigación y Servicios
LABINVSERV

INFORME DE ENSAYOS

N° DE REPORTE:	25958-25
CLIENTE:	WENNY NAYELY HUAMANI CONTRERAS CLAUDIA ANDREA CHOQUE CAMPOS
DIRECCIÓN:	CUSCO
ENSAYO SOLICITADO:	ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO
PRODUCTO	CASCARA DE PALTA
CANTIDAD DE MUESTRA	01
FECHA DE RECEPCION:	Jueves, 12 de junio de 2025.
CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES:	BOLSA ZIPILOK
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS:	Martes, 01 de julio de 2025.
REFERENCIA	MUESTRA PROPORCIONADA POR EL CLIENTE
PROCEDENCIA:	PALTA VARIEDAD FUERTE DISTRITO DE CIRCA ABANCAY.
CÓDIGO DE MUESTRA	32465

LOS RESULTADOS OBTENIDOS CORRESPONDEN AL ANÁLISIS SOLICITADO EN LA MUESTRA RECIBIDA.
ESTE FORMATO NO SERÁ REPRODUCIDO SIN AUTORIZACIÓN DEL LABORATORIO LABINVSERV

Página 1 de 2



Laboratorio de
Investigación y Servicios
LABINVSERV


INFORME DE ENSAYOS

REPORTE N°: 25958-25

ANÁLISIS DE:	UNIDAD	RESULTADOS	MÉTODO DE ENSAYO APLICADO NORMA/REFERENCIA/NOMBRE
Celulosa	%	15,56	Método Pereira et 1984
Lignina	%	48,97	Método ASTM D1106-96
OBSERVACIONES:			

Emitido en Arequipa, el 01 de julio de 2025

Página 2 de 2


Dra. Miriam Vilma María Melgosa Cornejo
Coordinadora(e) del Laboratorio
RCQP - 259




Lic. Qqtm. Fredy Agustín Valderrama Peña
Químico Responsable
RCQP - 842



Laboratorio de
Investigación y Servicios
LABINVSERV

INFORME DE ENSAYOS

N° DE REPORTE:	25959-25
CLIENTE:	WENNY NAYELY HUAMANI CONTRERAS CLAUDIA ANDREA CHOQUE CAMPOS
DIRECCIÓN:	CUSCO
ENSAYO SOLICITADO:	ANÁLISIS FÍSICO QUÍMICO
PRODUCTO	SEMILLA DE PALTA
CANTIDAD DE MUESTRA	01
FECHA DE RECEPCION:	Jueves, 12 de junio de 2025.
CARACTERÍSTICAS Y CONDICIONES:	BOLSA ZIPLOK
FECHA DE ENTREGA DE RESULTADOS:	Martes, 01 de julio de 2025.
REFERENCIA	MUESTRA PROPORCIONADA POR EL CLIENTE
PROCEDENCIA:	PALTA VARIEDAD FUERTE DISTRITO DE CIRCA ABANCAY.
CÓDIGO DE MUESTRA	32466

LOS RESULTADOS OBTENIDOS CORRESPONDEN AL ANÁLISIS SOLICITADO EN LA MUESTRA RECIBIDA.
ESTE FORMATO NO SERÁ REPRODUCIDO SIN AUTORIZACIÓN DEL LABORATORIO LABINVSERV

Página 1 de 2



Laboratorio de
Investigación y Servicios
LABINVSERV

INFORME DE ENSAYOS

REPORTE N°: 25959-25

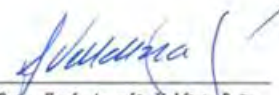
ANÁLISIS DE:	UNIDAD	RESULTADOS	MÉTODO DE ENSAYO APLICADO NORMA/REFERENCIA/NOMBRE
Celulosa	%	2,45	Método Pereira et 1984
Lignina	%	18,99	Método ASTM D1106-96
OBSERVACIONES:			

Emitido en Arequipa, el 01 de julio de 2025

Página 2 de 2


Dra. Miriam Vilma María Palacios Cornejo
Coordinadora(e) del Laboratorio
RCQP - 259




Lic. Quím. Fredy Agustín Valderrama Peña
Químico Responsable
RCQP - 842

Anexo 3: Resultados de pruebas de adsorción del proceso de lotes



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 10 de Marzo del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 Wenny Nayely Huamani Contreras
 Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Líquido Acuoso
 Cantidad de Muestra : 1, recipiente con 20 mL
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro
 Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
 Corrección de Fondo : No activado
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA v5
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
1A	53.146	53.200	53.274	53.2
1B	53.141	53.100	52.734	53.0
2A	54.258	54.355	54.309	54.3
2B	54.111	53.522	53.338	53.7
3A	44.328	44.912	44.260	44.5
3B	46.757	46.221	45.641	46.2



[Firma]
 Químico. Jorge Chequenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CRÓMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRÍA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 10 de Marzo del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 Wenny Nayely Huamani Contreras

Tipo de Análisis : Determinación de Cromo

Método : Absorción Atómica

Tipo de Muestras : Líquido Acuoso

Cantidad de Muestra : 6, recipiente con 20 mL

Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS

Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm

Corrección de Fondo : No activado

Modo de medición : Absorbancia

Software de Control : SpectrAA v5

Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
4A	54.875	55.016	54.376	54.8
4B	53.598	53.939	54.623	54.1
5A	33.475	33.601	33.871	33.6
5B	32.569	32.812	32.463	32.6
6A	43.425	43.373	43.210	43.3
6B	41.361	40.974	41.001	41.1
STD 50	55.176	55.176	55.176	55.2



Químico, Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 10 de Marzo del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 : Wenny Nayely Huamani Contreras

Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Liquido Acuoso
 Cantidad de Muestra : 8, recipiente con 20 mL
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro
 Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
 Corrección de Fondo : No activado
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA v5
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
pH3	56.956	57.047	56.82	56.9
pH4	57.842	58.356	57.802	58.0
7A	51.408	49.792	49.928	50.4
7B	51.591	51.542	51.606	51.6
8A	44.46	43.772	43.702	44.0
8B	44.547	44.272	43.612	44.1
9A	34.582	34.762	34.569	34.6
9B	34.889	35.094	34.945	35.0



[Firma manuscrita]

Quipico Jorge Chaquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914

LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

Cusco, 18 de Marzo del 2025

Tipo de Análisis	: Determinación de Cromo
Método	: Absorción Atómica
Tipo de Muestras	: Líquido Acuoso
Cantidad de Muestra	: 4, recipiente con 20 mL
Almacenamiento	: 4 °C.

Condiciones de Análisis por	Espectrofotómetro
Equipo	: Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
Longitud de Onda nm	: Cromo 429.0 nm
Corrección de Fondo	: No activado
Modo de medición	: Absorbancia
Software de Control	: SpectrAA v5
Lecturas por Muestra	3

	Lecturas			Promedio
Muestra	1	2	3	Cromo ppm
10A	39.178	38.523	38.341	38.68
10B	38.288	38.594	38.282	38.39
11A	25.894	25.88	25.891	25.89
11B	26.704	26.771	26.581	26.69



Quirico, Jorge Chequenaira Pari
Analista del Laboratorio de Cromatografía y
Espectrometría - UNSAAC.
CQP - 914

Anexo 4: Resultados de prueba de adsorción de cromo en lecho fijo



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRÍA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 16 de Abril del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 Wenny Nayely Huamani Contreras
 Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Líquido Acuoso
 Cantidad de Muestra : 4, recipiente con 20 mL
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro
 Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
 Corrección de Fondo : No activado
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA v5
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio	Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm		1	2	3	Cromo ppm
C0	49.85	50.27	49.88	50.0	M5A	38.588	38.66	38.634	38.6
M1A	22.497	22.32	22.28	22.4	M5B	38.432	38.47	38.673	38.5
M4A	35.012	34.9	34.992	35.0	M6A	41.838	42.00	42.111	42.0
M9B	46.166	46.42	45.211	45.9	M7A	43.000	43.74	43.424	43.4
M1B	22.965	22.72	22.654	22.8	M7B	42.812	42.96	42.222	42.7
M3B	30.09	30.16	29.989	30.1	M6B	42.216	42.53	42.363	42.4
M2B	30.03	29.94	29.805	29.9	M8A	45.543	45.38	45.333	45.4
M2A	29.756	30.2	30.527	30.2	M8B	45.376	45.58	45.417	45.5
M3A	31.55	31.76	32.132	31.8	M9A	45.664	45.91	46.011	45.9
M4B	33.377	33.55	33.662	33.5					



[Firma]
 Químico, Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 26 de Mayo del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 Wenny Nayely Huamani Contreras
 Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Liquido Acuoso
 Cantidad de Muestra : 6, recipiente con 10 mL cada uno
 Almacenamiento : 4 °C.


Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
 Corrección de Fondo : No activado
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA v5
 Lecturas por Muestra : 3

Lecturas

Muestra	P-1	P-2
Co	50.1	51.1
M1	0.46	0.48
M2	1.39	1.36
M3	1.44	1.42
M4	3.49	3.23
M5	7.80	7.87
M6	23.59	23.48
M7	41.13	40.94
M8	49.13	49.35
M9	49.57	49.12




 Quirico Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERÚ Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 05 de Junio del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 Wenny Nayely Huamani Contreras

Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica

Tipo de Muestras : Liquido Acuoso

Cantidad de Muestra : 3, recipiente con 20 mL cada uno

Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS

Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm

Corrección de Fondo : No activado

Modo de medición : Absorbancia

Software de Control : SpectrAA v5

Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
M1	9.411	9.407	9.449	9.4
M3	10.693	10.733	10.833	10.8
M5	13.321	13.33	13.387	13.3
M7	16.518	16.409	16.24	16.4




 Químico, Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC,
 CQP - 914

Anexo 5: Resultados de corrida de metales de agua real



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO DE ACREDITACION INACAL – DA
CON REGISTRO N° LE - 072



INFORME DE ENSAYO

Nº de Referencia:	A-25/081647-1	Registrada en:	AGQ Perú	Cliente (*):	LABORATORIO LOUIS PASTEUR S.R.LTDA
Análisis:	A-PR-0058	Centro Análisis:	AGQ Perú	Domicilio (*):	Urb. Velasco astete D-18,B
Tipo Muestra:	Agua Residual Industrial	Fecha Recepción:	05/06/2025	Contrato:	Wanchaq, Cusco CUSCO - CUSCO 0
Fecha Inicio:	06/06/2025	Fecha Fin:	11/06/2025	Cliente 3º(*):	QSP-PE250200232
Descripción(*):	TINA				

Fecha/Hora:	31/05/2025 12:00	Muestreado por:	*Cliente (*)
Muestreo:			
Lugar de Muestreo:	AGUA DESPUÉS DEL LAVADO DEL PROCESO DEL CROMADO - JR. LOS PINOS S/ N Mz. D-12-SICUANI	Este:	
Punto de Muestreo:	TINA	Norte:	

A continuación se exponen el Informe de Ensayo y Anexo Técnico asociados a la muestra, en los cuales se pueden consultar toda la información relacionada con los ensayos realizados.

Los resultados reflejados en el presente informe se refieren únicamente a la muestra tal como es recibida en el laboratorio y sometida a ensayo. Queda prohibida la reproducción parcial de este informe sin la aprobación por escrito del laboratorio. AGQ no se hace responsable de la información proporcionada por el cliente, tanto la asociada a la toma de muestras realizada por él como a otros datos descriptivos, marcados con (*) y que se encuentran fuera de nuestro alcance de Acreditación.

Roberto Chuquimayo Arellano
CQP-779

FECHA EMISIÓN: 12/06/2025

OBSERVACIONES:

AGQ PERU, S.A.C.

Av. Luis José de Orbegoso 350, San Luis, Lima, PERU

T: (511) 710 27 00

atencion@clienteperu@agqlabs.com

agqlabs.pe

1/6

INFORME DE ENSAYO

N° de Referencia: A-25/081647-1

Tipo Muestra: Agua Residual Industrial

Descripción(^): TINA

Fecha Fin: 11/06/2025

RESULTADOS ANALITICOS

Parámetro	Resultado	Unidades	Incert	CMA
Metales Totales				
Aluminio Total	0,259	mg/L	±0,045	-
Antimonio Total	< 0,001	mg/L	-	-
Arsénico Total	0,035	mg/L	±0,0046	-
Azufre Total	98	mg/L	±18	-
Bario Total	0,056	mg/L	±0,0029	-
Berilio Total	< 0,001	mg/L	-	-
Bismuto Total	< 0,001	mg/L	-	-
Boro Total	2,15	mg/L	±0,19	-
Cadmio Total	< 0,0002	mg/L	-	-
Calcio Total	114	mg/L	±19	-
Cerio Total	< 0,001	mg/L	-	-
Cobalto Total	< 0,001	mg/L	-	-
Cobre Total	< 0,001	mg/L	-	-
Cromo Total	33,9	mg/L	±4,3	-
Estaño Total	< 0,001	mg/L	-	-
Estroncio Total	1,26	mg/L	±0,15	-
Fósforo Total	4,0	mg/L	±0,48	-
Hierro Total	0,254	mg/L	±0,033	-
Litio Total	0,178	mg/L	±0,03	-
Magnesio Total	21	mg/L	±2,8	-
Manganeso Total	0,033	mg/L	±0,0052	-
Mercurio Total	< 0,000085	mg/L	-	-
Molibdeno Total	0,001	mg/L	±0,00009 8	-
Níquel Total	< 0,001	mg/L	-	-
Plata Total	< 0,001	mg/L	-	-
Plomo Total	0,0005	mg/L	±0,00005 6	-
Potasio Total	40	mg/L	±6,7	-
Selenio Total	0,002	mg/L	±0,00006 1	-
Silicio Total	9,6	mg/L	±1,3	-
Sodio Total	922	mg/L	±125	-
Talio Total	< 0,0005	mg/L	-	-
Titanio Total	0,006	mg/L	±0,00081	-
Torio Total	< 0,001	mg/L	-	-
Uranio Total	< 0,00100	mg/L	-	-
Vanadio Total	0,017	mg/L	±0,0024	-
Wolframio Total	< 0,001	mg/L	-	-
Zinc Total	0,119	mg/L	±0,013	-

Nota: A: Ensayo subcontratado y acreditado. N: Ensayo subcontratado y no acreditado. RE: Recuento en placa estimado. Los resultados emitidos, no han sido corregidos con valores de recuperación. Las incertidumbres de los parámetros acreditados están calculadas y a disposición del cliente. La Incertidumbre aplicada al resultado no aplica para valores menores al Límite de Cuantificación (LC). La Incert Exp (U) ha sido reportada con un Factor de Cobertura k= 2, para un nivel de confianza aprox del 95%.

Anexo 6: Resultados de adsorción de cromo total en agua real



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO FACULTAD DE CIENCIAS

LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERU Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 03 de Junio del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
Wenny Nayely Huamani Contreras
Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
Método : Absorción Atómica
Tipo de Muestras : Líquido Acuoso
Cantidad de Muestra : 4, recipiente con 20 mL cada uno
Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro

Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
Corrección de Fondo : No activado
Modo de medición : Absorbancia
Software de Control : SpectrAA v5
Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
1A-R	23.695	23.51	23.482	23.6
1B-R	23.764	23.877	23.985	23.9
2A-R	22.989	23.287	23.246	23.2
2B-R	22.898	22.996	23.067	23.0



Químico, Jorge Choquenaira Pari
Analista del Laboratorio de Cromatografía y
Espectrometría – UNSAAC,
CQP - 914



UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO
FACULTAD DE CIENCIAS
 LABORATORIO DE CROMATOGRAFIA Y ESPECTROMETRIA – Pabellón de Control de Calidad
 AV. De la Cultura 733 CUSCO-PERU Contacto 973868855

RESULTADOS

Cusco, 05 de Junio del 2025

Solicitantes : Claudia Andrea Choque Campos
 : Wenny Nayely Huamani Contreras
 Tipo de Análisis : Determinación de Cromo
 Método : Absorción Atómica
 Tipo de Muestras : Liquido Acuoso
 Cantidad de Muestra : 3, recipiente con 20 mL cada uno
 Almacenamiento : 4 °C.

Condiciones de Análisis por Espectrofotómetro


Equipo : Espectrofotómetro Absorción Atómica Varian AA240FS
 Longitud de Onda nm : Cromo 429.0 nm
 Corrección de Fondo : No activado
 Modo de medición : Absorbancia
 Software de Control : SpectrAA v5
 Lecturas por Muestra : 3

Muestra	Lecturas			Promedio
	1	2	3	Cromo ppm
M1	9.411	9.407	9.449	9.4
M3	10.693	10.733	10.833	10.8
M5	13.321	13.33	13.387	13.3
M7	16.518	16.409	16.24	16.4



[Firma]
 Quisico, Jorge Choquenaira Pari
 Analista del Laboratorio de Cromatografía y
 Espectrometría – UNSAAC.
 CQP - 914

Anexo 7: Registro de desechos de reactivos e insumos químicos

	UNIVERSIDAD NACIONAL DE SAN ANTONIO ABAD DEL CUSCO	Código:	FL-5
	FACULTAD DE INGENIERÍA DE PROCESOS		
	ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA QUÍMICA	Versión:	01
	FORMATO	Fecha:	29/09/2023
REGISTRO DE DESECHOS DE REACTIVOS E INSUMOS QUÍMICOS			

Frecuencia: cada vez que se genere residuos

Nombre Laboratorio	
Responsable de laboratorio	

item	Fecha	Nombre del desecho	Estado	Cantidad	Responsable de segregación y almacenamiento	Firma	Ficha de seguridad

Responsable de segregación

Técnico del laboratorio de
procesos químicos

Elaborado por: Ing. Lurdes Lima	Revisado por: Comisión de instalaciones, infraestructura y equipamiento de la Escuela Profesional de Ingeniería Química y Petroquímica	Aprobado por: Comisión de instalaciones, infraestructura y equipamiento de la Escuela Profesional de Ingeniería Química y Petroquímica
---------------------------------	--	--