



UNIVERSIDAD ANDINA
NÉSTOR CACERES VELÁSQUES
ESCUELA DE POSGRADO
DOCTORADO EN INGENIERIA AMBIENTAL



**PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II)
CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA
EN SUELOS – 2024**

TESIS PRESENTADA POR:
BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA

**PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTOR EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

JULIACA - PERÚ
2025



NÉSTOR CACERES VELÁSQUES

ESCUELA DE POSGRADO

DOCTORADO EN INGENIERÍA AMBIENTAL

**PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II)
CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA
EN SUELOS - 2024**

TESIS PRESENTADA POR:

BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

DOCTOR EN INGENIERÍA AMBIENTAL

APROBADA POR:

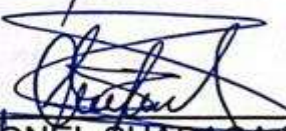
PRESIDENTE DEL JURADO

: 
Dr. OSCAR VICENTE VIAMONTE CALLA

PRIMER MIEMBRO

: 
Dr. FRITZ WILLY MAMANI APAZA

SEGUNDO MIEMBRO

: 
Dr. LEONEL SUASACA PELINCO

ASESOR DE TESIS

: 
Dr. ARNALDO YANA TORRES

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN

: CONTAMINACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL - P68

**RESOLUCIÓN DIRECTORAL N°0799-2025-D-EPG-UANCV/J**

Juliaca, 18 de diciembre del 2025

VISTOS:

El expediente N°6517 presentado por el (a) M.Sc.: **FERNANDEZ OCHOA, BENITO HUGO** con número de DNI. 01342251 y con número de matrícula 13680031; solicita reprogramación de fecha y hora de Sustentación del **DOCTORADO EN INGENIERIA AMBIENTAL** de la Escuela de Posgrado de la Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez" Juliaca.

CONSIDERANDO:

Que, el (a) M.Sc.: **FERNANDEZ OCHOA, BENITO HUGO** con número de DNI. 01342251 y con número de matrícula 13680031 del **DOCTORADO EN INGENIERIA AMBIENTAL** de la Escuela de Posgrado, ha solicitado fecha, hora y modalidad de sustentación, de la Tesis Titulada: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** La misma que pertenece a la Línea de Investigación: **CONTAMINACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL - P68 y;**

Que, el (a) referido (a) Dictamen de Tesis aprobado por los jurados el 27 de junio del 2025 Establece la fecha de sustentación; habiendo para el efecto cumplido los requisitos establecidos en el reglamento para la Obtención del Grado Académico de Magíster/Maestro y Doctor de la Escuela de Posgrado de la UANCV;

Que, en el Artículo 66 del Reglamento General de la Escuela de Posgrado de la UANCV, establece que la sustentación de Tesis de Posgrado es un trabajo de investigación original y crítico, de actualidad y de alto valor científico;

En uso de las atribuciones conferidas a la Dirección en el inciso "J" del artículo 17° del Reglamento General de la Escuela de Posgrado, y el Art. 76 del Estatuto Universitario;

SE RESUELVE:

ARTÍCULO PRIMERO. - DECLARAR EXPEDITO, para la reprogramación de fecha y hora de Sustentación de la Tesis Titulada: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** Elaborado por el (la) M.Sc.: **FERNANDEZ OCHOA, BENITO HUGO** reconocer como Jurados y Asesor a los siguientes docentes:

Presidente del Jurado	:	Dr. OSCAR VICENTE VIAMONTE CALLA
Primer Jurado	:	Dr. FRITZ WILLY MAMANI APAZA
Segundo Jurado	:	Dr. LEONEL SUASACA PELINCO
Asesor de Tesis	:	Dr. ARNALDO YANA TORRES

ARTÍCULO SEGUNDO. - El proceso de la Sustentación de la Tesis en mención, se llevará a cabo:

Fecha	:	lunes 22 de diciembre del 2025
Hora	:	10:30 am
Lugar	:	Aula N° 208 C.C. N°03 EPG - UANCV - JULIACA

A cuya finalización el Jurado registrará los resultados en el Libro de Actas de Sustentación de Tesis de Doctorado con el grado de **DOCTOR** aprobado en la ley Universitaria N° 30220.

ARTÍCULO TERCERO. - Elévese la presente Resolución al Rectorado, Vicerrectorado Académico, Vicerrectorado Administrativo y Oficina del Órgano de Inspección y Control para conocimiento.

Regístrese, comuníquese y Archívese.

UNIVERSIDAD ANDINA "NÉSTOR CÁCERES VELÁSQUEZ"
ESCUELA DE POSGRADO
Dr. Javier Romulo Quispe Zapana
DIRECTOR (a)

Cd. JAVIER EPG (01)
Intermedio (01)
Cargo (01)
Expediente (01)
JRC/2025

**RESOLUCIÓN DIRECTORAL N° 1297-2025-USA-EPG/UANCV**

Juliaca, 17 de setiembre del 2025.

VISTOS:

El expediente N°. C-3095, Presentado por el (a) **M.Sc. BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA**, con número de DNI **01342251** y con Código de matrícula N.° **131680031**, quien solicita cambio de **ASESOR Y PRIMER MIEMBRO** de la terna de jurados del Comité de Investigación del Proyecto de Tesis titulado: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** Líneas de Investigación: **CONTAMINACIÓN AMBIENTAL - P68**, Para optar el Grado Académico de **DOCTOR** en **INGENIERÍA AMBIENTAL** de la Escuela de Posgrado de la Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez", de la Sede Juliaca.

CONSIDERANDO:

Que, mediante expediente No. C 3095, el **M.Sc. BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA**, solicita el cambio de **ASESOR Y PRIMER MIEMBRO** de la terna de jurados del Comité de Investigación de la tesis titulada: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** Aprobado con Resolución Directoral N.° 0368-2024-USA-EPG/UANCV, de fecha 27 de abril del 2024, en el que se le asignó como **PRIMER MIEMBRO** al DR. RICARDO ANIBAL MALDONADO MAMANI y **ASESOR** al PH.D. ISIDRO ALBERTO PILARES HUALPA, los mismo que se cambia por no tener vínculo laboral con la UANCV.

Que, el referido Dictamen de Tesis fue aprobado por los jurados el , registrado en el Folio N° del Libro de Registro de Proyectos de Investigación de Maestría, establece que se encuentra apto para ser desarrollado a lo establecido en el reglamento de Grado de Investigación conducente al Grado Académico de Magister/Maestro y Doctor de la Escuela de Posgrado de la Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez" de Juliaca;

Que, en el Reglamento General de la escuela de Posgrado de la UANCV, establece que la sustentación de Tesis de Posgrado es un trabajo de investigación original y crítico de actualidad y de alto valor científico.

En uso de las atribuciones conferidas a la Dirección en el inciso "j" del artículo 17 del Reglamento General de la Escuela de Posgrado, y el Art. 76 del Estatuto Universitario;

SE RESUELVE:

PRIMERO. - ACEPTAR EL CAMBIO DE ASESOR Y PRIMER MIEMBRO DE LA TERNA DE JURADOS DEL COMITÉ DE INVESTIGACIÓN, para su revisión de la Tesis titulada: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** presentado por el (a) **M.Sc. BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA**, del **DOCTORADO** en **INGENIERÍA AMBIENTAL**, conformado por los siguientes docentes:

Presidente	: DR. OSCAR VICENTE VIAMONTE CALLA
Primer Miembro	: DR. FRITZ WILLY MAMANI APAZA
Segundo Miembro	: DR. LEONEL SUASACA PELINCO
Asesor (a)	: DR. ARNALDO YANA TORRES

SEGUNDO.- AUTORIZAR el desarrollo de Tesis, de acuerdo al Reglamento de Investigación conducente al Grado Académico de **DOCTOR** de la Escuela de Posgrado de la Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez.

TERCERO.- ELEVAR al Rectorado, Vicerrectorado Académico, Vicerrectorado Administrativo y Oficina del Órgano de Inspección y Control para conocimiento, así como a la Oficina de Economía para cumplimiento de la presente Resolución.

Regístrese, Comuníquese y Archívese



**RESOLUCION DIRECTORAL N°0368-2024-USA-EPG/UANCV**

Juliaca, 29 de abril del 2024.

VISTOS:

El expediente N° 04986, de fecha 22 de abril del 2024, presentado por el (la) Mgr. **BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA** con DNI N° **01342251**, código de matrícula **131680031**, quien solicita resolución de aprobación de proyecto de tesis titulado: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** Línea de investigación **CONTAMINACIÓN AMBIENTAL - P68**, para optar el grado de **DOCTOR** en **INGENIERÍA AMBIENTAL**, de la Escuela de Posgrado de la Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez Sede Central Juliaca.

CONSIDERANDO:

Que, en el Reglamento General de la Escuela de Posgrado de la UANCV, establece que la sustentación de tesis de Posgrado es un trabajo de investigación original y crítico de actualidad de alto valor científico.

Que, según Resolución N° 0555-2019-UANCV-CU-R, de fecha 08 de noviembre del 2019, se aprueba el Reglamento para la obtención del grado académico de Magister, Maestro, Doctor y Titulación de los Programas de Segunda Especialidad Profesional de la Escuela de Posgrado.

Que, el **Art. 17**, establece que la aprobación del proyecto de investigación de tesis para la obtención de grados académicos de Magister, Maestro, Doctor se inicia con la presentación del proyecto de investigación de tesis según corresponda, en forma individual y conforme a las recomendaciones de la Escuela de Posgrado y estándares de la investigación científica, tecnológica y humanística.

Que, en el **Art. 60**, señala que la fecha límite para la presentación del borrador de tesis es de 02 años contados desde la emisión de la resolución de aprobación del proyecto de tesis, vencido el plazo máximo el candidato a Magister, Maestro o Doctor deberá presentar un nuevo proyecto de investigación de tesis.

Que, el **Art. 21**, establece que el Director de la Escuela de Posgrado y el Director de la Unidad de Investigación de la Escuela de Posgrado, nominarán por sorteo a 03 docentes miembros del comité de investigación.

Que, mediante oficio circular N° 0253-2024-USA-EPG/UANCV-J, de fecha 02 de abril del 2024, se nombra al Comité de Investigación del proyecto de tesis conformado por los siguientes docentes:

Presidente	: Dr. OSCAR VICENTE VIAMONTE CALLA
Primer Miembro	: Dr. RICARDO ANIBAL MALDONADO MAMANI
Segundo Miembro	: Dr. LEONEL SUASACA PELINCO
Asesor	: Ph.D. ISIDRO ALBERTO PILARES HUALPA

Que, con registro N° 5410, de fecha 12 de abril del 2024, el Comité de Investigación del proyecto de tesis titulado: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** cumple con los lineamientos y contenidos establecidos en reglamento de grado de investigación conducentes al grado académico de Magister/Maestro y Doctor de la Escuela de Posgrado de la UANCV.

En uso de las atribuciones conferidas a la Dirección en el inciso "j" del artículo 17 del Reglamento General de la Escuela de Posgrado y en el artículo 76 del Estatuto Universitario;

SE RESUELVE:

PRIMERO: APROBAR, el Proyecto de investigación de Tesis de Doctorado y **AUTORIZAR** el desarrollo de la Tesis, titulado: **PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024** para obtener el grado académico de **DOCTOR** en **INGENIERIA AMBIENTAL**, de la UANCV.

SEGUNDO: ELEVAR al Rectorado, Vicerrectorado Académico, Vicerrectorado Administrativo, Vicerrectorado de Investigación, Oficina del Órgano de Inspección y Control para conocimiento y cumplimiento de la presente resolución.

Regístrese, Comuníquese y Archívese



UNIVERSIDAD ANDINA NÉSTOR CÁCERES VELÁSQUEZ
ESCUELA DE POSGRADO
De Leonel Suasaca Pelinco
DIRECTOR (a)

RECIBIDO (01)
ARCHIVO EPG-2024 (01)
INTERESADO (01)
LMCC/ANCV



NEPOTISMO EN LA DESIGNACIÓN DE CARGO DE CONYUNTA DE LAS MUNICIPALIDADES PROVINCIALES RESPECTO DE LOS PROCURADORES PÚBLICO

INFORME DE ORIGINALIDAD

21 %

INDICE DE SIMILITUD

21 %

FUENTES DE INTERNET

11 %

PUBLICACIONES

7 %

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1

hdl.handle.net

Fuente de Internet

5 %

2

repositorio.uancv.edu.pe

Fuente de Internet

3 %

3

repositorio.uncp.edu.pe

Fuente de Internet

1 %

4

repositorio.unap.edu.pe

Fuente de Internet

1 %

5

www.dspace.uce.edu.ec

Fuente de Internet

<1 %

6

repositorio.uta.edu.ec

Fuente de Internet

<1 %

7

repositorio.unac.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

8

bdigital.unal.edu.co

Fuente de Internet

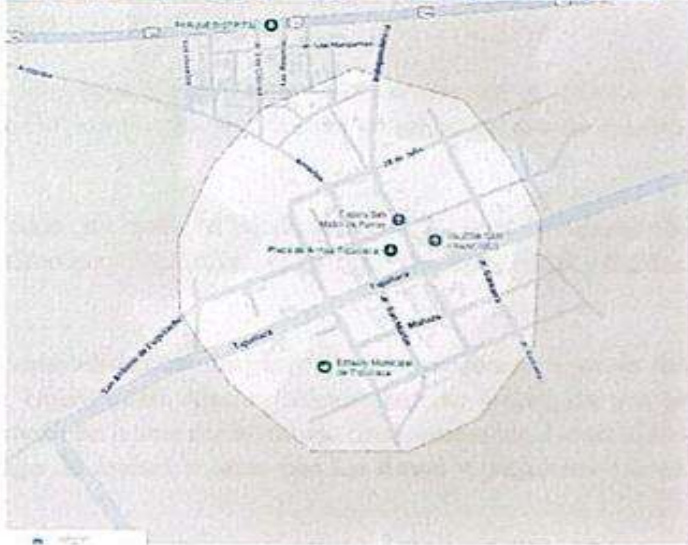
<1 %



Metadatos complementarios - UANCV

TÍTULO	
PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024	
Datos de autor	
Nombres y Apellidos	BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	01342251
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-4360-435X
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	ARNALDO YANA TORRES
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	41414676
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-6740-5024
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres Y Apellidos	OSCAR VICENTE VIAMONTE CALLA
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	02371550
URL de ORCID	https://orcid.org/0009-0005-6613-6925
Miembro del jurado 1	
Nombres Y Apellidos	FRITZ WILLY MAMANI APAZA
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	02306659
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0002-0268-5061



Miembro del jurado 2	
Nombres Y Apellidos	LEONEL SUASACA PELINCO
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	40865558
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0001-6657-665X
Datos de investigación	
Línea de investigación	CONTAMINACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL - P68
Grupo de investigación	No aplica.
Agencia de financiamiento	Sin financiamiento.
Ubicación geográfica de la investigación	Dirección: COMUNIDAD PAXSA, DISTRITO DE TIQUILLACA País: Perú Departamento: PUNO Provincia: PUNO Distrito: TIQUILLACA -15.79712, -70.18733 https://maps.app.goo.gl/co2xWupAb9fZQ7Vv6 
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2024 - 2025
URL de disciplinas OCDE	Ingeniería ambiental https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#2.07.00 Ciencias del medio ambiente https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.05.08
https://concytec-pe.github.io/Peru-CRIS/vocabularios/ocde_ford.html - Librería	

OFICINA DE INVESTIGACIÓN VICERRECTORADO DE INVESTIGACIÓN
ESCUELA DE POSTGRADOM.Sc. Julio C. Chucuya Zaga
DIRECTOR
OFICINA DE INVESTIGACIÓN - EPI

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD Y RESPONSABILIDAD

Yo BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOA, identificado con DNI
Nro. 01342251 en mi condición de egresado de:

- ☐ Escuela Profesional
☐ Programa de Segunda Especialidad
☒ Programa de Maestría o Doctorado

DOCTORADO EN INGENIERIA AMBIENTAL

informo que he elaborado el/la ☒ Tesis o ☐ Trabajo de Investigación, ☐ Trabajo Académico
denominada:

PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON
BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024

Asesorado por: Dr. ARNALDO YANA TORRES

Es un tema original.

Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y **no existe plagio/copia** de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

El incumplimiento de lo declarado da lugar a responsabilidad del declarante, en consecuencia; a través del presente documento asumo frente a terceros, la Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez y/o la Administración Pública toda responsabilidad que pueda derivarse por el trabajo final presentado. Lo señalado incluye responsabilidad pecuniaria incluido el pago de multas u otros por los daños y perjuicios que se ocasionen.

Juliaca 25 de enero del 2026


Firma del Asesor (Obligatoria)


Firma (Obligatoria)


Huella



TESIS UANCV



VICERRECTORADO DE
INVESTIGACIÓN
"OFICINA DE INVESTIGACIÓN"



DEDICATORIA

A Dios, por ser el ancla de mi vida. A
Eliana y mis hijas, quienes son mi
mayor motivo de superación. A mi
familia, que me ha dado todo su amor,
comprensión y fuente de fortaleza para
seguir adelante



AGRADECIMIENTO

Agradezco a Dios, por brindarme, salud, economía e inteligencia, por mantenerme firme y seguro ante cualquier adversidad. A los docentes de la Escuela de Posgrado, Doctorado en Ingeniería Ambiental de la Universidad Andina Néstor Cáceres Velásquez.



INDICE

DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTO	ii
RESUMEN	vii
ABSTRACT.....	viii
INTRODUCCION	ix

CAPITULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1	Exposición de la situación problemática o análisis de la situación problemática	1
1.2.	Formulación del planteamiento del problema	2
1.2.1.	Pregunta General	2
1.2.2.	Preguntas Específicas	2
1.3.	Justificación de la investigación	3
1.4.	OBJETIVOS	3
1.4.1.	Objetivo General.....	3
1.4.2.	Objetivos Específicos	3
1.5.	HIPOTESIS Y VARIABLES	4
1.5.1.	Hipótesis general	4
1.5.2.	Hipótesis Especifica.....	4
1.6.	Variables	4
1.6.1.	Variables dependientes	4
1.6..2.	Variables independientes	4
1.6.2.	Operacionalización de las Variables.....	5

CAPITULO II

MARCO TEÓRICO

2.1.	Antecedentes del estudio	6
------	--------------------------------	---



2.1.1.	A nivel Internacional	6
2.1.2.	A nivel Nacional	7
2.2.	Bases teóricas.....	9
2.2.1.	Biomasa Residual	9
2.2.2.	Hojas de Quinua	11
3.2.2.	Suelo	15
2.2.3.	Bioadsorción	18
2.2.4.	Cinética de Adsorción.....	26
2.2.5.	Isotermas de Adsorción	29

CAPITULO III

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1.	Lugar de estudio	34
3.2.	Enfoque de la investigación.....	34
3.3.	Métodos aplicados a la investigación	34
3.4.	Tipo de Investigación	34
3.5.	Diseño de la investigación	35

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUCION

4.1.	Determinación de polifenoles en la biomasa residual de quinua para su uso como biosorbente de plomo(II).	43
CONCLUSIONES		63
RECOMENDACIONES.....		64
REFERENCIAS.....		65



INDICE DE TABLAS

Tabla 1	Operacionalización de variables	5
Tabla 2	Componentes químicos de la biomasa con acción adsorbente	10
Tabla 3	Componentes del grano y hojas de la quinua	12
Tabla 4	Compuestos fenólicos en plantas	14
Tabla 5	Diseño de Experimentos	35
Tabla 6	Diseño experimental 2 ²	39
Tabla 7	Parámetros para cinética	40
Tabla 8	Parámetros para determinar isothermas	41
Tabla 9	Análisis de varianza para el modelo ANOVA	41
Tabla 10	Resultados de la concentración en el equilibrio	44
Tabla 11	Análisis de Varianza	51
Tabla 12	Resultados de las constantes del modelo de pseudo primer y pseudo segundo orden	53
Tabla 13	Parámetros cinéticos de los modelos de pseudo primer y pseudo segundo orden	56
Tabla 14	ANVA para el modelo Pseudo Primer Orden	57
Tabla 15	ANVA para el modelo Pseudo Segundo Orden	58
Tabla 16	Datos experimentales y calculados para predecir las isothermas de adsorción	59
Tabla 17	Parámetros cinéticos de las isothermas de Langmuir	60
Tabla 18	Parámetros Cinéticos de las isothermas de Freundlich	62



INDICE DE FIGURAS

Figura 1	Hojas de quinua	11
Figura 2	Estructura de los fenoles	12
Figura 3	Vía shikimato y fenilalanina	13
Figura 4	Estructuras de compuestos fenólicos.....	13
Figura 5	Fuentes de contaminación	15
Figura 6	Especiación del plomo	18
Figura 7	Modelos de isothermas de adsorción para un sistema sólido-líquido	29
Figura 8	Grafica Porcentaje de adsorción vs tiempo	52
Figura 9	Cinética de adsorción de Pseudo primer orden	54
Figura 10	Grafica linealizada del modelo cinético de Pseudo segundo orden	56
Figura 11	Isotermas de Langmuir.....	60
Figura 12	Isotermas de Freundlinch	61

RESUMEN

El suelo utilizado para la agricultura suele contener plomo, una sustancia tóxica. Los fertilizantes químicos y los pesticidas son dos ejemplos de los principales contaminantes artificiales que contribuyen a este problema. Además de amenazar la salud de las especies vivas, este problema medioambiental puede dañar los ecosistemas del suelo y el aire, e incluso llegar a la cadena alimentaria. Ante ello, la presente investigación pretendió evaluar el porcentaje de adsorción de Plomo (II) en suelos sintéticamente contaminados usando como adsorbente la biomasa residual de quinua. Para alcanzar este objetivo, se utilizó un diseño experimental 2K para investigar el efecto del pH y la temperatura sobre el porcentaje de adsorción, y se utilizó la técnica de Folín Calceteu para determinar qué polifenoles estaban presentes en la biomasa residual de la quinua. El segundo procedimiento se llevó a cabo tres veces. Se utilizaron modelos matemáticos de pseudo-primer y pseudo-segundo orden para determinar la cinética de adsorción, y se utilizaron las isothermas de Langmuir y Freundlich para evaluarlas. Según los resultados, se encontró ácido gálico, una sustancia fenólica con una concentración de 55,55 mg/g, en la biomasa residual de la quinua. El ácido gálico puede absorber plomo debido a los grupos funcionales que contiene. Se analizó cómo el pH y la temperatura afectaban a la eliminación del Pb y se descubrió que cada uno de estos parámetros afectaba significativamente a la adsorción del Pb(II), lo que daba lugar a una tasa de eliminación del 97 %. El modelo cinético de pseudo-segundo orden, que tenía el mayor valor de regresión lineal ($R^2 = 0,999$), sugirió un mecanismo de quimisorción que implicaba el intercambio iónico. Este procedimiento está relacionado con la velocidad de adsorción. El modelo isotérmico que mejor representó los resultados fue el modelo de Freundlich con coeficiente de regresión lineal $R^2 = 0.9868$.

Palabras Claves: Adsorción, Plomo, suelo, cinética de adsorción isothermas de adsorción



ABSTRACT

Soil used for agriculture often contains lead, a toxic substance. Chemical fertilizers and pesticides are two examples of the main artificial contaminants that contribute to this problem. In addition to threatening the health of living species, this environmental problem can damage soil and air ecosystems and even reach the food chain. In view of this, the present research aimed to evaluate the percentage of Lead (II) adsorption in synthetically contaminated soils using quinoa waste biomass as an adsorbent. To achieve this objective, a 2K experimental design was used to investigate the effect of pH and temperature on the percentage of adsorption, and the Folin Calceteu technique was used to determine which polyphenols were present in the residual quinoa biomass. The second procedure was carried out three times. Pseudo-first and pseudo-second order mathematical models were used to determine the adsorption kinetics, and Langmuir and Freundlich isotherms were used to evaluate them. According to the results, gallic acid, a phenolic substance with a concentration of 55.55 mg/g, was found in the residual quinoa biomass. Gallic acid can absorb lead due to the functional groups it contains. The effect of pH and temperature on Pb removal was analyzed, and it was found that each of these parameters significantly affected Pb(II) adsorption, resulting in a removal rate of 97%. The pseudo-second-order kinetic model, which had the highest linear regression value ($R^2 = 0.999$), suggested a chemisorption mechanism involving ion exchange. This procedure is related to the adsorption rate. The isothermal model that best represented the results was the Freundlich model with a linear regression coefficient $R^2 = 0.9868$.

Keywords: Adsorption, Lead, soil, adsorption kinetics, adsorption isotherms



INTRODUCCION

En todo el mundo, la salud humana está ahora en peligro debido a los metales pesados presentes en el suelo. Las actividades humanas que introducen estos metales en el suelo incluyen el riego, la quema de combustibles fósiles, la minería y los residuos (2012). En los suelos agrícolas,

los metales pesados se introducen principalmente a través de fertilizantes fosforados, herbicidas, biosólidos y estiércol animal, según afirman Bolan et al. (2014). Según la Agencia para el Registro de Sustancias Tóxicas y Enfermedades, entre los metales más nocivos se encuentran el arsénico (As), el plomo (Pb), el cadmio (Cd), el mercurio (Hg) y el cromo (Cr). La frecuencia con la que la flora y la fauna están expuestas a estos compuestos nos permite llegar a estas conclusiones. Además de dañar los servicios ecosistémicos en sus hábitats naturales, también tienen un efecto adverso en la salud humana a través de la cadena alimentaria (Mansoor et al., 2021). Existen en la naturaleza en cantidades trazas en la corteza terrestre, el plomo (II) es un elemento con aplicaciones en ingeniería. Este estudio se centra en él, ya que puede tener consecuencias perjudiciales considerables para los seres humanos (Kumkum y Kumar, 2024).

Según Njikam y Schiewer (2012), La unión entre moléculas biológicas, iones y sólidos es un fenómeno físico conocido como adsorción. Esta adherencia puede deberse a enlaces físicos o químicos. Los sistemas complejos, como la quelación, el intercambio iónico, la captura de iones y la adsorción por fuerza física, incorporan grupos hidroxilo y otros grupos funcionales, amino, carboxilo, amida y sulfhidrilo (Volesky y Holan, 1995). Es esencial utilizar residuos agrícolas sólidos, como cáscaras de arroz, bagazo, paja, restos de coco y residuos de plátano, para eliminar los metales pesados del suelo, ya que estos materiales incluyen los grupos funcionales mencionados anteriormente (Uchimiya et al., 2010). Un bioadsorbente es



una sustancia que tiene una gran superficie y un alto nivel de porosidad para absorber metales (Duany et al., 2022).

La biomasa residual de las plantas como Algunas de las partes más importantes de las plantas para los procesos de biosorción que tienen como objetivo limpiar el medio ambiente de metales pesados son sus raíces, semillas y flores (Ateşşahin et al., 2023), por ejemplo. En concreto, estos procedimientos se basan en una amplia variedad de grupos funcionales, como la acetamida, el amino, la amida, el sulfhidrilo, el sulfato y el carboxilo, ya que las estructuras de los fenoles simples y complejos incluyen grupos hidroxilo y carboxilo unidos al anillo aromático, estas moléculas presentan estas propiedades (Dehonor-Gómez et al., 2003). Al unirse a los iones metálicos, el grupo hidroxilo los neutraliza y reduce su translocación a la superficie, actuando como quelante de metales. La adsorción del grupo hidroxilo se logra mediante procesos físicos y químicos.

Una variedad de biomateriales se basa en ciertos grupos funcionales, entre ellos acetamida, amino, amida, sulfhidrilo, sulfato, carboxilo y muchos más, en sus procesos de biosorción para eliminar metales pesados. Además de los intercambios e interacciones iónicos, estos biopolímeros pueden eliminar los metales pesados de las soluciones creando complejos entre los cationes metálicos y los ligandos dentro de la estructura del material. Otros procesos que entran en esta categoría son la biosorción, el intercambio iónico y la complejación bioadsorbente. Un ejemplo de ello es la precipitación (Anawar, 2015). La adsorción del plomo (Pb) en el suelo y la cinética de reacción del material mencionado anteriormente son los ejes centrales de esta investigación., para lo cual se utilizarán compuestos polifenólicos presentes en la biomasa residual de la quinua. Si bien se han realizado numerosos estudios sobre biomateriales, este es el primer uso conocido de la biomasa de la quinua en suelos contaminados intencionalmente.





CAPITULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1 Exposición de la situación problemática o análisis de la situación problemática

Por todos los beneficios que ofrece a los seres humanos a través de los servicios ecosistémicos, el suelo es un recurso natural muy valioso (Burbano,2016), los mismos que vienen siendo afectados por la inadecuada disposición de los residuos mineros(Li et al,2014) cuyo contenido de metales pesados superan los niveles permisibles(Yin et al., 2016), ello resulta ser un problema potencial de contaminación debido a la distribución del Pb en suelo y cuerpos acuíferos(Chen et al.,2016). Un aspecto de importancia es la posible lixiviación del plomo hacia aguas subterráneas aspectos a controlar, ya que los cuerpos acuíferos son fuentes de agua potable para las comunidades (Chamorro & Sanchez, 2012).

Según Mendoza Vizcaíno et al. (2017), los suelos agrícolas contienen más de 360 mg Pb/kg, por otro lado, los suelos sin cultivar pueden tener niveles de plomo entre 8 y 20 mg Pb/kg. De las muchas causas potenciales de contaminación por plomo, la minería es una de ellas. El plomo, debido a sus propiedades tóxicas, es uno de los veinte compuestos más peligrosos para la salud humana, según la Agencia de Protección Ambiental (Lavado Meza et al., 2010). Por ello, es necesario encontrar formas de inmovilizar este metal; la adsorción es un método muy conocido.

Según Meza López (2017), la bioadsorción es un mecanismo fisicoquímico que mantiene los iones metálicos dentro de las estructuras biológicas. Para este método se necesitan un

biosorbente y un disolvente, que suele ser agua. Las especies disueltas que deben eliminarse se encuentran en el disolvente (Lavado Meza y Óre Jiménez, 2016). Hay varias variables que influyen en este proceso, entre ellas la química de los iones metálicos, la composición de la pared celular, el pH, la temperatura, la concentración, la fuerza iónica y la duración de contacto (Dodbiba et al., 2015).

Hoy en día, Muchas personas están considerando utilizar residuos agrícolas como adsorbentes para eliminar los metales pesados del medio ambiente. El motivo es que estos residuos contienen grupos carboxílicos y fenólicos en sus paredes celulares, lo que mejora considerablemente la capacidad superficial del adsorbente para capturar iones metálicos. (Dodbiba, 2015). Los métodos de adsorción de metales tóxicos podrían beneficiarse de la biomasa de la quinua debido a sus componentes antioxidantes (Tarquino, 2018). Dado que estos compuestos forman complejos con los iones metálicos, los metales del suelo se agotan y las plantas tienen menos potencial para absorberlos. Por lo tanto, este estudio tiene como objetivo explorar la biosorción del plomo (II) en suelos contaminados utilizando biomasa procedente de granos usados de quinua.

1.2. Formulación del planteamiento del problema

1.2.1. Pregunta General

PG. ¿Cuál será el porcentaje de adsorción de plomo (II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados?

1.2.2. Preguntas Específicas

PE1. ¿Cuál es el contenido de polifenoles en la biomasa residual de quinua para su uso como biosorbente de plomo(II)?.

PE2. ¿Cuál es el efecto del pH y temperatura en el porcentaje de adsorción de plomo(II) con la biomasa de residuos de quinua?.

PE3. ¿Cuál es la cinética de adsorción del plomo(II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados con residuos mineros?.

1.3. Justificación de la investigación

En lo ambiental, se tiene distintas metodologías para la remediación del suelo, pero estas metodologías hacen uso de sustancias que provocan más daño ambiental, es posible encontrar una solución a la catástrofe medioambiental global inmovilizando los metales pesados en el suelo. Por consiguiente, otra solución es utilizar subproductos vegetales como adsorbentes, entre los que se incluyen plátanos, mangos, té y hojas de moringa; en este contexto, las hojas de la quinua son residuos disponibles que pueden ser valorizados aprovechando sus componentes fenólicos con acción adsorbente en la remoción de Pb del suelo.

En lo Social, los resultados de este estudio contribuirán a proteger la salud de las personas que entran en contacto con los efluentes y alimentos producidos en suelos con alto contenido de Pb; ya que, la aplicación de la presente tecnología permitirá inmovilizar al Pb del suelo y de esta manera impedir su ingreso a la cadena trófica.

En lo económico, Los tratamiento para la remediación del suelo resulta ser costoso, por lo que la aplicación de residuos orgánicos provenientes de la agroindustria permitirán la reducción de costos en la producción de nanopartículas, por el contrario, aportarán valor a los subproductos de la planta de quinua, que podrían utilizarse para reducir los metales pesados del suelo.

1.4. OBJETIVOS

1.4.1. Objetivo General

OG. Evaluar el porcentaje de adsorción de plomo (II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados.

1.4.2. Objetivos Específicos

OE1. Determinar el contenido de polifenoles en la biomasa residual de quinua para su uso

como biosorbente de plomo(II).

OE2. Determinar el efecto del pH y temperatura en el porcentaje de adsorción de plomo(II) con la biomasa de residuos de quinua.

OE3. Evaluar la cinética de adsorción del plomo(II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados.

1.5. HIPOTESIS Y VARIABLES

1.5.1. Hipótesis general

HG. La biomasa residual de quinua presenta alto porcentaje de adsorción frente al plomo, debido a los componentes químicos que posee, resultando útil su aplicación en procesos de adsorción en suelos.

1.5.2. Hipótesis Específica

HE1. Es posible que las hojas de quinua contengan polifenoles y puede ser caracterizados por el método Folin Calteu.

HE2. Es posible que el pH y temperatura tengan efecto en el porcentaje de adsorción de plomo(II) con la biomasa de residuos de quinua.

HE3. Es posible que la cinética de segundo orden represente mejor los procesos de adsorción de plomo(II) con biomasa residual de quinua.

1.6. Variables

1.6.1. Variables dependientes

- Porcentaje de adsorción
- Cinética de adsorción

1.6.2. Variables independientes

- pH 4 y 6



- Temperatura 15 y 45°C

1.7.Operacionalización de las Variables

Tabla 1

Operacionalización de variables

Tipo de variable	Variable	Indicador	Escala	Instrumento
Independiente	Caracterización de la biomasa	Contenido fenólico	mg/g	Método de Folin-Ciocalteu
	Adsorción de plomo	Concentración inicial de plomo	ppm	Espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado
		Contenido de biomasa	g	Balanza analítica
		Tiempo	s	Cronometro
		Velocidad de agitación	rpm	Agitador magnético
	Parámetros de operación	pH	-	Potenciómetro
		Temperatura	°C	Termómetro
Dependiente	Estudio cinético	Cinética de adsorción	Pseudo primer Orden	Regresión Lineal
			Pseudo Segundo Orden	
		Isotermas de adsorción	Langmuir	Regresión Lineal
			Freundlich	
	Eficiencia de adsorción de plomo en suelos	% de adsorción	% de adsorción	Espectrometría de masas con plasma inductivamente acoplado

CAPITULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes del estudio

2.1.1. A nivel Internacional

Cardona, Cabañas & Zepeda (2013), Se tuvieron en cuenta factores importantes como el pH, el tamaño de las partículas de biomasa, la técnica de tratamiento, el volumen de biomasa, la temperatura, el tiempo de contacto y la concentración de contaminantes al evaluar la capacidad de biosorción de la cáscara de naranja para eliminar metales pesados. Las condiciones experimentales utilizadas en el grupo de control fueron un pH de 5, un tamaño de partícula de 0,4 mm, una concentración de metal de 80 ppm, 0,5 g de cáscara de naranja, 2 horas de tiempo de contacto y una temperatura máxima de 50 °C. Los resultados mostraron una tasa de eliminación del 99,5 % y una capacidad de eliminación de 9,39 mg Pb (II)/g de cáscara de naranja según el experimento.

Kavitha et al. (2022), evaluaron la adsorción de Pb^{2+} con el tallo de *Parthenium*, con parámetros: tiempo de agitación, concentración del biosorbente, concentración inicial del plomo, pH de la solución acuosa y la temperatura. Los logros expusieron que el polvo del tallo de *Parthenium* puede eliminar el plomo hasta en un 72.74% para 20 mg/L (plomo inicial), a un pH de 5 y a 26 °C, tiempo de agitación de 50 min, con 15 mg/L de biosorbente. Se concluye que la cantidad de plomo absorbido de la solución acuosa aumenta proporcionalmente con respecto a la dosis de adsorbente.

Chowdhury et al. (2022), realizaron estudios del tonelaje de adsorción de As del agua potable con hojas de *Hygrophilla spinosa*, este experimento tuvo en cuenta variables como el volumen del adsorbente, el pH, el tiempo de contacto y la velocidad de agitación. Los resultados demuestran que las hojas de *Hygrophilla spinosa* tiene una mayor capacidad de fitoadsorción de 63 % de As con 1 g de dosis de adsorbente, a un pH de 5, tiempo de contacto de 4 horas cuatro horas, y a 45 rpm.

Pacheco Peña, (2020), El objetivo principal de la investigación era estudiar la capacidad de *Scirpus californicus* para absorber y eliminar el plomo (II) del agua contaminada. Se presentaron métodos tanto para fabricar el material como para utilizarlo en experimentos de adsorción en laboratorio. Dos factores —la dosis y el tamaño del adsorbente— conformaron el diseño experimental de tres niveles. Además, se examinaron la cinética y las isothermas de adsorción del plomo (II). Al cambiar la dosis de adsorbente de 0,1 a 0,3 y a 0,5 gramos, se eliminó el 50,39 %, el 62,35 % y el 60,86 % del material, respectivamente, según los resultados. Los números de malla 70, 100 y 200 fueron eficaces para eliminar el 54,46 %, el 55,28 % y el 63,87 % de las partículas, respectivamente, dentro del rango de tamaño especificado. La mejor manera de caracterizar la velocidad de adsorción fue utilizando el modelo cinético de pseudo-primer orden, que arrojó un coeficiente de regresión lineal de 0,8269). El valor de 0,8196 se determinó utilizando el modelo de pseudo-segundo orden. Según los valores R^2 de 0,9379, el modelo isotérmico de Freundlich ofrece la explicación más satisfactoria para la adsorción. En resumen, las cañas de totora son un buen material adsorbente para tratar efluentes industriales que contienen iones de plomo (II) disueltos.

2.1.2. A nivel Nacional

Pinzón-Bedoya & Vera Villamizar,(2009), En la investigación, se utilizó un material bioadsorbente llamado cáscara de naranja para eliminar los iones de cromo de soluciones diluidas. Estas soluciones eran hipotéticas y representaban agua que había sido contaminada



con bajos niveles de este metal. Utilicé los siguientes parámetros operativos: una relación sólido/líquido de 4 gramos por litro, un tamaño de partícula de $\Phi \leq 0,425$ milímetros, una concentración inicial de 100 miligramos por litro de solución de Cr(III), una duración de contacto de 60 horas y un pH constante de 4 y 5. Se desarrollaron modelos cinéticos para comprender mejor el mecanismo de acción del proceso de bioadsorción de la cáscara de naranja. Algunos ejemplos de estos modelos son las versiones de Elovich, difusión intraparticular, reversible de primer orden y pseudo-segundo orden. Los resultados muestran que este modelo cinético se ajusta mejor a los datos experimentales sobre el equilibrio cuando se expresa como la ecuación de Elovich.

Tejada Tovar et al.,(2016), Para encontrar las condiciones óptimas de adsorción, los investigadores jugaron con el tamaño de las partículas y el pH. Después, compararon la adsorción de la biomasa de las cáscaras de maíz con la biomasa de las mitades de naranja. Tanto las cáscaras de maíz como las cáscaras de naranja analizadas tenían un pH de 6, y el estudio reveló que las partículas de 0,5 milímetros y 1 milímetro eran las más eficaces para la adsorción. Con valores de eliminación del 67,5 % y el 99,2 %, respectivamente, estos tamaños mostraron la mejor cantidad de adsorción. Tras examinar todos los modelos cinéticos para ver cuál se ajustaba mejor, el modelo de pseudo-primer orden resultó ser el más adecuado. Tras considerar también las isothermas, se determinó que la isoterma recomendada por Freundlich era la que mejor se ajustaba.

Lavado Meza & Óre Jiménez,(2016), En cuanto a la cantidad de dosis de biosorbente, la duración del contacto, Utilizaron biomasa de árbol marlo tratada con NaOH para examinar el procedimiento de eliminación de iones Pb(II) de soluciones acuosas. Y comprobaron el pH y la concentración inicial de la solución de Pb(II). En una configuración ideal, la capacidad de adsorción aumentó un 40 % cuando el tiempo de agitación se ajustó a sesenta minutos, la concentración de Pb(II) a cuatro gramos por litro y el pH a 5,0. Mediante FTIR, se demostró

que la biomasa modificada incluía grupos OH y carboxílicos. Esta técnica de biosorción podría beneficiarse de la inclusión de este tipo de materiales. A la hora de representar las isothermas y la cinética, el modelo de Langmuir demostró ser impecable. En comparación con todos los demás modelos, el modelo de pseudo-segundo orden fue el que mejor se ajustó, lo que indicaría una biosorción en monocapa.

2.1.3. A nivel Regional

Choquejahua (2018), Utilizando masa biosorbente y pH, investigamos la capacidad de bioadsorción de la biomasa de granos de cebada (*Hordeum vulgare* L.) y avena (*Avena sativa* L.) para el arsénico en medios acuosos en condiciones andinas elevadas (Puno). La primera serie de ensayos incluyó la inmersión de ambas especies en una solución que contenía 300 ml de arsénico a una concentración de 1 mg/l. Se utilizó una velocidad de agitación de 200 rpm, una duración de contacto de 330 minutos y una temperatura de 15 °C para eliminar el arsénico. Los resultados demuestran que los porcentajes de eliminación fueron del 90,6 % y del 89,6 %, respectivamente para la cebada y avena respectivamente.

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Biomasa Residual

La biomasa es el material orgánico que deriva de las plantas, organismos vivos, agrícolas forestales, residuos de jardinería y de alimentos. También se tiene residuos del paisaje como ramas caídas, hojas y flores de árboles, malas hierbas, etc. Y residuos provenientes de la actividad agroindustrial como cascara, orujos, cascara de semillas, pajas etc. (Agbor et al., 2011). La contaminación tóxica del agua y el suelo se debe a la existencia de biomasa residual. Por este motivo, es fundamental incorporarla a diferentes procedimientos para eliminarla. Las razones son las estructuras químicas únicas que se encuentran en los efluentes industriales, que incluyen fosfatos de ácidos nucleicos, grupos amino, amida y

carboxílicos en las proteínas, así como grupos hidroxilo, actualmente se utiliza en procedimientos de bioadsorción para eliminar metales pesados (Tejada et al., 2016). Puede encontrar más información al respecto en la tabla 2, carbonilo y sulfato que poseen gran poder adsorbente de metales pesados (Tejada et al., 2016).

Tabla 2*Componentes químicos de la biomasa con acción adsorbente*

Biomasa	Componentes químicos de la biomasa con acción adsorbente
Cascara de mandarina	Lignina, celulosa, éter, OH, NH, amida, alcano, alqueno, alquino
<i>Zea mays</i> (tusa)	Alquilo, OH, NH-, Alcohol, éter, celulosa, lignina
Cascara de cacao	Celulosa, hemicelulosa, lignocelulosa
Moringa	Aminoácidos (Asp,Glu,His, Arg y Lis).
Cascara de huevo	Grupos hidroxilo(-OH), amidas, amina secundaria, ácidos carboxílicos, aldehídos, compuestos carbonados, amina terciaria, nitrilos.
Cascara de tamarindo	Grupos carboxilo
Cascara de naranja	Grupos carboxílicos
Bagazo de caña de azúcar	C-N, alquilo, OH NH-,alcohol, éter, celulosa, lignina
Borra de café	Taninos, polialginato, peptidoglucanos, polisacáridos, glicoproteínas, fucanoides, compuestos heterociclicos,flavonoides, ácidos cloragénicos, ácido feruloilquinico.

Cascara de yuca	grupo OH, principalmente compuestos de alcoholes y fenoles
-----------------	--

2.2.2. Hojas de Quinua

Zinc (3,7 mg/100 g), hierro (8,87 mg/100 g), vitamina C (19,49 mg/100 g), vitamina A (311,22 mg de equivalente de retinol por 100 g) y ácido fólico (0,03 mg/100 g de hojas frescas) se encuentran entre los minerales y vitaminas que abundan en las hojas de quinua. Además, también contienen magnesio. Por ello, las hojas de quinua deberían formar parte de la dieta diaria. El hecho de que contengan ácido fólico (0,03 miligramos por cada 100 gramos de hojas frescas) y que su peso sea de 100 gramos son dos razones por las que deberían ser un elemento básico en su dieta.(Ramos Yañez, 2020).

Las hojas frescas presentan efecto antioxidante, atribuible a los flavonoides (113.09 mg quercetina/100 g), antocianinas (9.06 mg/100 g) y compuestos fenólicos (900.10 mg AGE/100 g).

Figura 1

Hojas de quinua



Fuente:(Corimayhua Silva, A.; Silva Paz, 2017)

2 Componentes de las hojas de quinua

Los componentes bioactivos de la quinua se observan en la tabla 3.

Tabla 3

Componentes del grano y hojas de la quinua

Muestra	Contenido fenólico total (mg GAE 100 g-1 DW)	Contenido de flavonoides Total (mg GAE 100 g-1 DW)	Capacidad antioxidante (DPPH) (mg GAE 100 g- 1 DW)
Granos	26.25	53.15	84.46±5.9
Hojas	418.00 a 544.00	14.00 a 23.00	29.9-55,4

Nota:(Campos-Rodriguez et al., 2022)

Dentro de los componentes de las hojas de quinua se tiene a los fenoles, descritos a continuación:

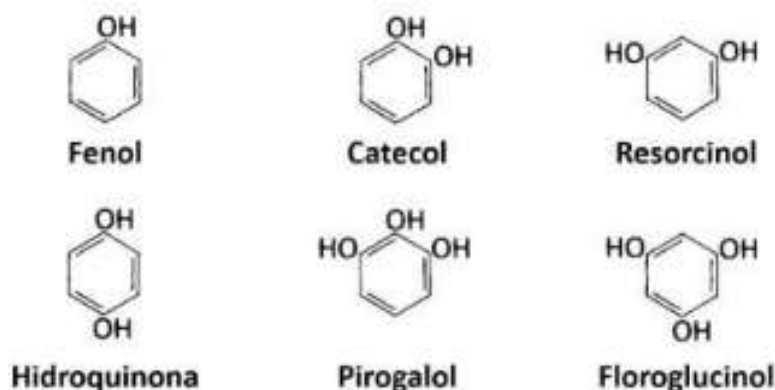
Fenoles

Dado que los fenoles son antioxidantes, sus propiedades los hacen útiles para la quelación y la eliminación de radicales libres. Cada tipo de quinua tiene su propia combinación única de estos ingredientes. Por ejemplo, la quinua amarilla contiene $102,54 \pm 5,28$ miligramos de equivalentes de ácido gálico (GAE) por cada 100 gramos; la quinua roja contiene $85,67 \pm 6,91$ miligramos de GAE por cada 100 gramos; y la quinua orgánica y negra contienen 57,07 y 50,52 miligramos de GAE por cada 100 gramos, respectivamente, de contenido químico fenólico(Chairez et al., 2020).

Las sustancias fenólicas, junto con otros ácidos orgánicos, ácidos carboxílicos, glucósidos, ésteres, aminas, lípidos y ésteres metílicos, incluyen un anillo aromático unido al menos a un grupo hidroxilo en su estructura molecular (Palomino-Villaizan, 2014).

Figura 2

Estructura de los fenoles

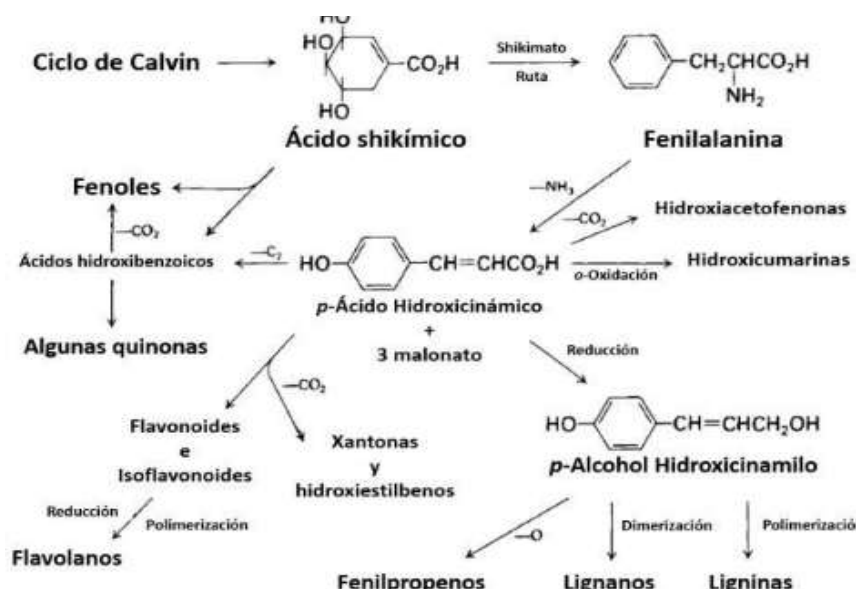


Nota:

Los compuestos fenólicos Hay dos vías principales a partir de las cuales se forman. Una es el sistema shikimático, que genera directamente fenilpropanoides como hidroxycinamatos y cumarinas. La otra es la vía de los policétidos (acetato), que genera fenoles simples y gran cantidad de quinonas. Los flavonoides son compuestos fenólicos que derivan de ambas vías.

Figura 3

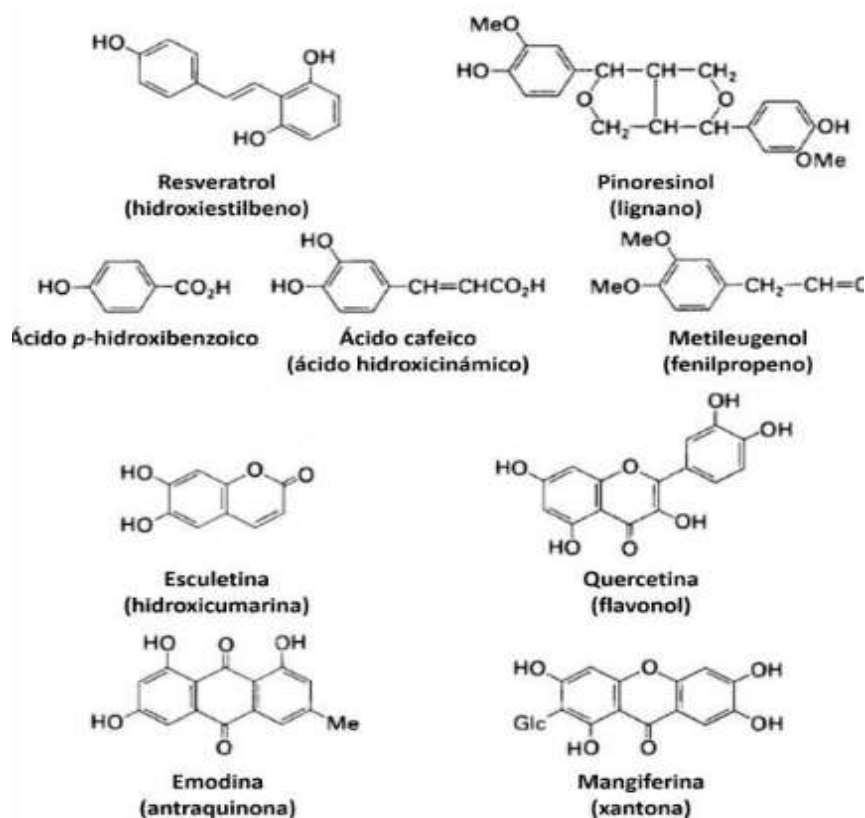
Vía shikimato y fenilalanina



Nota:(Corimayhua Silva, A.; Silva Paz, 2017)

Figura 4

Estructuras de compuestos fenólicos



Nota:

Tabla 4

Compuestos fenólicos en plantas

Nº de átomos de carbono	Esqueleto básico	Clase
6	C ₆	Fenoles simples, benzoquinonas
7	C ₆ -C ₁	ácidos fenólicos
8	C ₆ -C ₂	Acetofenonas, ácidos fenilacéticos
9	C ₆ -C ₃	Ácidos hidroxicinámicos, fenilpropenos, cumarinas
10	C ₆ -C ₄	Naftoquinonas
13	C ₆ -C ₁ -C ₆	Xantonas
14	C ₆ -C ₂ -C ₆	Estibenos, antraquinonas

15	$C_6-C_3-C_6$	Flavonoides, bioflavonoides
18	$(C_6-C_3)_2$	Lignanos, neolignanos
30	$(C_6-C_3-C_6)_2$	Biflavonoides

3.2.2. Suelo

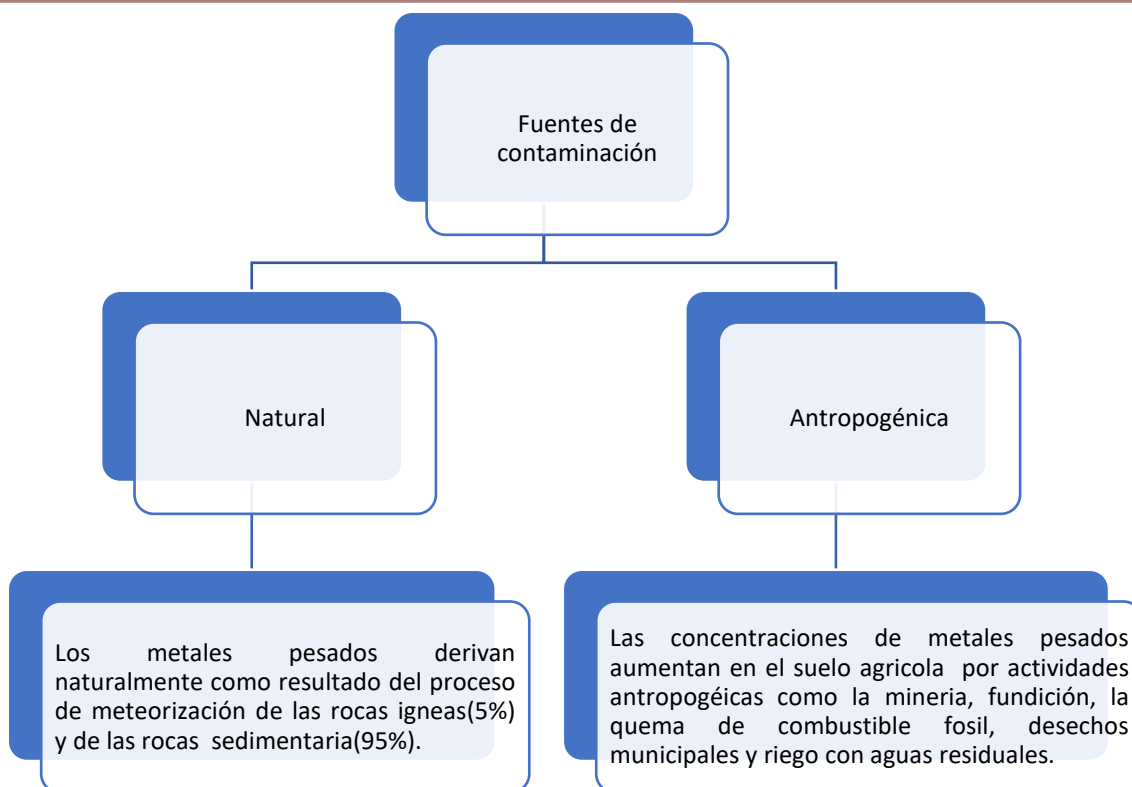
El suelo es valorado como un recurso fundamental (García et al., 2012) Tiene componentes orgánicos e inorgánicos, y sus propiedades físicas y químicas hacen que se descomponga en partículas cada vez más pequeñas con densidades y tamaños variables (Hooda, 2010). El suelo es una mezcla compleja de sólidos, líquidos y gases que se forma a medida que la materia cambia de un estado a otro con el paso del tiempo, y se caracteriza por la existencia de diferentes capas (Volke et al., 2005). Los horizontes del suelo también son denominados perfiles y se caracterizan por tener diferentes propiedades físicas (color, textura, estructura, espesor) y químicas (Jaramillo, 2002).

3.2.2.1. Contaminantes del suelo

Un gran problema con Así es como los metales pesados terminan contaminando el suelo contaminantes tienden a permanecer durante mucho tiempo y son nocivos (Uchimiya et al., 2020). Se ha informado de que el zinc, el plomo, el níquel, el arsénico, el mercurio, el cobre, el cadmio y el cromo contaminan alrededor de 20 millones de hectáreas de tierra (Liu et al., 2018). Independientemente del nivel de contaminación, la ATSDR Mansoor et al. (2021) afirman que todas las formas de vida se ven gravemente afectadas por el mercurio (Hg), el plomo (Pb), el cadmio (Cd) y el arsénico (As). Tanto las fuentes naturales como las antropogénicas (causadas por los seres humanos) pueden provocar contaminación, como se analizará más adelante en la figura 5.

Figura 5

Fuentes de contaminación



2.2.2.2. Contaminación del suelo por plomo

2.2.2.3. El plomo es un metal de color gris azulado que tiene una estructura cúbica con cuatro átomos por celda unidad, una longitud de 4,9389 nm y una configuración centrada en las caras. Es en los estados de oxidación +2 y +4 donde este elemento forma cuatro compuestos distintos. Cualquier molécula que contenga Pb^{4+} se considera un enlace covalente, pero la mayoría de los compuestos que contienen Pb^{2+} son iones polares.(Porrás & Martínez, 2019).

La contaminación del suelo por iones de plomo tiene un efecto grave sobre las plantas, la fauna, los seres humanos y demás organismos vivos incluso en bajas concentraciones. Debido a su papel en la degradación medioambiental, este metal pesado ha ganado notoriedad. Por eso es tan conocido ambiental al combinarse con otros elementos para formar diferentes

minerales y es ampliamente utilizado. La concentración estándar de plomo que se produce de forma natural en los suelos agrícolas superficiales oscila entre 7 y 20 ppm, con un promedio de 10 partes por millón. Los suelos con niveles de plomo superiores a este rango son principalmente el resultado de la contaminación por plomo y, según la Organización Mundial de la Salud, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos y el Departamento de Gestión Ambiental de Indiana han establecido estándares para los niveles de plomo en la tierra de los jardines; el nivel máximo de plomo es de 400 partes por millón. Debido a la grave amenaza mencionada anteriormente, se ha intensificado el interés de la investigación en el desarrollo de un método más eficaz para eliminar el plomo metálico del suelo agrícola.

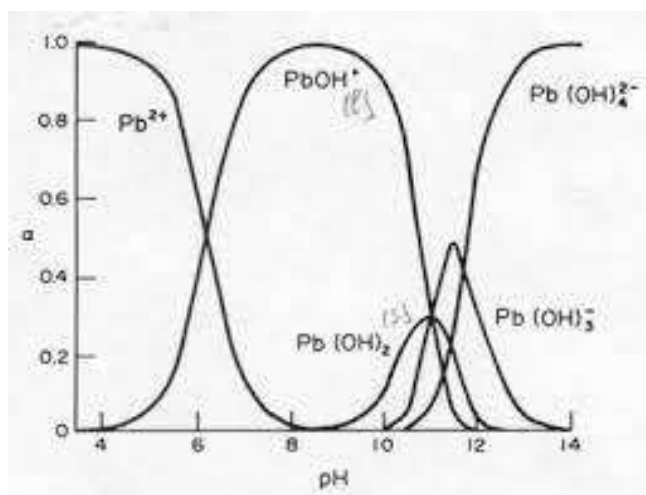
Toxicología ambiental del plomo

La contaminación por plomo en la atmósfera deriva de la industria de hierro y acero, procesos de fundición y combustión de la gasolina con aditivos antidetonantes. Además de sus formas neutras e ionizadas, el plomo existe como elemento libre en una amplia gama de complejos. El uso de sales de plomo para elaborar soluciones provoca su disociación, dejando atrás iones solvatados como $[\text{Pb}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$. En estas soluciones pueden formarse iones complejos como $[\text{Pb}(\text{OH})]^+$, $[\text{Pb}(\text{OH})_3]^-$, y $[\text{Pb}(\text{OH})_4]^{2-}$ cuando se modifica el pH con una base o un ácido, y también puede formarse y precipitarse $\text{Pb}(\text{OH})_2$ (Porrás y Martínez, 2019). Hay una serie de variables que afectan a la estabilidad de estas formas iónicas en solución y a la probabilidad de precipitación de los hidróxidos correspondientes. Entre ellas se encuentran la constante de equilibrio termodinámico de la especie, el producto de solubilidad y el pH de la solución. La figura 6 muestra la especiación del plomo. Es evidente que el Pb^{2+} es el catión más abundante en la solución entre 2 y 6, mientras que tanto el Pb^{2+} como el PbOH^+ están presentes entre 6 y 8. Además, el $\text{Pb}(\text{OH})_2$ está disponible en forma insoluble en niveles de pH que oscilan entre 8 y 12, donde compite con formas solubles como el PbOH^+ y el $\text{Pb}(\text{OH})_3$. El

hecho de que haya una cantidad sustancial de plomo desleído en un amplio rango de pH es una prueba de que es único entre los metales pesados.

Figura 6

Especiación del plomo



2.2.3. Bioadsorción

2.2.4. La bioadsorción, a diferencia de la bioacumulación, se dice como la concentración de metales en materiales de origen biológico. Dado que la bioadsorción puede actuar como biosorbente tanto en el estado vivo como en el muerto de la biomasa, se trata de una solución biosorbente versátil. (Dronnet et al., 1997). Los mecanismos de adsorción implica la complejación, coordinación, quelación, intercambio iónico, adsorción y microprecipitación (Volesky & Holan, 1995).

La superficie de un sólido se convierte en un adsorbente cuando un gas o líquido, denominado adsorbato, se traslada a ella. Este proceso se conoce como adsorción superficial, en la interfaz entre dos sólidos (Vizcaíno et al., 2017; Arias et al., 2009), quedando retenidas en estas.

Las sustancias (adsorbatos), como moléculas, partículas o iones, se unen físicamente a la superficie de otro material (el adsorbente) para facilitar su eliminación. La existencia de las fuerzas de van der Waals permite que esta retención logre su objetivo. El adsorbato se refiere

a la sustancia adsorbida, mientras que el adsorbente o sustrato describe el material utilizado para su adsorción. La naturaleza del causa de adhesión viene definida por la fuerza del contacto.(Sivaraj et al., 2001).

Se tiene adsorbentes de diversa naturaleza donde destacan los polímeros derivados de la lignina, azúcares simples, hemicelulosa, proteínas, lípidos y almidón con diversos grupos funcionales, siendo estos últimos los que juegan un rol primordial en la adsorción de metales pesados, ya que pueden formar complejos y quelatos con iones de metales pesados o pueden intercambiar iones de hidrógeno con metales pesados peligrosos disueltos en el medio acuoso o donar un par de electrones para unir estos iones metálicos(Bayuo et al., 2022).

El procedimiento de adsorción, se puede explicar en cuatro pasos(Tejada Tovar et al., 2016):

- **Primero**, periodo del proceso de difusión, el metal pasa de su fase líquida a la película que rodea al adsorbente;
- **Segundo**, Como proceso que se desplaza sobre una película líquida y hacia un adsorbente, son fundamentales consideraciones tales como el coeficiente de transferencia de masa total y la resistencia de la película al proceso;
- **Tercero**, El metal se desplaza a través del adsorbente por difusión, ya sea dentro del líquido intraparticular o entre diferentes sitios dentro del adsorbente,
- **Cuarto**, Por fin, ayuda en el proceso de adsorción, ya sea físico o químico. En ese momento, el metal y los sitios activos del adsorbente entran en interacción.

En general la adsorción es un proceso donde se involucran los siguientes mecanismos: transporte de la impureza desde el fluido hasta la superficie del adsorbente (también denominado «difusión masiva») y adsorción de la impureza por la superficie del adsorbente. (difusión en el film), transporte del contaminante desde la superficie del adsorbente al interior de los poros, incluía la adsorción del contaminante en sitios activos de la superficie mediante

intercambio iónico, complejación y/o quelación; también conocida como difusión por poros y difusión entre partículas (Crini & Badot, 2008).

2.2.4.1. Porcentaje de Adsorción

Una forma de expresar la cantidad de adsorbato inmovilizado es como porcentaje de adsorción (ecuación 1), que es la fracción de adsorbato eliminada por el gradiente de concentración entre los estados inicial y final (Meza, 2017).

$$\% \text{ Adsorción} = \frac{C_o - C_f}{C_o} \times 100$$

Donde

C_o = Concentración inicial

C_e = concentración en equilibrio del adsorbato mg. L⁻¹

La eliminación completa de metales pesados de las aguas residuales está ahora al alcance de la mano gracias a la adsorción, un método práctico, ello se puede realizar transfiriendo los metales pesados a una superficie sólida donde se pueden unir química o físicamente mediante adsorción a través de la superficie del adsorbente (Abiodun et al., 2023).

2.2.4.2. Adsorbentes

Los adsorbentes deben tener una alta porosidad y una gran superficie que entre en contacto con determinados sitios de adsorción. Para eliminar los contaminantes, lo mejor es utilizar adsorbentes con una superficie suficientemente grande, ya que esto reduce la duración del procedimiento (Valladares-Cisneros et al., 2017).

2.2.4.2.1. Tipos de adsorbentes

Adsorbentes convencionales.- Dado que la mayor parte del adsorbato está compuesto por carbón activado, alúmina activada, arenas tratadas y zeolitas, este método permite que estos materiales formen enlaces intermoleculares débiles con él. (Memon & Memon, 2015).

Adsorbentes no convencionales.-También llamados bioadsorbentes o adsorbentes verdes, estos derivan de materiales residuales de la agroindustria: fruta, residuos vegetales y plantas(Valladares-Cisneros et al., 2017). Diversas investigaciones utilizaron residuos de coco, plátano, paja de arroz entre otros(Sivaraj et al., 2001), se detalla el modelo de una clasificación de adsorbentes no convencionales(Sharma et al., 2011):

a.-Biomasa viva y no viva (microorganismos)

En biología, la biomasa se describe a todo el cuerpo orgánico generada por los organismos vivos. De especial interés son las algas pardas, que, según Sala et al. (2010), se cree que poseen una gran capacidad de adhesión de metales pesados puesto a su abundante contenido en polisacáridos. Las bacterias y otros seres vivos tienen muchas posibilidades de retener metales pesados puesto a la presente polímeros extracelulares que favorecen la movilidad de los metales (Sala et al., 2010). Los hongos fibrosos, especialmente los pertenecientes al orden Mucorales, son eficaces adsorbentes de iones de metales pesados.(Sala et al., 2010).

b.-Residuos agroindustriales

Los residuos agroindustriales son aquellos derivados de procesos productivos, dentro de ellos tenemos, los residuos de frutas y hortalizas que se determinan por su alto contenidos de lignina, celulosa, hemicelulosa, proteínas, azúcares y lípidos cuya estructura química presenta grupos funcionales de alcoholes, aldehídos, carboxilatos, fenoles, cetonas y éteres cuya función es la de intercambiar iones(Carvajal Florez & Marulanda, 2020).

2.2.4.3 Tipos de Adsorción

A.-Adsorción física o fisisorción

Las fuerzas de atracciones débiles, como las fuerzas de Van der Waals, unen las moléculas mediante un método descrito por Valladares-Cisneros et al. (2017), en lugar del intercambio o la transferencia de electrones. Las interacciones entre el adsorbato y el

adsorbente en este proceso se caracterizan por ser de corto alcance, siendo denominadas fuerzas gravitacionales o fenómenos de sedimentación(Arias et al., 2009).

B.-Adsorción química o quimisorción

Cuando se forma un enlace iónico o covalente entre un adsorbato y la superficie de un material, se produce este fenómeno: la longitud del enlace y la energía de atracción entre las dos sustancias se acercan a cero (Meza, 2017). Este mecanismo de intercambio iónico con atracciones electrostáticas, es el proceso de adsorción más frecuente, en el que el pH juega un rol muy importantes que afecta la adsorciones. Se ha de tener en cuenta que la quimisorción es un tipo de adsorción fuerte, en el que no se cambia moléculas pero si electrones y es considerado como el principal mecanismo de adsorción(Crini & Badot, 2008).

2.2.4.4. Factores que afectan los procesos de adsorción

A.-Tamaño

El tamaño de partículas del adsorbentes es otro aspecto a considerar en los procesos de adsorción ya que a mayor superficie de contacto mayor será la interacción entre eladsorbente y el adsorbato, ello es confirmado por Porras & Martinez (2019) reducir el tamaño de las partículas mejora la capacidad de adsorción en equilibrio, pero quién lo ha dicho La masa de las partículas es inversamente proporcional al cuadrado de la superficie efectiva de las mismas. de adsorbato que puede adsorberse cuando se tiene en cuenta únicamente el volumen de la partícula. Por este motivo, una superficie mayor se asociará con una partícula más grande, independientemente del tamaño de esta.

B.-Adsorbato y Adsorbente

Las propiedades químicas y físicas incluyen, entre otras, la polaridad, el volumen molecular, la composición, la solubilidad y la concentración del adsorbato (Leiva, 2007). Al aumentar la concentración del adsorbente, aumenta el número de sitios activos, lo que incrementa el porcentaje de eliminación del adsorbato. El resultado es una cantidad

considerable de adsorbato residual hasta que se alcanza el equilibrio, ya que la relación cación/biosorbente es mayor a concentraciones más bajas de adsorbente. Por otro lado, con una mayor concentración de adsorbente, más moléculas de adsorbato se unen a los sitios activos. La capacidad de adsorción aumenta debido a la diferencia en la concentración de metal, mientras que la eficiencia de eliminación disminuye a medida que aumenta la concentración de adsorbato. (Rodriguez,2019).

C.-pH

Un aspecto que influye en el funcionamiento del procesos de adsorciones es el nivel de saturación de iones del adsorbato. Según Leiva (2007), el grado de ionización puede verse afectado por el pH del medio que contiene el adsorbato. La velocidad de sorción en la superficie del sorbente depende del nivel de pH, una propiedad del sorbente. Los aniones y cationes son adsorbentes en diferentes grados dependiendo del pH de la solución acuosa. Ambas situaciones se benefician de este procedimiento, aunque su impacto es diferente (Attallah et al., 2013). A niveles bajos de pH, los iones H^+ compiten con los iones metálicos por los sitios de intercambio del adsorbente. Sin embargo, cuando el pH aumenta, la concentraciones de iones H_3O^+ disminuye y la mayoría de los sitios de la superficie del adsorbente son formas disociadas. (Vega et al.,2006).

D.-Temperatura

Cuando las temperaturas aumentan, el proceso de adsorción cambia. Como consecuencia, la adsorción se reduce, ya que las moléculas adsorbidas tienen mayor energía. De este modo, aumenta la probabilidad de que se liberen de la superficies del adsorbente (Leiva, 2007). El nivel de temperatura eficas para las operaciones de adsorción es de 25 a 50 °C, y las investigaciones han demostrado que la adsorción de iones metálicos aumenta al aumentar la temperatura (Dundar et al., 2008).

E.-Tiempo de contacto

Es importante destacar que los procedimientos de adsorción se ven afectados por el hecho de que la nivel de metal eliminado aumenta con el límite de contacto, hasta el umbral de saturación del adsorbente, más allá del cual la eliminación disminuye (Vizcaíno et al., 2017).

Dado que existe un número finito de sitios de adsorción activos en la superficie de un adsorbente, la capacidad de adsorción es proporcional a la duración del contacto entre un adsorbato y el adsorbente. (Gupta et al., 2020). La velocidad de adsorción disminuye como resultado del agotamiento de los sitios, y la difusión toma el control del proceso. Una vez que las velocidades de adsorción y desorción son iguales, no se produce más adsorción; esto se conoce como equilibrio (Gobi et al., 2011).

F.-Presencia de otros iones.

Cuando hay iones adicionales presentes durante el proceso de adsorción y la saturación del material adsorbido son directamente opuestos entre sí. Los productos químicos que contienen fósforo se conocen como fosfatos, los iones de azufre, los carbonatos, los fluoruros, los silicatos y otros entran en esta categoría (Vizcaíno et al., 2017).

G.- Naturaleza de los biosorbentes.

Las células microbianas, ya sean libres o inmovilizadas, pueden formar biopelículas capaces de absorber metales. Los tratamientos químicos ácidos o alcalinos pueden aumentar la capacidad de biosorción, lo que a su vez puede alterar la absorción de metales (Dodbiba et al., 2015). Eliminar los metales pesados utilizando uno de los diversos biomateriales. Los grupos funcionales, como la acetamida, el amino, la amida, el sulfhidrilo, el sulfato y el carboxilo, son fundamentales para los procesos de biosorción de estos diferentes biomateriales. Estos tienen la capacidad de precipitar metales pesados de las soluciones mediante procesos como el intercambio iónico, la biosorción, la complejación con bioadsorbentes y las interacciones e intercambios iónicos, así como mediante la formación de complejos entre cationes metálicos y ligandos incorporados a las estructuras de biopolímeros (Anawar, 2015).

H.- Concentración inicial

La cantidad de metal que puede pasar del estado sólido al líquido depende de la concentración inicial de metales. La biomasa tiene una correlación directa con la concentración de metales, lo que significa que puede absorber más metal a medida que aumentan las concentraciones. El objetivo aquí es lograr la máxima eliminación con concentraciones mínimas de metal (Dodbiba et al., 2015).

2.2.4.4. Capacidad de Adsorción

El límite de sorción (q_e) es la cantidad de metal que puede retener un adsorbente; se ve afectada tanto por el pH de la solución como por las constantes ácidas y básicas del adsorbente en su punto isoeléctrico (Ale et al., 2015). Esta eliminación en equilibrio del adsorbato en relación con el consumo en equilibrio del adsorbente se denomina capacidad de adsorción (q_e). (Ecuación 2), a continuación se presenta la ecuación.

$$q_e = \frac{C_o - C_e}{m} V \quad \text{ec. 2}$$

Donde:

q_e = Capacidad de adsorción mg.g^{-1}

V = Volumen de la solución (L)

C_o = Concentración inicial (mg.L^{-1})

C_{eq} = Concentración residual en el equilibrio (mg.L^{-1})

m = masa del biosorvente (g)

El proceso de adsorción se ve afectado por varios factores, como la estructura del adsorbente, las características físicas y químicas del soluto y del adsorbente, la temperatura y el pH, entre muchos otros. En consecuencia, la cinética de la adsorción se predice utilizando un gran número de ecuaciones de velocidad. El modelo de la extensión por poros, el proceso de control de transferencia de masa de pseudoorden, el modelo de pseudoprimer orden y el

modelo de pseudossegundo orden son ejemplos de ecuaciones que pueden aclarar los métodos de sorción química y física (Sebastián et al., 2018).

Al ser este un fenómeno de superficie, el límite de un adsorber para retener un adsorbato es directamente proporcional a su superficie. Para Singh et al,(2015), estos procesos poseen alta eficiencia de eliminación y son de fácil operar, siempre y cuando se lecciones correctamente los materiales utilizados para este fin como: carbón activado, óxido de hierro, y arcilla(Martínez et al., 2018).

2.2.5. Cinética de Adsorción

Hay una relación de proporción directa con la superficie de una sustancia adsorbida y su capacidad para retener agua, además de conocer los mecanismos de adsorción y la asociación de modelos teóricos con el comportamiento experimental(Beatriz et al., 2022).

La cinética de adsorción nos permite determinar los mecanismos más probables por los que los iones metálicos se adsorbe en la superficie del biadsorbente o, dicho de otro modo, podemos identificar la dinámica de adsorción (Lavado Meza et al., 2020). Sus datos también nos ayudan a determinar la rapidez con la que el adsorbente capta el adsorbato y el tiempo que tarda en alcanzar el equilibrio. Los marcos matemáticos que se utilizan con mayor frecuencia para representar los procesos de adsorción en fase líquida son los modelos de difusión intraparticular, los modelos de pseudo-primer orden y los modelos de pseudo-segundo orden (Murillo, Yesid S., Giraldo & , Moreno, 2011).

El proceso de adsorción consta de tres fases. El primer paso consiste en trasladar el adsorbato a la superficies del adsorber. Tras el primer paso, el adsorbato se transporta a los sitios de sorción mediante difusión interna. El proceso de adsorción tiene lugar en la tercera fase.. Existen varios modelos que describen la velocidad de adsorción y se basan en cuál de los pasos anteriormente descritos es el que limita la velocidad, algunos suponen que la sorción es la etapa limitante, mientras que otros suponen que la difusión lo es. Los modelos que se han

empleado son la difusión intraparticular y la difusión pseudo de primer y pseudo segundo orden, las cuales se detallan a continuación:

A.-Modelo de Pseudo Primer Orden

Según Pinzón et al. (2009), el modelo de adsorción de Lagergren (1898) se basa en la idea de que el material adsorbente asigna un sitio a cada ion metálico. Según Sun-Kou (2009) y R. Saravanan (2015), la adsorción se produce cuando existe una diferencia en las concentraciones del adsorbato en la solución y en la superficie del adsorbente. Este modelo se utiliza para describir las primeras etapas de la cinética de adsorción de metales, suponiendo que la adsorción ocurre mediante difusión a través de la interfaz, menciona también que la fisisorción (sorci3n por fuerzas intermoleculares) es el principal mecanismo involucrado en este modelo (Kumkum & Kumar, 2024).

El modelo dado por Lagergren est3 representado por la siguiente ecuaci3n 3:

$$\frac{dq_t}{dt} = k_1 (q_e - q_t) \quad \text{Ec 3}$$

Donde:

q_t : Capacidad de adsorción en un tiempo t (mg/g)

q_e : Capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g) t : Tiempo (min)

k_1 : Constante de velocidad de equilibrio (Pseudo primer orden) (min^{-1})

Integrando la ecuaci3n 3 con respecto a las condiciones de contorno para $q_t = 0$ a $t = 0$ y

$q_t = q_t$ a $t = t$, se obtiene:

$$q_t = q_e (1 - e^{-k_1 t}) \quad \text{Ec 4}$$

El valor de k_1 se obtiene en la siguiente ecuaci3n despejada:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - k_1 t \quad \text{Ec. 5}$$

B.-Modelo de Pseudo Segundo Orden

Según el modelo, es de suponer que la capacidad de adsorción en equilibrio del adsorbente es más importante que la concentración del adsorbato. Además se cree que el adsorbato se adsorbe en dos sitios activos del adsorbente. Esto significaría que lo que limita la velocidad de adsorción es la disponibilidad de sitios de adsorción en la superficie del adsorbente, y no la concentración del adsorbato en la solución. (Kumkum y Kumar, 2024). La adsorción podría caracterizarse como quimisorción si el coeficiente de correlación del modelo es cercano a uno, tal y como afirman Figueroa et al. (2008). El modelo que propusieron Ho y McKay puede representarse mediante esta ecuación: (Murillo, Yesid S., Giraldo & , Moreno, 2011):

$$\frac{dq_t}{dt} = k_2 (q_e - q_t)^2 \quad \text{Ec 6}$$

Donde:

q_t : Capacidad de adsorción en un tiempo t (mg/g)

q_e : Capacidad de adsorción en equilibrio (mg/g)

t : Tiempo (min)

k_2 : Constante de cinética de Pseudo Segundo orden (g/mg. min)

$h = k_2 q_e^2$: Velocidad inicial de adsorción (mg/g. min)

Integrando la ecuación 4 con respecto a las condiciones de contorno para $q_t = 0$ a $t = 0$ y $q_t = q_e$ a $t = t$, se obtiene:

$$q_t = \frac{t}{\frac{1}{k_2 q_e^2} + \frac{t}{q_e}} \quad \text{Ec. 7}$$

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{q_e} t + \frac{1}{k_2 q_e^2} \quad \text{Ec.8}$$

2.2.6. Isotermas de Adsorción

Son un método para describir las interacciones entre los contaminantes y los materiales absorbentes, son fundamentales para optimizar el uso de adsorbentes (Crini & Badot, 2008).

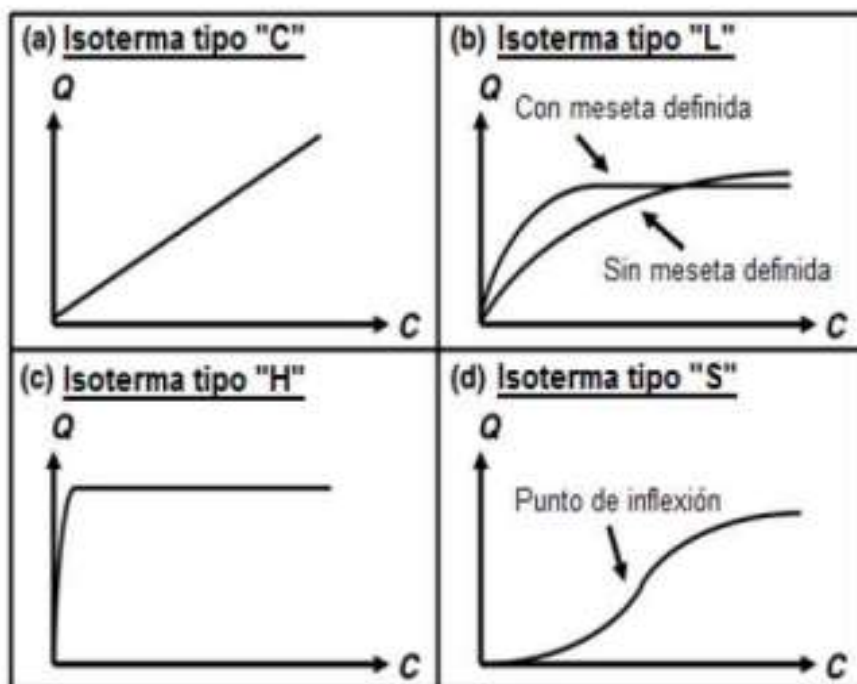
Es una función matemática que tiene en cuenta variables como el pH, la masa del adsorbente, cuánto tiempo dura el contacto y otras variables que ayudan a explicar cómo se comportan las fases (sólido-líquido) mientras sus temperaturas son constantes y se encuentran en equilibrio. Una vez alcanzado el equilibrio, la cantidad de adsorbato en la solución es directamente proporcional a la cantidad de adsorbato que se ha añadido, y el tiempo de contacto entre las dos fases es lo suficientemente largo como para distribuir el adsorbato de manera uniforme por toda la superficie del sólido adsorbente.

Decimos que se ha producido adsorción se alcanza cuando la cantidad de adsorbato en el adsorbente es igual a la cantidad que se ha desorbido. El uso de isotermas de adsorción, que reflejan la concentración del adsorbato en la fase líquida, puede demostrar esta condición de equilibrio. El análisis de la distribución de las moléculas de adsorbato entre la fase líquida y el adsorbente puede proporcionar la posición de equilibrio en el proceso de adsorción (Crini y Badot, 2008).

A temperatura constante, una forma de determinar el comportamiento de fase en un sistema sólido-líquido con adsorbatos es encontrar la conexión entre la capacidad de adsorción en equilibrio (q_e) y la concentración de soluto que queda en la solución en equilibrio (C_e). Los tipos de isotermas de adsorción C, L, H y S son las cuatro categorías propuestas. por Giles et al. (1974) las cuales se diferencian por su comportamiento inicial y se muestran en la figura 7.

Figura 7

Modelos de isotermas de adsorción para un sistema sólido-líquido



Nota: Modelos de isothermas para un sistema de adsorción donde se observa la forma de linealización de la recta del tipo C, L, H y S. (Limousin, 2007).

TIPO C: El hecho de que la línea recta sea lineal significa que la concentración del adsorbato en la solución no tiene ningún efecto sobre la capacidad de adsorción en equilibrio, que es constante. Es una característica de los sistemas no competitivos.

TIPO L: Dado que se inclina hacia el eje de concentración del soluto, la isoterma de Langmuir recibe este nombre por su aspecto cóncavo. Esto podría considerarse como una adsorción compleja a altas concentraciones, lo que indicaría que el sólido se está saturando gradualmente, ya que hay menos sitios activos disponibles (Crini y Badot, 2008). Cuando se trata de eliminar los colorantes del agua mediante adsorción, esta clase es particularmente común, y se caracteriza por una región inicial, que es cóncava al eje de concentración. La presencia de estructuras de tipo L es una prueba más de que el disolvente y el adsorbato no compiten ferozmente por los sitios de adsorción.

En la Figura 7 Dado que una de las curvas alcanza una meseta y la otra no, podemos deducir que el sólido tiene una capacidad de adsorción ilimitada; sin embargo, ambas curvas son claramente visibles.

Tipo H: Los adsorbatos tienen una gran afinidad por los materiales que absorben, como se puede observar en la pronunciada pendiente inicial de la curva. Una característica distintiva de este producto químico es su importante capacidad de adsorción a bajas concentraciones de adsorbato.

Tipo S: La cooperación en la adsorción se produce cuando dos o más procesos combinadas, forman una curva convexa que contiene un punto de inflexión. Cabe esperar una correlación directa entre la concentración del adsorbato y la velocidad de adsorción.

En el sistema solido-liquido, existen modelos de isothermas donde se hace uso de un solo parámetro, tales como:

a.-Isotherma de Langmuir

Las fuerzas de adsorción química en sólidos pueden describirse utilizando representado por el modelo de isoterma de Langmuir. Solo puede funcionar si la superficie de adsorción es uniforme y estable en todo momento. El modelo incluye una serie de supuestos: hay un número finito de lugares específicos donde puede producirse la adsorción (Kumkum y Kumar, 2024), y cada uno de esos puntos solo puede contener una molécula del adsorbato. Además, los niveles de energía en cada uno de esos puntos son constantes y las moléculas adsorbidas no interactúan entre sí, ni siquiera en sitios adyacentes (Ng et al., 2003).

El modelo profundiza en el proceso de adsorción y en la capacidad de adsorción del adsorbente (Kumkum y Kumar, 2024). Las atracciones físicas, incluidas las fuerzas electrostáticas o de van der Waals, mantienen las moléculas adsorbidas en su lugar, lo que provoca que se forme

una monocapa homogénea en la superficie del adsorbente (Figuerola et al., 2008). La ecuación 9 muestra el modelo de Langmuir en su forma linealizada.

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{q_m K_L} + \frac{C_e}{q_m} \quad \text{Ec. 9}$$

Donde:

q_e = Capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/g)

C_e = Concentración del adsorbato en la solución en el equilibrio (mg/L);

q_m = la capacidad de adsorción de la monocapa (mg/g)

K_L = Constante de la isoterma de Langmuir (L/mg).

Se tiene que q_m y K_L , son constantes calculados a partir del intercepto y la pendiente de la gráfica: $\frac{C_e}{q_e}$ Vs C_e . La isoterma de Langmuir es expresada también por un parámetro de equilibrio adimensional llamado factor de separación (R_L), con el cual se describe si la naturaleza de la adsorción es favorable o desfavorable, así:

Favorable si $0 < R_L < 1$

No favorable, si $R_L > 1$

Lineal $R_L = 1$,

Irreversible $R_L = 0$.

El valor de R_L se obtiene a partir de la siguiente ecuación:

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L C_o} \quad \text{Ec.10}$$

Donde:

C_o = Concentración inicial de la solución (mg. L⁻¹)

K_L = Constante de Langmuir.

b.- Isoterma de Freundlich

Este modelo tiene en cuenta tanto la heterogeneidad de la superficie del adsorbente como el desarrollo multicapa que se produce en dicha superficie, considerando que en los sitios de adsorción existe enlaces fuertes entre el adsorbato y adsorbente (Kumkum & Kumar, 2024). Suponiendo diferentes fuerzas de unión, el modelo predice que los diferentes sitios de unión se ocuparían a diferentes velocidades, con una fuerza de unión decreciente a medida que aumenta la ocupación del sitio de adsorción (Figuroa et al., 2008). Según Ng et al. (2003), este hallazgo da credibilidad a la idea de que los sitios de unión más fuertes se llenan primero y que la fuerza de la unión disminuye a medida que aumenta la ocupación del sitio. La ecuación se presenta a continuación en su versión linealizada para una explicación más completa:

$$\text{Log } q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e \quad \text{Ec. 11}$$

Dónde:

q_e = Capacidad de adsorción en el equilibrio (mg/ g)

C_e =Concentración de soluto en la solución en el equilibrio (mg/L)

K_f = Constante de Freundlich (mg/L); K_f y $1/n$ en el equilibrio y están relacionadas a la capacidad e intensidad de la adsorción, respectivamente. Ambos valores son calculados del intercepto y la pendiente de la gráfica $\log q_e$ vs. $\log C_e$.

CAPITULO III

METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. Lugar de estudio

La investigación será realizada en las instalaciones de la Universidad Nacional del Altiplano.

3.2. Enfoque de la investigación

La presente investigación muestra un enfoque cuantitativo, ya que busca resolver problemas y/o producir conocimiento.

3.3. Métodos aplicados a la investigación

La investigación utiliza el método lógico-deductivo, que se basa en conectar ciertos juicios y aplica reglas básicas a situaciones particulares.

3.4. Tipo de Investigación

El tipo de investigación es aplicada debido a que se fundamenta y analiza el fenómeno de adsorción como solución a los problemas de contaminación por Pb en una muestra de suelo.

3.5. Nivel de Investigación

El estudio será descriptivo por que recogerá información de manera independiente de las variables en estudio (Sampieri et al., 2006), tal es el caso de la determinación de polifenoles en la muestra de biomasa de quinua y explicativo por que buscara explicar la causa de la variable independiente (causa) y su asociación con la variable dependiente (efecto) (Paytan Montañez, 2021).

3.6. Diseño de la investigación

El diseño experimental manipula las variables independientes en este caso pH y temperatura, con el fin de comprobar cómo afecta a la variable dependiente, que es la cantidad de plomo que absorbe el suelo que aún contiene biomasa de quinua. Debido al carácter instantáneo de la recopilación de datos, podemos decir que la temporalidad es transversal. (Paytan Montañez, 2021).

El diseño factorial a aplicar será el 2^k con dos factores pH y temperatura, considerando dos niveles en cada uno. El diseño consiste de $2 \times 2 = 4$ tratamientos con una replica cada uno. La de los niveles de cada factor (A,B) se representa mediante la tabla de signos que se muestra en la tabla 5.

Tabla 5

Diseño de Experimentos

Factor	Niveles		Unidades
	bajo	alto	
pH	4	6	-
Temperatura	15	45	°C

3.7. Población y muestra

3.7.1. Población

La población fue constituida por una muestra de suelo contaminado sintéticamente preparada a partir de la sal de nitrato de plomo.

3.7.2. Muestra

Las muestra estarán conformadas por disoluciones sucesivas de concentración 2,4,60,80,10,120 y 140 mg/g de iones plomo.

3.8. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

3.8.1. Técnicas de investigación

La técnica que se empleará será por medio de la observación, siendo esta, una forma indispensable para recolectar los datos cuantitativos en la evaluación del porcentaje de adsorción del Pb.

3.8.2. Instrumento

Los instrumentos de recolección de datos se tomarán de acuerdo a los objetivos planteados.

- Estándares de Calidad Ambiental para suelo, aprobado por el D.S. N°011- 2017-MINAM.
- Guía para el muestreo de suelos D.S. N°002-2013-MINAM

3.8.3. Metodología

3.8.3.1. Materiales

Probetas de 100 mL, crisoles de 50 mL, matraces Erlenmeyer de 500 mL, vasos de precipitado de 500 mL, pipetas de 5 y 10 mL, fioles de 250 mL, luna de reloj, mortero, espátulas, papel filtro Whatman 42, soportes universales, embudos, tamices eléctricos, varilla, Termómetro de mercurio, tubos de ensayo, soporte universal.

3.8.3.2. Equipos

Tamizador eléctrico, estufa, cronómetro, Una placa eléctrica, un agitador magnético de 250 rpm, una centrífuga de 7000 rpm y una balanza electrónica con una precisión de 0,01 g, potenciómetro, cámara fotográfica, pH metro, espectroscopio de emisión atómica con plasma inductivamente acoplado.

3.8.3.3. Reactivos

Los reactivos utilizados fueron: Ácido clorhídrico (37%), ácido nítrico (70%), Agua destilada y hidróxido de sodio al 40%, además de nitrato de plomo a una concentración de 20 mg/L.

3.8.4. Procedimiento

Determinación de polifenoles en la biomasa residual de quinua para su uso como biosorbente de plomo(II).

En las orillas del lago Titicaca, recolectamos tallos y hojas de quinua en la región de Capachica. En esta zona no hay contaminación. Tras limpiarlos con agua destilada específica para este fin, los dejamos secar durante veinticuatro horas en un horno a sesenta grados centígrados. A continuación, trituraron las muestras con un mortero de porcelana hasta obtener un tamaño de partícula uniforme de 200 milímetros. Posteriormente, las partículas trituradas y envasadas se dejaron a temperatura ambiente hasta que se enviaron al laboratorio para ser caracterizadas mediante el procedimiento de Folin-Ciocalteu.

Cuantificación de polifenoles por el método de Folin-Ciocalteu

La técnica de Folin-Ciocalteu cuantifica los polifenoles mediante la oxidación de las sustancias polifenólicas a fenolatos en un medio alcalino; esta reacción también puede producir un complejo colorido de molibdeno-tungsteno(Luisetti et al., 2020).La técnica se describe a continuación:

- Las concentraciones de ácido gálico utilizadas para generar la curva de calibración fueron 1, 3, 5, 8 y 10 ppm.
- Se preparó la solución con 0,4 ml de extracto de hoja de quinua, 4 ml de agua destilada, 0,4 ml de reactivo de Folin-Ciocalteu y 2 ml de solución saturada de carbonato sódico.
- Después de mezclar los ingredientes, se dejaron reposar durante dos horas con la luz apagada. Transcurrido ese tiempo, se midió la absorbancia a una longitud de onda de 765 nanómetros utilizando un espectrofotómetro
- Para reflejar los resultados de las pruebas de compuestos fenólicos, se dividieron 100 gramos de quinua en 100 equivalentes de ácido gálico.

Determinación del efecto del pH y temperatura en el porcentaje de adsorción de plomo(II) con la biomasa de residuos de quinua.

Preparación de solución madre de plomo

El procedimiento para la determinación de la adsorción de plomo en el suelo fue el desarrollado por Chamorro & Sánchez Andica(2013),el cual consistió en lo siguiente:

Después de pesar la tierra, se colocaron dos miligramos de tierra no contaminada en un vaso de precipitados de 250 ml. Se añadieron 100 ml de una solución de nitrato de plomo ($Pb(NO_3)_2$) con una concentración de 20 partes por millón, junto con 0,5 gramos de biomasa de quinua sobrante. Antes de esto, se utilizaron soluciones de HCl y NaOH con una molaridad de 0,01 para obtener soluciones con un pH de 4 y 6, respectivamente. De acuerdo con el diseño experimental, las temperaturas de tratamiento se fijaron simultáneamente en 15 °C y 45 °C, tal y como se indica en la tabla 6. A una velocidad constante de 170 revoluciones por minuto (rpm) y durante treinta minutos, todos los tratamientos se mezclaron continuamente.

Una vez transcurridos los treinta minutos de agitación, los materiales se centrifugaron y se filtraron con papel Whatman. Tras transferir el líquido que se había depositado en la parte superior a botellas de vidrio, la combinación se trató posteriormente con HNO_3 , un conservante. Las muestras se etiquetaron y se almacenaron a 4 °C hasta que se transportaron a laboratorios que pueden medir los niveles de plomo mediante espectroscopia de absorción atómica.

El porcentaje de adsorción de plomo se estableció en base a la diferencia de concentración en la solución antes y después de la sorción, según el balance de masa que se muestra en la siguiente ecuación:

$$\% \text{Adsorción} = \frac{C_o - C_e}{C_o} \times 100$$

Donde

C_o = Concentración inicial de metal (mg/L)

C_e = Concentración de equilibrio en el tiempo t (mg/L)V

Tabla 6

Diseño experimental 2²

A:p H	B: Temperatura	A	B	x1	x2	Ce		% Ads.
						R1	R2	
4	15	-	-	-1	-1			
6	15	+	-	1	-1			
4	45	-	+	-1	1			
6	45	+	+	1	1			

Evaluación de la cinética de adsorción del plomo(II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados

Cinética de adsorción

Para establecer la cinética del proceso de adsorción, mezcle 10 gramos de suelo y 2,5 gramos de biomasa de quinua con 1,5 mililitros de una solución que contenga 20 partes por millón de nitrato de plomo ($Pb(NO_3)_2$). La combinación se mezcló a 170 rpm utilizando las temperaturas y los niveles de pH óptimos que se habían determinado por medios empíricos. Se extrajo un volumen de 50 mililitros de solución a intervalos de 40, 60, 80, 100, 120, 45 y 160 minutos después de comenzar la agitación.

El filtrado de la respuesta con papel Whatman se realizó en cada intervalo de tiempo. Posteriormente, se utilizó el método de absorción atómica para determinar el contenido de plomo (II) después de colocar 50 ml de la solución en tubos Falcon que también contenían 0,3 ml de ácido nítrico HNO_3 (68 %).

La capacidad de adsorción se evalúa mediante el uso de modelos cinéticos de primer y segundo orden que tienen en cuenta las concentraciones finales en diferentes intervalos de tiempo.

Tabla 7*Parámetros para cinética*

Tiempo (minutos)	Co (mg/L)	Ce (mg/L)	Qe mg/g	% adsorción
40	20			
60	20			
80	20			
100	20			
120	20			
140	20			
160	20			

Isotermas de Adsorción

Lozano et al. (1997) En pocas palabras, una isoterma de adsorción es una relación entre la cantidad de un soluto en una solución en equilibrio y la cantidad que adsorbe una fase sólida. Este estudio utilizó las isotermas de adsorción para determinar las cantidades relativas de plomo (II) en estado sólido y líquido, lo que resultó útil para su investigación. Para ello, se combinaron dos gramos de suelo y medio gramo de biomasa de quinua con diversas concentraciones de soluciones sintéticas de $Pb(NO_3)_2$ (20, 40, 60, 80 y 100 ppm). Siguiendo las directrices experimentales derivadas de la cinética de adsorción, todos los tratamientos se sometieron a agitación a una velocidad de 170 rpm. Además, los tratamientos se mezclaron a la temperatura y los niveles de pH óptimos, que también se establecieron mediante pruebas.

El fijador se pasó por un filtro de papel Whatman una vez transcurrido el tiempo de contacto especificado. A continuación, se añadieron 0,3 ml de ácido nítrico (HNO_3) a 50 ml de la solución filtrada, que luego se conservó en tubos Falcon. Finalmente, se determinó el contenido de plomo (II).

Calculo de las isotermas de adsorción

Con los resultados del límite de adsorción(q_e),se evaluara las isotermas de Langmuir y Freundlinch; los cuales permitieron conocer si los procesos son o no favorables.

Tabla 8*Parámetros para determinar isotermas*

N° EXP.	Co de pb en ppm	Ce ppm	qe	logce	log qe
1	20				
2	40				
3	60				
4	80				
5	100				

3.9. Procedimiento de tratamiento de datos

El procesamiento de los resultados se realizó aplicando estadística descriptiva mediante el software SPSS, el cual permitió presentar el análisis y la interpretación de las interacciones (Gutierrez & Salazar, 2008). Además se hizo un análisis de varianza ANOVA.

Tabla 9*Análisis de varianza para el modelo ANOVA*

FV	SC	GL	CM	Fo	Valor-p
A	SC _A	1	CM _A	CM _A /CM _E	P(F>Fo)
B	SC _B	1	CM _B	CM _B /CM _E	P(F>Fo)
AB	SC _{AB}	1	CM _{AB}	CM _{AB} /CM _E	P(F>Fo)
Error	SC _E	4(n-1)	CM _E		
Total	SC _T	n ² -1			

3.10.-Diseño de contrastación de la hipótesis

a) El p H influyen en la adsorción de plomo (II).

Hipótesis de investigación:

Ho: El p H no influyen en la adsorción de plomo (II).

H1: El p H influyen en la adsorción de plomo (II).



Hipótesis estadística:

Ho: No existen diferencias significativas entre los tratamientos.

H1: Por lo menos un tratamiento es diferente a las demás.

Significancia: $\alpha = 0.05$

b) La temperatura influyen en la adsorción de plomo (II).

Hipótesis de investigación:

Ho: La temperatura no influyen en la adsorción de plomo (II).

H1: La temperatura influyen en la adsorción de plomo (II).

Hipótesis estadística:

Ho: No existen diferencias significativas entre los tratamientos.

H1: Por lo menos un tratamiento es diferente a las demás.

Significancia: $\alpha = 0.05$

CAPITULO IV

RESULTADOS Y DISCUCION

4.1. Determinación de polifenoles en la biomasa residual de quinua para su uso como biosorbente de plomo(II).

Las cortezas son económicas, abundantes y contienen compuestos polifenólicos (denominados genéricamente taninos) Según Vázquez et al. (2002), en determinadas condiciones de temperatura y pH, pueden absorber grandes cantidades de cationes metálicos de las soluciones. En consecuencia, el presente estudio aprovechó los agregados polifenólicos actuales en la biomasa residual de la quinua, que tenía una concentración de 55,44 mg/100 ml de muestra según el método de polifenoles totales, expresados como ácido tánico mediante el método espectrofotométrico de Folin Ciocalteau. Estudios anteriores indicaban una concentración total de polifenoles mucho menor, como 10,55 mg y 10,72 mg de ácido tánico, respectivamente (Campos-Rodríguez et al., 2022). Sin embargo, los resultados actuales contradicen esto. Según Dehonor-Gómez et al. (2003), los fitoquímicos son compuestos fenólicos compuestos tanto por fenoles simples como por polifenoles complejos. En el segundo grupo, encontrarán estructuras que son anillos aromáticos acoplados a grupos carboxilo e hidroxilo. El grupo hidroxilo que contienen los fenoles les permite unirse a iones metálicos y neutralizarlos, lo que los convierte en útiles quelantes de metales. El resultado de este mecanismo es una disminución de la translocación de iones metálicos a la superficie. Otro lugar

donde se pueden encontrar estas sustancias químicas en las plantas es en sus raíces, entre otros lugares, frutas, verduras y flores de las plantas (Ateşşahin et al., 2023).

La quinua contiene compuestos fenólicos dentro de los que destacan los ácidos fenólicos, flavonoides y taninos (Valencia et al., 2017). Su importancia radica en que la biomasa de la quinua puede actuar en la adsorción de metales pesados, porque este pseudocereal posee efecto antioxidante atribuible a los compuestos fenólicos que estos contienen, los mismos que poseen carga negativa lo que los hace buenos adsorbentes de metales pesados mediante atracciones electrostáticas y mecanismos de intercambio iónico (Bacelo et al., 2016).

2.- Determinación del efecto del pH y temperatura en el porcentaje de adsorción de plomo(II) con la biomasa de residuos de quinua.

La figura 10 A continuación se muestran los resultados del porcentaje de adsorción de plomo en suelos que fueron envenenados intencionalmente bajo condiciones reguladas de pH y temperatura. Aunque los porcentajes de adsorción fueron del 97,0 % a temperaturas de 45 °C y pH de 6, respectivamente, los valores de ambos parámetros utilizados en este estudio no parecen tener un impacto significativo en la adsorción de plomo en los suelos.

Tabla 10

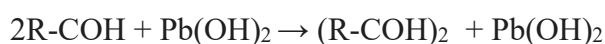
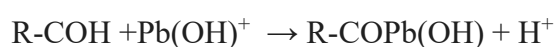
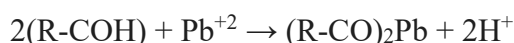
Resultados de la concentración en el equilibrio

pH	T°	Ce			Co mg/kg	Ce mg/g	% Ads
		R1 mg/Kg	R2 mg/Kg	R3 mg/kg			
4	15	0.56	0.55	0.55		0.55	97.23
6	15	0.51	0.52	0.51		0.51	97.43
4	45	0.17	0.59	0.59		0.45	97.74
6	45	0.40	0.58	0.59	20	0.53	97.37

Chand y Pakade (2013) predijeron resultados similares, y los resultados coinciden con sus expectativas. Demostraron que la pulpa de manzana presentaba una adsorción considerable de Pb^{+2} a un pH de 4. A diferencia de otros metales, descubrieron que son los polifenoles los que eliminan los iones Pb^{+2} . Esto se debe a que los iones de plomo tienen una alta analogía de unión por los polifenoles, lo que hace que el método de adsorción superficial sea más eficaz para eliminarlos. La adsorción del plomo en el agua también fue estudiada por Vizcaíno Mendoza y Fuentes Molina (2017), quienes descubrieron que el 96 % de la adsorción se producía a un pH de 5,5. Destacaron el hecho de que el importe de sitios de biosorción en la superficie del adsorbente sólido y el área de contacto con el adsorbente sólido están fuertemente correlacionados con el porcentaje de adsorción. En cuanto al pH, sostuvieron que los grupos funcionales se cargaban negativamente después de sufrir desprotonación en las cantidades indicadas. Esto explica por qué los iones de plomo cargados positivamente son tan atractivos. En conclusión, demostraron que la acidez del medio afecta significativamente al porcentaje de adsorción, siendo el rango óptimo de cinco a seis.

Lo que sugieren estos datos es que los compuestos fenólicos pueden servir como trampa para los iones de metal pesado. Esto se debe a que los iones de metales pesados son fuertemente atraídos por los grupos hidroxilo que componen su composición química. En relación con esto, estarían las sustancias químicas polifenólicas detectadas en la biomasa de la quinua según el método Folin Calceuteu. Las sustancias fenólicas que incluyen grupos hidroxilo facilitan la adsorción de plomo (Pb) en las superficies de la biomasa. Esto se debe a que el plomo experimenta una atracción electrostática por estas funciones, que tienen carga negativa. Todo comienza con las cualidades donantes de electrones del oxígeno, que están presentes en los grupos fenólicos y carboxílicos de las especies vegetales. Los iones de plomo, por ejemplo, pueden formar enlaces con los grupos hidroxilo, que pueden donar pares de electrones a los iones metálicos. Este método daría lugar a la producción de cuatro compuestos de coordinación

y a la posterior liberación de iones de hidrógeno en la solución. Es necesario tener en cuenta el pH de la solución, ya que es una variable importante en este proceso. Un pH bajo provoca esto porque los iones H^+ y Pb^{+2} compiten por los mismos sitios de intercambio. Se produce una liberación parcial de iones de plomo a valores de pH muy bajos. Por otro lado, un aumento del pH, se depositan más iones metálicos. A continuación puede ver los procesos relevantes.(Shukla et al., 2002):



De manera similar, Chauhan y Sankararamakrishnan (2008) descubrieron que la adsorción era más eficaz a un pH de 4 y que no se observaban cambios apreciables en la adsorción al acrecentar el pH. En 2011, Fernández Villaló, Carmenaty Cascaret, Lamela Calzado y Pérez Silva llegaron a una conclusión similar mientras estudiaban la adsorción de Pb^{+2} con quitosano. El autor especula que el equilibrio actual con los iones metálico y los iones H^+ podría ser el responsable de este descubrimiento.

Badawi et al.,(2017) Según los informes, en todo el rango de pH de 1 a 3, los biosorbentes muestran una eficacia de adsorción de Pb deficiente, lo que pone de relieve la importancia del pH en el proceso de adsorción.. Esto se debe a que los sitios activos protonados de los biosorbentes tienen interacciones algo débiles con las cargas positivas de los iones metálicos (Srivastava y Majumder, 2008). Sin embargo, a niveles de pH más altos, la desprotonación de los sitios activos de los biosorbentes se hace evidente, lo que lleva a un acrecentamiento de la capacidad de adsorción. Como resultado del aumento de la desprotonación, los biosorbentes son capaces de adsorber más iones metálicos, lo que mejora la eficiencia de la adsorción.

El aumento constante del pH en el medio provoca que los iones metálicos sufran una transición hacia especies con carga negativa. Como resultado, se potencian los complejos de coordinación entre los sitios activos desprotonados (-OH) de los biosorbentes y los iones metálicos hidratados y con carga negativa del medio. Las interacciones químicas débiles entre los iones metálicos y los biosorbentes dan lugar a la formación de complejos de colaboración gracias al intercambio de cargas negativas entre especies de iones metálicos y los electrones individuales que poseen los grupos funcionales (Dehonor-Gómez et al., 2003).

Efecto del pH

Afectaría en gran medida (97 %) a la adsorción entre 4 y 6 en la escala de pH. Todos los resultados que presentaron Okafor et al. (2012) coinciden con estos. Según Okafor et al. (2012), se observó una alta adsorción a un pH = 4. Esto se debió a que el aumento del pH redujo el efecto competitivo de los iones H_3O^+ , lo que a su vez aumentó la superficies del adsorbentes y facilitó la adsorción de los iones Pb en los sitios de adsorción debido a la carga positiva del metal. Debido a su carga positiva, el metal tiene un impacto menos antagónico sobre el adsorbente. Según esta teoría, se formarían quelatos cuando los iones metálicos, incluidos el plomo, el cobre, el cadmio, el cobalto, el zinc y otros, intercambian iones con los grupos hidroxilo de las sustancias polifenólicas (Vázquez et al., 2002). Según la investigación de Kumkum y Kumar (2024), Una vez que el oxígeno está presente en la superficie del adsorbente, el proceso de adsorción se acelera. Mediante el uso de la espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier, o FTIR por sus siglas en inglés, se puede determinar si el oxígeno está presente en forma de grupos carboxilo o hidroxilo. Dichos grupos facilitan la formación de complejos superficiales de plomo al proporcionar sitios de unión con carga negativa en la superficie (II)(Uchimiya et al., 2020;Mohan et al., 2007).

Un estudio realizado por Krishnan et al. (2003) descubrió que al aumentar el pH de una solución a 5 se incrementa la adsorción de metales por parte del carbón activado. Esto se

descubrió durante su estudio, que también incluyó la creación de un método de adsorción de metales utilizando carbón activado. Se produciría una atracción electrostática creciente entre las dos sustancias, ya que las superficies del adsorbente estarían cargadas negativamente y el metal, en sus formas Pb^{+2} y $Pb(OH)_2$, estaría cargado favorablemente

En cuanto al efecto del pH, la adsorción fue más eficaz entre 4 y 6, con una tasa del 97 %. En consonancia con estos hallazgos, Okafor et al. (2012) también descubrieron una adsorción significativa a un pH de 4, atribuyendo el aumento del pH a una reducción de la acción competitiva de los iones H_3O^+ . Dado que la carga positiva del metal disminuyó la fuerza repulsiva entre el adsorbente y el metal, esto provocó un aumento de la superficie del adsorbente, lo que a su vez facilitó la adsorción de los iones Pb en las superficies de adsorción.

Así mismo Abed & Belattar,(2022) Como parámetro, el pH influye en la ionización de la superficie del adsorbente de los grupos funcionales y en la especiación de los iones metálicos. Esta observación destaca la importancia del pH en su estudio de los procesos de adsorción. Descubrió que el biosorbente tiene su mayor capacidad de adsorción a un pH de seis, lo que equivale a 18,89 mg/g. A partir de este punto, la capacidad de adsorción comenzó a disminuir a medida que aumentaban los valores de pH. Este pico se observó entre 2 y 5 pH. Dado que los niveles de pH ácidos compiten con los cationes de fósforo, sostengo que hay más protones en los niveles de pH ácidos; esto era cierto, por ejemplo, cuando el pH era 6, y disminuía a medida que los valores de pH aumentaban más allá de este punto. Según su argumento, la concentración de protones disminuye y los grupos funcionales superficiales de los biosorbentes se cargan negativamente cuando el pH aumenta, un aumento en la concentración de protones a valores de pH ácidos sugiere que estos iones compiten por los sitios de adsorción con los cationes Pb^{+2} . Eso mejora la capacidad de adsorción del biosorbente al crear una atracción entre los cationes metálicos y este último. Además, explica por qué la carga positiva del Pb^{+2} mejora su adsorción en el rango de pH de 2 a 6, y por qué su concentración desciende drásticamente a niveles de pH

más altos. Esto ocurre cuando el Pb^{+2} se precipita como $Pb(OH)_2$ a partir de $Pb_3(OH)_4^{2-}$ y $Pb(OH)_2$ e iones hidróxido (OH^-).

Al respecto Badawi et al.,(2017) Su argumento principal era que la adsorción era ineficaz a un pH igual a uno. Además, señaló que el proceso de adsorción mejoraba de forma constante al aumentar los niveles de pH. Según él, se produjo un aumento en la tasa de adsorción de iones metálicos como resultado de la desprotonación de los sitios activos de los bioadsorbentes. Sin embargo, independientemente del caso, el aumento del pH del medio, los iones metálicos presentes en él sufren una transformación gradual en especies de iones metálicos con carga negativa. Esta modificación aumenta el grado en que los iones metálicos hidratados con carga negativa presentes en el medio forman complejos de coordinación con los sitios activos desprotonados de los biosorbentes.

También utilizando biocarbón, Kumkum y Kumar (2024) Se demostró que la adsorción de iones de plomo (II) se produce como consecuencia de la interacción electrostática entre la superficie del biocarbón con carga negativa y los iones de plomo (II) con carga positiva. Es razonable suponer que la presencia de fuerzas electrostáticas entre la superficie y los iones es lo que provoca la adsorción. La carga de la solución, el pH, la fuerza iónica y el tamaño de los iones influyen en la intensidad de estas fuerzas. Dado que la liberación de iones de hidrógeno (iones H^+) provoca una caída del pH, observaron que la superficie del biocarbón adquiere una carga negativa. En consecuencia, mejora la capacidad de la superficie para adsorber el ion $Pb(II)$. El aumento del pH hace que el biocarbono acumule iones de hidrógeno, lo que lo carga positivamente y repele el Pb cargado positivamente.

Efecto de la temperatura

Según la tabla 10, el porcentaje de adsorciones es del 97 % tanto a la temperaturas más baja como a la más alta. Según Badawi et al. (2017), la temperatura afecta a varias etapas del proceso de adsorción de iones $Pb(II)$; nuestros resultados corroboran sus conclusiones. Según

Gode y Pehlivan (2005), El aumento de la temperatura, por ejemplo, acelera el proceso de difusión de los iones metálicos desde la masa de la solución hacia la masa del biosorbente. Dado que la ionización de los grupos funcionales aumenta con el aumento de la temperatura, la actividad de los grupos funcionales en términos de adsorción de la solución aumenta simultáneamente. (Ren et al., 2008). Esto tiene un efecto en el desarrollo de complejos biosorbentes con metales, que se ve reforzado a temperaturas más altas.

Análisis de datos

Se utilizó un diseño experimental con dos componentes y dos niveles para cada uno con el fin de evaluar los efectos de los parámetro de pH y temperaturas. Los niveles de pH fueron 4 y 6, y los niveles de temperatura fueron 15 °C y 45 °C, respectivamente. Cada tratamiento se llevó a cabo tres veces. La variable dependiente de este estudio fue el porcentaje de adsorción. El modelo aplicado para determinar la respuesta en la interacción de los parámetros fue la siguiente:

$$Y_{\{ijk\}} = \mu + A_i + B_j + (AB)_{\{ij\}} + \varepsilon_{\{ijk\}}$$

Donde:

$Y_{\{ijk\}}$ = Respuesta Observada

μ = Media General

A_i = Efecto del PH

B_j = Efecto de la Temperatura

$(AB)_{\{ij\}}$ = Interacción entre pH y Temperatura

$\varepsilon_{\{ijk\}}$ = Error aleatorio

Tabla 11*Análisis de Varianza*

F.V.	Suma de cuadrados (SSE)	GL	Valor F	p-valor
C(pH)	0.00083333	1	0.04741584	0.83307393
C(Temperatura)	0.00653333	1	0.37174016	0.55897234
C(pH):C(Temperatura)	0.00963333	1	0.54812707	0.48024569
Residual	0.1406	8		

La tabla 10 muestra los resultados de un análisis de varianza realizado sobre los datos obtenidos para determinar en qué medida el pH y la temperatura afectan al porcentaje de adsorción de plomo con residuos de biomasa de quinua. Según los resultados, el pH no afecta al porcentaje de adsorción en las condiciones estudiadas (pH 4 y 6), ya que el valor p de 0,833 muestra que no tiene un impacto estadísticamente significativo. La temperatura tampoco afectó significativamente a la adsorción en los valores evaluados (tanto 15 °C como 45 °C), con un valor p de 0,559. El hecho de que el valor p de la interacción entre el pH y la temperatura sea 0,480 significa que las dos variables no interactúan de manera significativa; es decir, el efecto de una variable no depende del nivel de la otra variable dentro del rango evaluado.

Implicaciones científicas y experimentales

Aunque en teoría tanto el pH como la temperatura son variables críticas en procesos de adsorción, en este estudio en particular, con los niveles seleccionados y bajo las condiciones experimentales utilizadas, no se observaron diferencias estadísticamente significativas.

Esto no invalida la hipótesis general del estudio, pero sí sugiere que sería necesario ampliar el rango de pH y temperatura, o mejorar la precisión experimental para detectar efectos más sutiles.

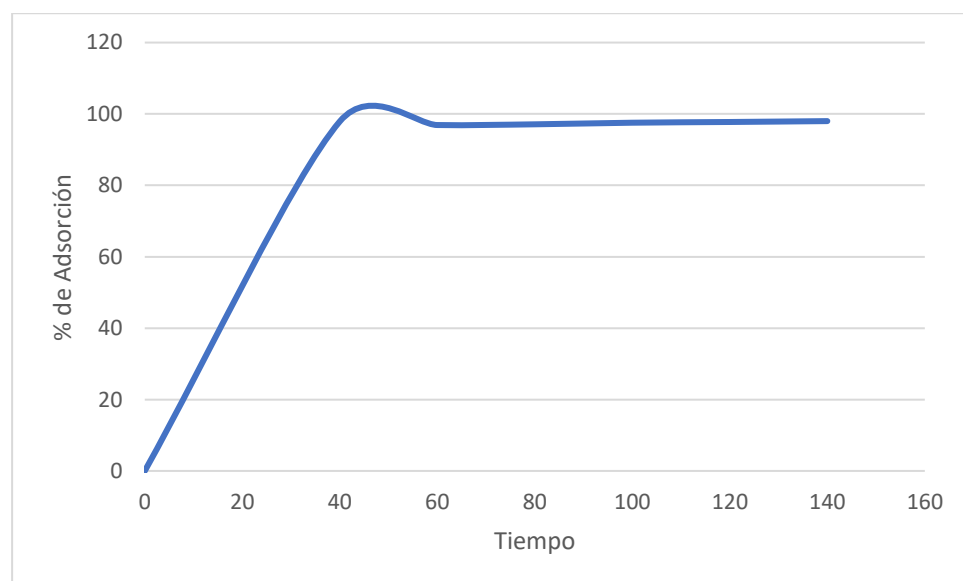
También podría significar que la biomasa residual de quinua tiene una capacidad de adsorción relativamente estable dentro del rango de condiciones evaluadas, lo que puede ser positivo desde el punto de vista de aplicabilidad en ambientes variables.

3.- Evaluación de la cinética de adsorción del plomo (II) con biomasa residual de quinua en suelos contaminados

Se estudió la cinética de adsorción midiendo la capacidad de adsorción en varios intervalos de tiempo con una concentración de 20 mg/L y un pH de 4, respectivamente. En matraces aforados de 250 mL, las pruebas se llevaron a cabo durante 30 minutos con una dosis de 0,1 g. Para cuantificarlo, observamos cómo cambiaba el porcentaje de adsorción con el tiempo (Figura 7). Alrededor de los cuarenta minutos, el porcentaje de adsorción alcanzó su máximo. A partir de ese momento, el porcentaje de adsorción desciende ligeramente, pero se mantiene igual hasta el final de la primera media hora. Según esto, el mayor potencial de adsorción se da en los primeros cuarenta minutos

Figura 8

Grafica Porcentaje de adsorción vs tiempo



En función del tiempo de contacto, se evaluó el proceso de adsorción del Pb(II) y se determinó el punto de equilibrio entre la solución y el ion metálico. En los primeros cuarenta minutos, la capacidad de adsorción alcanzó los 19,58 mg/g, según los datos de la tabla 11. A los 140 minutos, era de 19,60 g/mg, pero después se mantuvo estable. Este descubrimiento coincide con el de Bisi y Asoluka (2018), quienes también descubrieron que las tasas máximas de adsorción de Pb se alcanzaban en 45 minutos. Tras este tiempo, se observó que el sistema había alcanzado el equilibrio, lo cual los autores lo relacionaron con los sitios activos de la superficies del bioadsorbentes, de la misma forma lo relacionaron Mahmood et al.,(2018).

Tabla 12

Resultados de las constantes del modelo de pseudo primer y pseudo segundo orden

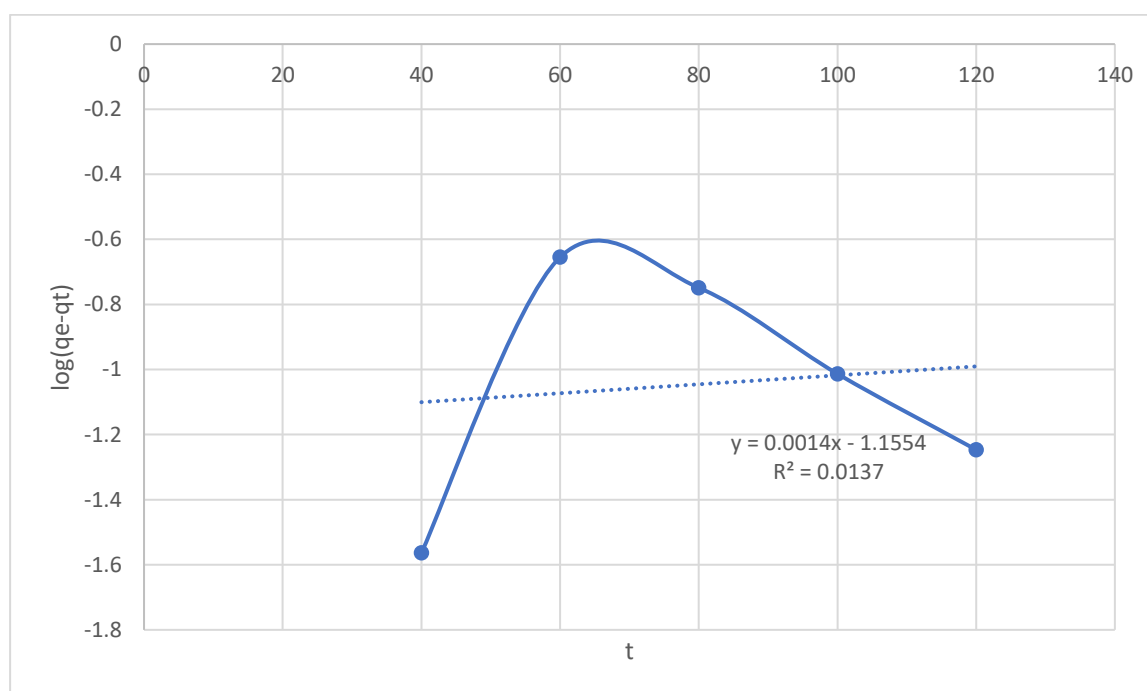
N°	t min	Cf mg/Kg			Ce mg/g	Qe mg/g	Qe-Qt mg/g	Log(Qe-Qt)	t/qt
		R1	R2	R3					
					20	0	0	0	0
1	40	0.424	0.428	0.421	0.42	19.58	0.03	-1.563	2.04
2	60	0.621	0.623	0.611	0.62	19.38	0.22	-0.654	3.10
3	80	0.606	0.552	0.568	0.58	19.42	0.18	-0.749	4.12
4	100	0.491	0.489	0.502	0.49	19.51	0.10	-1.013	5.13
5	120	0.456	0.453	0.452	0.45	19.55	0.06	-1.247	6.14
6	140	0.412	0.39	0.389	0.40	19.60	0	0	

El logaritmo (qe-qt) se calculó utilizando el modelo de pseudo-primer orden para determinar la cinética de adsorciones. Posteriormente, se utilizó la versión lineal de las ecuaciones para calcular el coeficiente de regresión R2, que indica la mejor bondad de ajuste

posible. La figura 8 muestra que los resultados experimentales no coincidían con la ecuación de pseudo-primer orden, como lo demuestra el bajo valor R^2 de 0,0137. Por el contrario, observamos que $Q_{max} = 714,3 \text{ mg/g}$ y que $K_1 = 1,69 \cdot 10^{-6}$. Esta cifra difiere del Q_e proyectado. Siendo este el caso, la frecuencia de ocurrencia del modelo cinético de pseudo-segundo orden se determinó calculando t/q .

Figura 9

Cinética de adsorción de Pseudo primer orden



La figura 9 Los valores de t/q_t se muestran como una línea recta trazada en función de t . Con el fin de obtener la ecuación de la línea, este gráfico se generó linealizando el modelo de pseudo-segundo orden. El uso de esta línea recta para determinar los parámetros cinéticos da como resultado el coeficiente de regresión, abreviado como R^2 , una medida del mejor ajuste

posible del modelo. El alto valor de R^2 , equivalente a 0,99, indica que la ecuación de pseudo-segundo orden proporciona el mejor ajuste para los datos experimentales. Esto proporciona pruebas suficientes para llegar a la conclusión de que el proceso de adsorción tuvo lugar en las dos ubicaciones activas de la biomasa. La adsorción es un subproducto de la quimisorción, según Tejada Tovar et al. (2012), otros que también afirmaron haber modificado sus datos para que se ajustaran al modelo cinético de pseudo-segundo orden. Por el contrario, la mejor capacidad de adsorción calculada, Q_{max} , se aproxima al valor de 0,168 mg/g observado en los experimentos. La adsorción se produjo simultáneamente a un caudal de 0,168 litros/min.

Los resultados coinciden con los del estudio de Lavado Meza et al. (2020). Además, este último grupo descubrió que el modelo de pseudo-segundo orden era el marco más adecuado para sus resultados; este modelo muestra que la disponibilidad de sitios de adsorción es el principal determinante de la biosorción. De manera similar, Mostafapour et al. (2022) descubrieron que el biosorbente derivado del alga *Gracilaria corticata* que se utilizó para eliminar el Pb^{+2} de las aguas residuales se ajustaba al modelo cinético de pseudo-segundo orden. Este modelo es muy adecuado para este fin debido a su elevado coeficiente de regresión y a su reducido coeficiente de error. La biomasa residual (el adsorbente) y el contaminante (el adsorbato) se encuentran muy próximos entre sí en la superficie en una monocapa durante la adsorción química, tal y como afirman Mohan Kumar et al. (2013). (Figuerola et al., 2008).

Según lo que hemos aprendido, los datos experimentales se representan mejor mediante el modelo cinético de segundo orden, de acuerdo con las propiedades cinéticas indicadas en la tabla 12. Con un valor R^2 de 0,999, el coeficiente de correlación es muy cercano a uno, como se puede observar en la tabla 12. Según Mohan Kumar et al. (2013), el proceso de adsorción se puede describir mejor como quimisorción, también denominada adsorción química. En este proceso, una monocapa en la superficie alberga fuertes contactos entre el contaminante (el adsorbato) y la biomasa residual (el adsorbente) (Figuerola et al., 2008). Mostafapour et al.

(2022) también descubrieron que un biosorbente elaborado a partir del alga *Gracilaria corticata*, utilizado para eliminar el Pb^{+2} de las aguas residuales, seguía un modelo cinético de pseudo-segundo orden, lo que también se vio respaldado por los resultados aquí presentados. Este modelo tenía un coeficiente de error más bajo y un coeficiente de regresión más alto.

Figura 10

Grafica linealizada del modelo cinético de Pseudo segundo orden

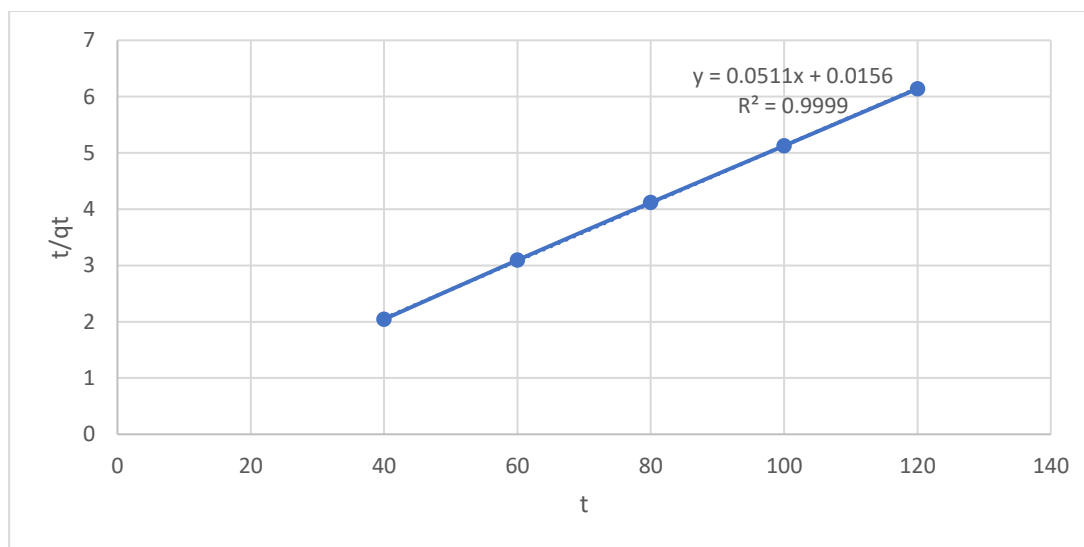


Tabla 13

Parámetros cinéticos de los modelos de pseudo primer y pseudo segundo orden

Parámetros cinéticos

Pseudo primer orden			Pseudo segundo orden		
qe mgg ⁻¹	K ₁ Lm ⁻¹	R ²	qe mgg ⁻¹	K ₂ Lm ⁻¹	R ²
714.3	1.69*10 ⁻⁶	0.0137	19.56	0.168	0.999

Estos resultados dan a entender que el mecanismo de adsorción con biomasa de quinua estaría dándose por quimiosorción. Según Badawi et al. (2017), Para los datos experimentales sobre la adsorción de Pb(II) en el biosorbente fabricado con ácido tánico y biopolímeros tratados con quitosano, el modelo cinético de pseudo-segundo orden es el que mejor se ajusta. Además, se demuestra que la quimisorción es el mecanismo por el que se produce la adsorción, lo que sugiere que los grupos funcionales de los biosorbentes y los iones metálicos establecen interacciones químicas mediante el intercambio de electrones.(Crini & Badot, 2008).

4.-Análisis de datos

Dado el ajuste muy deficiente, Los resultados del análisis de varianza (Tabla 13) demuestran que no hay resultados significativos ($p < 0,05$) de la regresión realizada sobre los datos obtenidos para la cinética de pseudo-primer orden del Pb. Por otro lado, la Tabla 14 muestra los resultados del análisis de varianza realizado sobre los datos cinéticos de pseudo-segundo orden. Los resultados muestran que este modelo para la adsorción de plomo (II) es coherente con la biomasa residual de la quinua, con un alto ajuste de 0,99 y una significación significativa de $p > 0,05$.

Tabla 14

ANVA para el modelo Pseudo Primer Orden

Suma de cuadrados (SC)	GL	Valor F	p-valor	Cuadrado medio
------------------------	----	---------	---------	----------------



Q("t (min)")	0.0074529	1	0.04116139	0.85220742	0.0074529
Residual	0.5431959	3			0.1810653

Tabla 15

ANVA para el modelo Pseudo Segundo Orden

	Suma de cuadrados (SC)	GL	Valor F	p-valor	Cuadrado medio
Q("t (min)")	10.46529	1	30481.4272	4.14E-07	10.46529
Residual	0.00103	3			0.00034333

Isotermas de adsorción

Una forma de predecir la cantidad de Pb(II) que puede adsorberse en superficies bioadsorbentes, como la biomasa de quinua, utiliza un conjunto de ecuaciones matemáticas denominadas «isotermas de adsorción». Además, estos modelos pueden utilizarse para dilucidar la dispersión y la fuerza de la adsorción de iones Pb(II) entre los estados sólido y líquido de un bioadsorbente. con el objetivo de conocer las capacidades de adsorción de los iones Pb(II), la tabla 13 muestra los datos experimentales y calculados importantes. A un pH de cuatro, esto se logró en cuarenta minutos utilizando cantidades de 20, 40, 60, 80, 100 y 120 mg/g de Pb(II).

Tabla 16

Datos experimentales y calculados para predecir las isotermas de adsorción

N°	Co	Cf			Ce mg/Kg	Qe mg/g	Ce/qe	log Ce	Log qe
		R1	R2	R3					
1	20	0.58	0.59	0.49	0.55	19.45	0.028	-0.257	1.289
2	40	1.464	1.5	1.5	1.49	38.51	0.039	0.1726	1.586
3	60	3.22	3.15	3.28	3.22	56.78	0.057	0.5074	1.754
4	80	4.87	4.93	4.67	4.82	75.18	0.064	0.6833	1.876
5	100	5.79	5.75	5.74	5.76	94.24	0.061	0.7604	1.974
6	120	6.69	6.72	6.83	6.75	113.25	0.059	0.8290	2.054

Isotermas de Langmuir

Las isotermas de Langmuir son útiles para comparar la eficiencia de diversos adsorbentes. Postulan que la adsorción se produce en una sola capa en lugares idénticos, comparables y definidos; su gráfico se caracteriza por una meseta con un punto de saturación en equilibrio, lo cual significa que una vez que una molécula se encuentra en un sitio, no se da

más el proceso de adsorción (Anawar, 2015).

Figura 11

Isotermas de Langmuir

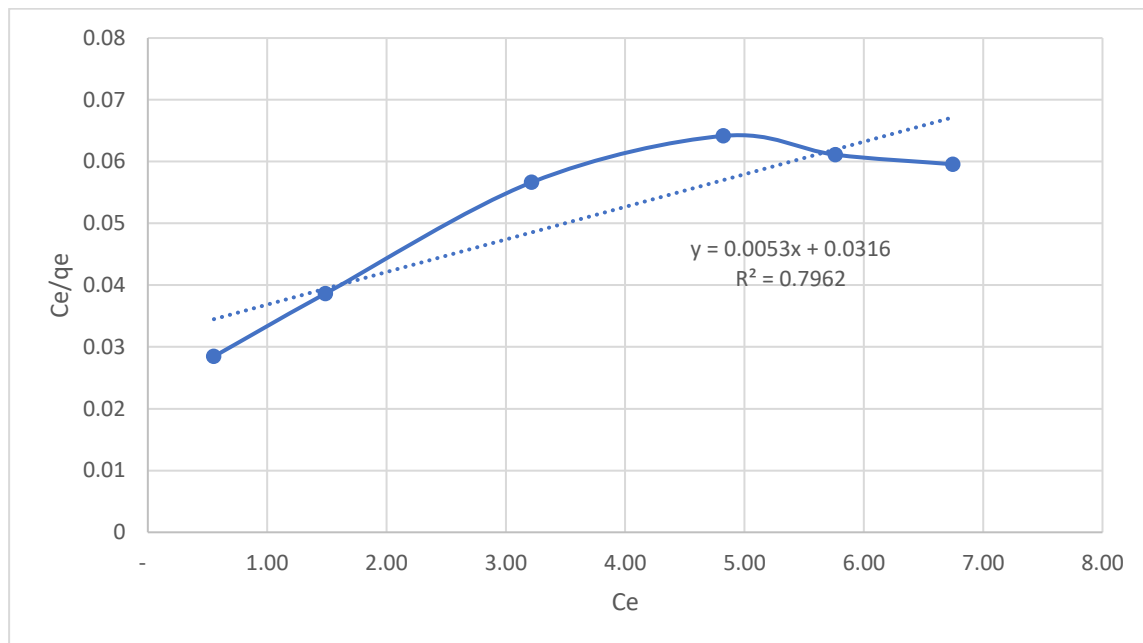


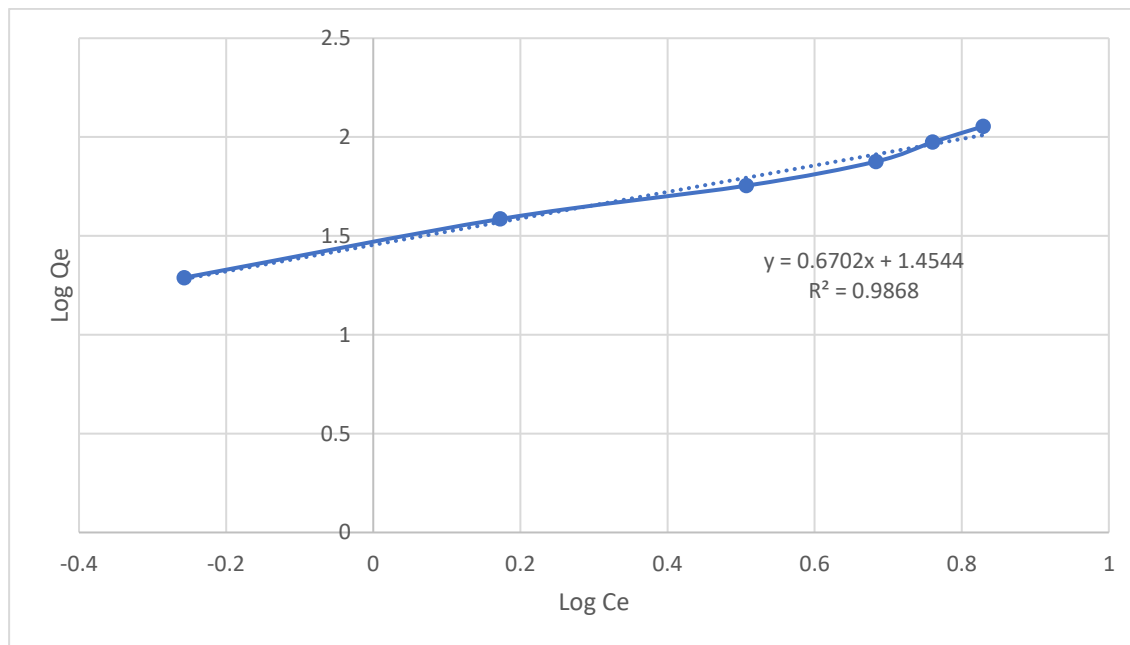
Tabla 17

Parámetros cinéticos de las isotermas de Langmuir

Parámetros de adsorción de Langmuir			
$Q_{\max} \text{ mgg}^{-1}$	R_L	$K_L \text{ Lm}^{-1}$	R^2
188.68	0.105	0.168	0.014

Isotermas de Freundlinch

En gran medida, el modelo de Freundlich explica tanto la no linealidad como la adsorción reversibles. El modelo no solo no se limitan a la alineación de una sola capa, sino que también se aplica a sistemas de adsorción multicapa en los que el calor y la afinidad de adsorción de la superficie no se distribuyen de manera uniforme heterogénea (Njikam & Schiewer, 2012).

Figura 12*Isotermas de Freundlinch*

Las figuras 10 y 11, Con el fin de determinar el equilibrio de adsorción a diversas concentraciones, se construyeron las isotermas de Freundlich y Langmuir utilizando los datos experimentales y computacionales incluidos en la Tabla 14. En condiciones ideales de temperatura y pH, los cálculos se realizaron con concentraciones que oscilaban entre 20 y 160 mg/L. Determinaron los parámetros utilizando fórmulas derivadas de la isoterma de adsorción. Los resultados de las isotermas de Freundlich y Langmuir, respectivamente, mostraron que las capacidades máximas de adsorción de Pb^{+2} en la biomasa de quinua eran de 28,47 y 188,68 miligramos por gramo. Un valor de correlación declarado de $R^2 = 0,9868$ (véase la figura 11) indica que los resultados experimentales obtenidos concuerdan perfectamente con las isotermas de Freundlinch. Además, Langmuir utilizó el parámetro RL para determinar el tipo de adsorción. Según la tabla 14, el parámetro RL tenía un valor de 0,105. Este número se encuentra dentro del rango $0 < RL < 1$, lo que sugiere una respuesta positiva. En cuanto a Freundlich, en la tabla 15 muestra las constantes empíricas K_f y n con la capacidad de adsorción y la intensidad

de adsorción (Figuerola et al., 2008). La constante "n" obtuvo un valor de 1.49 resultando ser mayor a 1, Basándonos en esto, parece que la quimisorción multicapa es probablemente cómo funciona el proceso, y la adsorción es el camino a seguir. Estos resultados concuerdan con los estudios realizados por H. Li et al., (2021), Dobrosz-Gómez et al., (2018) y Arshadi et al., (2014).

Vizcaíno Mendoza y Fuentes Molina (2017) Según los resultados, el modelo de Freundlich fue el que mejor se ajustó a los datos experimentales sobre la capacidad de adsorción de *Eichhornia crassipes* ($R^2 = 0,9854$). Por otra parte, el presente análisis mostró un R^2 de 0,9816. Se alcanzaron capacidades de adsorción máximas de 172,41 y 131,58 mg/g, respectivamente, con un valor de pH de 5,5. Los autores utilizaron el modelo de Langmuir para demostrar que la superficie de los tallos y las hojas de *E. crassipes* es homogénea y contiene un cierto número de sitios activos. A medida que estos sitios activos se ocupan por completo, el proceso de adsorción del plomo se ve obstaculizado por la biomasa de los tallos y las hojas de *E. crassipes*. Más allá de eso, los resultados muestran que las especies metálicas adsorbidas se adhieren físicamente a los sitios activos del adsorbente, y que esta adhesión solo puede formar una monocapa si la cantidad de especies metálicas adsorbidas es menor o igual al número de sitios activos disponibles. Los datos aquí mostrados demuestran que las especies en cuestión pueden ser la clave para resolver el problema de la eliminación del plomo, lo que respalda su afirmación.

Tabla 18*Parámetros Cinéticos de las isothermas de Freundlich*

Parámetros de adsorción de Freundlich	
Kf	n
28.47	1.49

CONCLUSIONES

PRIMERA. Se utilizó la técnica espectrofotométrica de Folin Calteau y los polifenoles totales expresados como ácido gálico para determinar el contenido polifenólico de la biomasa residual de la quinua, que posteriormente se determinó en 55,44 mg/100 ml de muestra.

SEGUNDA. Según la investigación realizada sobre suelos contaminados artificialmente con plomo, los niveles de temperatura y pH no tuvieron un impacto significativo en la cantidad de plomo que podía absorber el suelo (valores $p < 0,05$). Las condiciones controladas incluyeron niveles de pH de 4 y 6, temperaturas de 15 y 45 °C, y un porcentaje de adsorción de plomo del 97,0 % en los suelos contaminados experimentalmente.

SEGUNDA. El alto valor de correlación ($R^2 = 0,999$) Se comparan los resultados del experimento y el modelo cinético de pseudo-segundo orden, lo que respalda aún más esta conclusión. La mayoría de las personas estarían de acuerdo en que la quimisorción es la forma en que se produce la mayor parte de la adsorción. Con un n constante superior a 1, las isothermas de Freundlich mostraron un valor de correlación R^2 de 0,9868 en el marco de las isothermas de adsorción. Dada la hipótesis favorable de que la adsorción, es probable que el proceso continúe mediante quimisorción multicapa.



RECOMENDACIONES

PRIMERA. Se recomienda realizar investigaciones de porcentaje de adsorción con diferentes concentraciones de biomasa de quinua.

SEGUNDA. Se sugiere realizar investigaciones para explorar el foro de la biomasa de la quinua para adsorber elementos adicionales como el mercurio, el arsénico y el cromo.

TERCERA. Se recomienda realizar investigaciones donde se evalúe la capacidad de la planta de quinua para absorber con contaminantes orgánicos.

Valuar la factibilidad de la biomasa adsorbe de quinua en suelos contaminados por la industria minera.

REFERENCIAS

- Abed, L., & Belattar, N. (2022). Polyphenols Content, Chelating Properties and Adsorption Isotherms and Kinetics of Red and Yellow Pomegranate Peels (*Punica granatum* L.) Towards Lead (II). *Polish Journal of Environmental Studies*, 31(6), 5765–5779. <https://doi.org/10.15244/pjoes/152381>
- Abiodun, O. A. O., Oluwaseun, O., Oladayo, O. K., Abayomi, O., George, A. A., Opatola, E., Orah, R. F., Isukuru, E. J., Ede, I. C., Oluwayomi, O. T., Okolie, J. A., & Omotayo, I. A. (2023). Remediation of Heavy Metals Using Biomass-Based Adsorbents: Adsorption Kinetics and Isotherm Models. *Clean Technologies*, 5(3), 934–960. <https://doi.org/10.3390/cleantechnol5030047>
- Agbor, V. B., Cicek, N., Sparling, R., Berlin, A., & Levin, D. B. (2011). Biomass pretreatment: Fundamentals toward application. *Biotechnology Advances*, 29(6), 675–685. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2011.05.005>
- Anawar, H. M. (2015). Sustainable rehabilitation of mining waste and acid mine drainage using geochemistry, mine type, mineralogy, texture, ore extraction and climate knowledge. In *Journal of Environmental Management*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.04.045>
- Arshadi, M., Soleymanzadeh, M., Salvacion, J. W. L., & SalimiVahid, F. (2014). Nanoscale Zero-Valent Iron (NZVI) supported on siniguelas waste for Pb(II) removal from aqueous solution: Kinetics, thermodynamic and mechanism. *Journal of Colloid and Interface Science*, 426, 241–251. <https://doi.org/10.1016/j.jcis.2014.04.014>
- ATEŞŞAHİN, A., TEMAMOĞULLARI, F., ATIŞ, İ., KÖKTEN, K., & TORUN, H. (2023). *Research Topics Agriculture* (P. D. K. KÖKTEN & D. S. ÖZDEMİR (eds.)).
- Bacelo, H. A. M., Santos, S. C. R., & Botelho, C. M. S. (2016). Tannin-based biosorbents for environmental applications - A review. *Chemical Engineering*

Journal, 303, 575–587. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2016.06.044>

- Badawi, M. A., Negm, N. A., Abou Kana, M. T. H., Hefni, H. H., & Abdel Moneem, M. M. (2017). Adsorption of aluminum and lead from wastewater by chitosan-tannic acid modified biopolymers: Isotherms, kinetics, thermodynamics and process mechanism. *International Journal of Biological Macromolecules*, 99, 465–476. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2017.03.003>
- Bayuo, J., Rwiza, M., & Mtei, K. (2022). A comprehensive review on the decontamination of lead(ii) from water and wastewater by low-cost biosorbents. *RSC Advances*, 12(18), 11233–11254. <https://doi.org/10.1039/d2ra00796g>
- Beatriz, A., Aguiar, S., Costa, J. M., Santos, G. E., Patr, G., & Rodriguez, R. P. (2022). *Removal of Metals by Biomass Derived Adsorbent in Its Granular and Powdered Forms : Adsorption Capacity and Kinetics Analysis*. 535–550.
- Bolan, N., Kunhikrishnan, A., Thangarajan, R., Kumpiene, J., Park, J., Makino, T., Kirkham, M. B., & Scheckel, K. (2014). Remediation of heavy metal(loid)s contaminated soils - To mobilize or to immobilize? *Journal of Hazardous Materials*, 266, 141–166. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.12.018>
- Campos-Rodriguez, J., Acosta-Coral, K., & Paucar-Menacho, L. M. (2022). Quinoa (*Chenopodium quinoa*): Nutritional composition and bioactive compounds of grain and leaf, and impact of heat treatment and germination. *Scientia Agropecuaria*, 13(3), 209–220. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2022.019>
- Carvajal Florez, E., & Marulanda, L. F. (2020). Uso de residuos de café como biosorbente para la remoción de metales pesados en aguas residuales. *Ingenierías USBMed*, 11(1), 44–55. <https://doi.org/10.21500/20275846.4477>
- Chairez, S., Trejo, V., Bañuelos, V., Cortes, J., Contreras, C., Noriega, A., & Carranza, J. (2020). *Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Alimentos Compuestos fenólicos y análisis proximal en cuatro variedades de Quinoa (Chenopodium quinoa Willd.)*. *Investigación y Desarrollo en Ciencia y Tecnología de Alimentos*, 5(2003), 21–26.



- Chamorro, A., & Sanchez, R. (2012). *Determinacion de la adsorcion de plomo.pdf*.
- Chand, P., & Pakade, Y. B. (2013). Removal of Pb from water by adsorption on apple pomace: Equilibrium, kinetics, and thermodynamics studies. *Journal of Chemistry*, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/164575>
- Chauhan, D., & Sankararamakrishnan, N. (2008). Highly enhanced adsorption for decontamination of lead ions from battery wastewaters using chitosan functionalized with xanthate. *Bioresource Technology*, 99(18), 9021–9024. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.04.024>
- Corimayhua Silva, A.; Silva Paz, R. (2017). *Optimizacion de los parámetros de extracción de compuestos fenólicos totales de hojas de quinua (Chenopodium quinoa will.) variedad INA 420-Negra Collana*. (Issue dic).
- Crini, G., & Badot, P. M. (2008). Application of chitosan, a natural aminopolysaccharide, for dye removal from aqueous solutions by adsorption processes using batch studies: A review of recent literature. *Progress in Polymer Science (Oxford)*, 33(4), 399–447. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2007.11.001>
- Dehonor-Gómez, M., Hernández-Esparza, M., Ruiz-Treviño, F. A., & Contreras-Reyes, R. (2003). Properties and adsorptive capacity of amino acids modified chitosans for copper ion removal. *Macromolecular Symposia*, 197, 277–288. <https://doi.org/10.1002/masy.200350725>
- Dobrosz-Gómez, I., Gómez, M. Á., & Santa, C. (2018). Optimization of the Cr(VI) adsorption process on bituminous activated carbon [Optimización del Proceso de Adsorción de Cr(VI) sobre Carbón Activado de Origen Bituminoso]. *Informacion Tecnologica*, 29(6), 43–56. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642018000600043>
- Dodbiba, G., Ponou, J., & Fujita, T. (2015). Biosorption of Heavy Metals. In *Chapter 2* (pp. 409–426). <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-8903-7.ch077>



- Binding of divalent metal cations by sugar-beet pulp. *Carbohydrate Polymers*, 34(1–2), 73–82. [https://doi.org/10.1016/S0144-8617\(97\)00055-6](https://doi.org/10.1016/S0144-8617(97)00055-6)
- Duany, S., Arias, T., Bessy, T., & Rodríguez, D. (2022). Bioadsorbentes no convencionales empleados en la remoción de metales pesados. Revisión. *Tecnología Química*, 42(1), 94–113.
- Fernández Villaló M.; Calzado Lamela O.; Cascaret Carmenaty.: Pérez Silva, R. (2011). *adsorcion*. (11), 1–11.
- Figuerola, M. L., Rodríguez, B., & Martínez, V. (2008). Cinética e isothermas de adsorción de Pb (II) en suelo de Monterrey. *Ingenierias*, XI(41), 24–31.
- García, Y., Ramírez, W., & Sánchez, S. (2012). Indicadores de la calidad de los suelos : una nueva manera de evaluar este recurso. *Pastos Y Forrajes*, 35(2), 125–137.
- Giles, C. H., D'Silva, A. P., & Easton, I. A. (1974). A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm part. II. Experimental interpretation. *Journal of Colloid And Interface Science*, 47(3), 766–778. [https://doi.org/10.1016/0021-9797\(74\)90253-7](https://doi.org/10.1016/0021-9797(74)90253-7)
- Gode, F., & Pehlivan, E. (2005). Adsorption of Cr(III) ions by Turkish brown coals. *Fuel Processing Technology*, 86(8), 875–884. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2004.10.006>
- Hooda, P. S. (2010). Trace Elements in Soils. In *Trace Elements in Soils*. <https://doi.org/10.1002/9781444319477>
- Ibisi, N. E., & Asoluka, C. A. (2018). Use of agro-waste (Musa paradisiaca peels) as a sustainable biosorbent for toxic metal ions removal from contami. *Chemistry International*, 4(1), 52–59. <http://bosaljournals.com/chemint/article/view/112>
- Jaramillo, F. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. In *Introduccion a La Ciencia Del Suelo*. <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/70085/70060838.2002.pdf?sequence=1&isAllowed=y>



modeling of liquid-phase adsorption of lead and lead chelates on activated carbons.

Journal of Chemical Technology and Biotechnology, 78(6), 642–653.

<https://doi.org/10.1002/jctb.832>

Kumkum, P., & Kumar, S. (2024). A Review on Biochar as an Adsorbent for Pb(II)

Removal from Water. *Biomass (Switzerland)*, 4(2), 243–272.

<https://doi.org/10.3390/biomass4020012>

Lavado Meza, C. ., Sun-Ku, M. ., & Bonilla Mancilla, H. . (2020). con biomasa de los

cladodios de la tuna (*Opuntia ficus indica*) Biosorption of lead (II) in aqueous

solution with biomass of prickly pear cladodes (*Opuntia ficus indica*). *Revista*

Colombiana de Química, 49(Ii), 1–17.

Lavado Meza, C., & Óre Jiménez, F. (2016). Estudio de la biosorción de plomo

divalente de soluciones acuosas usando biomasa modificada de marlo de maíz(*Zea*

mays). *Sociedad Química Del Perú*, 82(4).

Lavado Meza, C., Sun Kou, M. del R., & BendeZú, S. (2010). Usando Carbones

Activados Adsorption of Lead From Industrial Wastewater Using Activated

Carbons With H 3 Po 4. *Rev Soc Quím Perú.*, 76(2), 165–178.

Li, H., Ji, H., Cui, X., Che, X., Zhang, Q., & Zhong, J. (2021). International Journal of

Mining Science and Technology Kinetics , thermodynamics , and equilibrium of

As (III), Cd (II), Cu (II) and Pb (II) adsorption using porous chitosan bead-

supported MnFe 2 O 4 nanoparticles. *International Journal of Mining Science and*

Technology, 31(6), 1107–1115. <https://doi.org/10.1016/j.ijmst.2021.10.004>

Limousin, G. (2007). *Sorption isotherms : A review on physical bases , modeling and*

measurement. 22, 249–275. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.09.010>

Liu, L., Li, W., Song, W., & Guo, M. (2018). Remediation techniques for heavy metal-

contaminated soils: Principles and applicability. *Science of the Total Environment*,

633, 206–219. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.161>

Lozano, A., Guzmán, G., Ferrucho, A., & Rojas, L. A. (1997). Isotermas de adsorción

de Química, 26(1), 23–30.

- Luisetti, J., Lucero, H., & Ciappini, M. C. (2020). Estudio preliminar para optimizar la extracción de compuestos fenólicos bioactivos de quinoa (*Chenopodium quinoa* Willd). *Revista de Ciencia y Tecnología*, 682(33), 94–99.
<https://doi.org/10.36995/j.recyt.2020.33.012>
- Mahmood, Q., Asif, M., Shaheen, S., Hayat, M. T., & Ali, S. (2018). Cadmium Contamination in Water and Soil. *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants: From Physiology to Remediation*, 141–161. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814864-8.00006-1>
- Mansoor, S., Kour, N., Manhas, S., Zahid, S., Wani, O. A., Sharma, V., Wijaya, L., Alyemeni, M. N., Alsahli, A. A., El-Serehy, H. A., Paray, B. A., & Ahmad, P. (2021). Biochar as a tool for effective management of drought and heavy metal toxicity. *Chemosphere*, 271. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129458>
- Memon, F. N., & Memon, S. (2015). Sorption and Desorption of Basic Dyes from Industrial Wastewater Using Calix[4]arene Based Impregnated Material. *Separation Science and Technology (Philadelphia)*, 50(8), 1135–1146.
<https://doi.org/10.1080/01496395.2014.965831>
- Mendoza Vizcaíno, L., Fuentes Molina, N., & Gonzales Fragozo, H. (2017). Adsorción de Plomo(II) en solución acuosa con tallos y hojas de *Eichhornia crassipes*. *U.D.C.A*, 2, 435–444.
- Meza Lopez, F. de L. (2017). *Estudio de la adsorción de arsenico presente en soluciones acuosas empleando materiales adsorbentes a base de quitosano modificado*.
- Mohan, D., Pittman, C. U., Bricka, M., Smith, F., Yancey, B., Mohammad, J., Steele, P. H., Alexandre-Franco, M. F., Gómez-Serrano, V., & Gong, H. (2007). Sorption of arsenic, cadmium, and lead by chars produced from fast pyrolysis of wood and bark during bio-oil production. *Journal of Colloid and Interface Science*, 310(1),



- Mohan Kumar, K., Mandal, B. K., Siva Kumar, K., Sreedhara Reddy, P., & Sreedhar, B. (2013). Biobased green method to synthesise palladium and iron nanoparticles using Terminalia chebula aqueous extract. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 102, 128–133.
<https://doi.org/10.1016/j.saa.2012.10.015>
- Mostafapour, F. K., Mahvi, A. H., Khatibi, A. D., Saloot, M. K., Mohammadzadeh, N., & Balarak, D. (2022). Adsorption of lead(II) using bioadsorbent prepared from immobilized Gracilaria corticata algae: thermodynamics, kinetics and isotherm analysis. *Desalination and Water Treatment*, 265, 103–113.
<https://doi.org/10.5004/dwt.2022.28627>
- Murillo, Yesid S., Giraldo, L., & , Moreno, J. C. (2011). Determinación de la cinética de adsorción del 2,4-dinitrofenol en carbonizados de hueso bobino por espectrofotometría UV-VIS. *Revista Colombiana de Química*, 40(1), 91–103.
- Nalbandian, H. (2012). Trace element emissions from coal. In *Profiles*.
- Ng, J. C. Y., Cheung, W. H., & McKay, G. (2003). Equilibrium studies for the sorption of lead from effluents using chitosan. *Chemosphere*, 52(6), 1021–1030.
[https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00223-6](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00223-6)
- Njikam, E., & Schiewer, S. (2012). Optimization and kinetic modeling of cadmium desorption from citrus peels: A process for biosorbent regeneration. *Journal of Hazardous Materials*, 213–214, 242–248.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.01.084>
- Okafor, P. C., Okon, P. U., Daniel, E. F., & Ebenso, E. E. (2012). Adsorption capacity of coconut (cocos nucifera L.) shell for lead, copper, cadmium and arsenic from aqueous solutions. *International Journal of Electrochemical Science*, 7(12), 12354–12369. [https://doi.org/10.1016/s1452-3981\(23\)16550-3](https://doi.org/10.1016/s1452-3981(23)16550-3)
- Pacheco Peña, L. (2020). Capacidad de adsorción de plomo(II) mediante uso de totora(Scirpus californicus), en las aguas contaminadas. In *Universidad Nacional*



https://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12894/7357/T010_20055822_D.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Palomino-Villaizan, L. (2014). “ *Estudio comparativo de la capacidad antioxidante y compuestos fenolicos en quinua(Chenopodium quinoa) expandida de tres variedades provenientes del departamento de Junin.*
- Paytan Montañez, T. (2021). *Adsorción de plomo (II) usando cáscara de plátano(Musa Paradisiaca) en aguas contaminadas.* Universidad Nacional del centro del Perú.
- Pinzón-Bedoya, L., & Vera Villamizar, L. (2009). MODELAMIENTO DE LA CINÉTICA DE BIOADSORCIÓN DE Cr (III) USANDO CÁSCARA DE NARANJA KINETC MODELING BIOSORPTION OF Cr(III) USING ORANGE SHELL. *Año, 76(Iii)*, 95–106.
- Pinzón, M., Estella, L., & Villamizar, V. (2009). Modelamiento de la cinética de bioadsorción de Cr(III) usando cáscara de naranja. *Dyna*, 76, 95–106.
- Porras, G., & Martinez, C. (2019). *Adsorción del plomo mediante carbón activo de coronta de maíz de aguas contaminadas con relaves mineros.*
- R.Saravanan, L. R. (2015). The use of new chemically modified cellulose for heavy metal ion adsorption and antimicrobial activities. *Journal of Eater Resource and Protection*, 7(April), 530–545. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.08.043>
- Ramoz Yañez, Y. (2020). *Universidad Central del Ecuador Universidad Central del Ecuador.*
- Ren, Y., Wei, X., & Zhang, M. (2008). Adsorption character for removal Cu(II) by magnetic Cu(II) ion imprinted composite adsorbent. *Journal of Hazardous Materials*, 158(1), 14–22. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.044>
- Sala, L. F., García, S. I., Carlos González, J., Frascaroli, M. I., Bellú, S., Mangiameli, F., Blanes, P., Mogetta, M. H., Andreu, V., Atria, A. M., Salas Peregrin, J. M., Sala, L. F., Atria, A. M., & Salas, J. M. (2010). Biosorción para la eliminación de metales pesados en aguas de desecho. *Anales de Química de La RSEQ. ISSN 1575-*



<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=3235861>

Sharma, P., Kaur, H., Sharma, M., & Sahore, V. (2011). A review on applicability of naturally available adsorbents for the removal of hazardous dyes from aqueous waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, 183(1–4), 151–195.

<https://doi.org/10.1007/s10661-011-1914-0>

Shukla, A., Zhang, Y. H., Dubey, P., Margrave, J. L., & Shukla, S. S. (2002). The role of sawdust in the removal of unwanted materials from water. *Journal of Hazardous Materials*, 95(1–2), 137–152. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00089-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00089-4)

Sivaraj, R., Namasivayam, C., & Kadirvelu, K. (2001). Orange peel as an adsorbent in the removal of Acid violet 17 (acid dye) from aqueous solutions. *Waste Management*, 21(1), 105–110. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(00\)00076-3](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(00)00076-3)

Srivastava, N. K., & Majumder, C. B. (2008). Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.101>

Sun-Kou, M. del R. (2009). Study of Strength Ionic Effect in Adsorption of Phenol With Organophilic Clays . Equilibrium and Kinetic. *Adsorption Journal Of The International Adsorption Society*, 75(1), 17–25.

Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Molecular, clinical and environmental toxicology Volume 3: Environmental Toxicology. In *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol. 101). <https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4>

Tejada, C., Valle, U., & Atribución, C. (2016). *Cinética e isothermas de biosorción de Hg (II) utilizando materiales residuales tratados con ácido cítrico Cinética e isothermas de bioadsorción de Hg (II) usando materiales residuales tratados con ácido cítrico. Ii*, 1–9.

Tejada Tovar, C., Herrera, A., & Núñez Zaru, J. (2016). Remoción de plomo por biomasas residuales de cáscara de naranja (*Citrus sinensis*) y zuro de maíz (*Zea*

<https://doi.org/10.31910/rudca.v19.n1.2016.126>

Tejada Tovar, C., Villabona Ortiz, Á., & Ruiz Rangel, V. (2012). Biomasa residual para remoción de mercurio y cadmio: una revisión. *Ingenium*, 6(14), 11.

<https://doi.org/10.21774/ing.v6i14.189>

Uchimiya, M., Bannon, D., Nakanishi, H., McBride, M. B., Williams, M. A., & Yoshihara, T. (2020). Chemical Speciation, Plant Uptake, and Toxicity of Heavy Metals in Agricultural Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 68(46), 12856–12869. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.0c00183>

Uchimiya, M., Lima, I. M., Thomas Klasson, K., Chang, S., Wartelle, L. H., & Rodgers, J. E. (2010). Immobilization of heavy metal ions (CuII, CdII, NiII, and PbII) by broiler litter-derived biochars in water and soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(9), 5538–5544. <https://doi.org/10.1021/jf9044217>

Valencia, Z., Cámara, F., Ccapa, K., Catacora, P., & Quispe, F. (2017). COMPUESTOS BIOACTIVOS Y ACTIVIDAD ANTIOXIDANTE DE SEMILLAS DE QUINUA PERUANA (*Chenopodium quinoa* W.). *Revista de La Sociedad Química Del Perú*, 83(1), 16–29. <https://doi.org/10.37761/rsqp.v83i1.100>

Valladares-Cisneros, M. G., Valerio Cárdenas, C., de la Cruz Burelo, P., & Melgoza Alemán, R. M. (2017). Adsorbentes no-convencionales, alternativas sustentables para el tratamiento de aguas residuales. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 16(31), 55–73. <https://doi.org/10.22395/rium.v16n31a3>

Vázquez, G., González-Álvarez, J., Freire, S., López-Lorenzo, M., & Antorrena, G. (2002). Removal of cadmium and mercury ions from aqueous solution by sorption on treated *Pinus pinaster* bark: Kinetics and isotherms. *Bioresource Technology*, 82(3), 247–251. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00186-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00186-9)

Vizcaino Mendoza, L., & Fuentes Molina, N. (2017). Adsorción de plomo (II) en solución acuosa con tallos y hojas de *Eichhornia Crassipes*. *Rev.U.D.C.A.*, 2, 435–444.



Progress, 11(3), 235–250. <https://doi.org/10.1021/bp00033a001>

Volke, T., Velasco, J., & De la Rosa, D. (2005). *Suelos contaminados por metales y metaloides: muestreo alternativas para su remediación*. Instituto Nacional de Ecología. <https://www.researchgate.net/publication/308419159>



ANEXOS









ANEXO 1
FORMULARIO DE AUTORIZACIÓNAUTORIZACIÓN PARA LA INCORPORACIÓN DE LOS
TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN
EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL UANCVFormato digital ☒Fecha de entrega: 25-01-2016

I. Datos del autor (es):

Nombres y Apellidos: BENITO HUGO FERNANDEZ OCHOADirección: PSJ. FREDDY A. GZ-14 TAPARACHI 20 DE ENERODNI/Carné de Extranjería/Pasaporte N°: 01342251Teléfono: 951112991 email: bhfo62@gmail.com

Nombres y Apellidos: _____

Dirección: _____

DNI/Carné de Extranjería/Pasaporte N°: _____

Teléfono: _____ email: _____

Facultad y/o Escuela de Posgrado: DOCTORADO EN INGENIERIA AMBIENTAL

Escuela Profesional o Mención: _____

Título o Grado Académico a optar: DOCTOR EN INGENIERÍA AMBIENTALAsesor: Dr. ARNALDO YANA TORRES

Esta obra se encuentra dentro de las siguientes denominaciones:

Trabajo de Investigación ☐ Tesis ☒ Trabajo de Suficiencia Profesional ☐ Trabajo Académico ☐Título: PORCENTAJE DE ADSORCIÓN DE PLOMO (II) CON
BIOMASA RESIDUAL DE QUINUA EN SUELOS - 2024Palabras claves, (3 a 5 términos): Adsorción, Plomo, suelo, cinética de adsorción, isothermas de adsorciónEsta obra se desarrolló en la UANCV ^{1,2?}2

Indicar si su producción intelectual ha empleado recursos tales como, instalaciones, laboratorios, insumos, equipos, bases de datos, asesoría técnica por parte del personal de la UANCV, financiamiento, entre otros relacionados.

Si su producción intelectual se desarrolló en la UANCV totalmente o parcialmente, deberá autorizar el depósito en el Repositorio de manera obligatoria.

2. Referencia de tesis:

☐ Bachiller ☐ Título ☐ 2da Especialidad ☐ Maestría ☒ Doctorado

3. Licencias:

a) Licencia estándar:

Bajo los siguientes términos, autorizo el depósito de mi tesis en el Repositorio Digital de la UANCV.

Con la autorización de depósito de mi producción Intelectual, otorgo a la Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez" una licencia no exclusiva para reproducir, distribuir, comunicar al público, transformar (únicamente mediante su traducción a otros idiomas) y poner a disposición del público mi producción intelectual (incluido el resumen), en formato físico o digital, en cualquier medio, conocido o por conocerse, a través de los diversos servicios por la Universidad, creados o por crearse, tales como el Repositorio Digital de tesis UANCV, colección de producción intelectual, entre otros, en el Perú y en el extranjero por el tiempo y veces que considere necesarias, y libres de remuneraciones.

En virtud de dicha licencia, la Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez" podrá reproducir mi producción intelectual en cualquier tipo de soporte y en más de un ejemplar, sin modificar su contenido, solo con propósitos de seguridad, respaldo y preservación.

Declaro que la producción intelectual es una creación de mi autoría y exclusiva titularidad, coautoría con titularidad compartida, y me encuentro facultado a conceder la presente licencia y, asimismo, garantizo que dicha producción intelectual no infringe derechos de autor de terceras personas.

La Universidad Andina "Néstor Cáceres Velásquez" consignará el nombre del y/o los autor(es) de la producción intelectual, y no le hará ninguna modificación más que la permitida en la licencia.

Autorizo su publicación (marque con una X)

- ☒ Sí, autorizo que se deposite inmediatamente.
- ☐ Sí, autorizo que se deposite a partir de la fecha (d/m/a): _____
- ☐ No autorizo.

b) Licencia CREATIVE COMMONS 4.0 INTERNACIONAL:

Si usted concede una licencia CREATIVE COMMONS sobre su producción intelectual, mantiene la titularidad de los derechos de autor de esta y, a la vez, permite que otras personas puedan reproducirla, comunicarla al público y distribuir ejemplares de esta, bajo las condiciones siguientes:

¿Quiere permitir usos comerciales de su producción intelectual?

Sí: significa que usted permite la reproducción, distribución y comunicación pública de la producción intelectual incluso con fines comerciales.

No: significa que usted permite la reproducción, y comunicación pública de la producción intelectual, pero sin fines comerciales.

- ☐ Sí autorizo
- ☒ No autorizo

Jurisdicción de su Licencia

Todas las licencias CREATIVE COMMONS son de ámbito mundial, sin embargo, usted puede elegir entre la opción "internacional" o una adaptada a su jurisdicción, como para el caso peruano.

La opción "internacional" emplea el lenguaje y la terminología de los tratados internacionales; en cambio, la adaptada a su jurisdicción, recoge las particularidades de la legislación peruana.

En consecuencia, la opción "internacional" goza de una mayor eficacia a nivel mundial, gracias a que tiene jurisdicción neutral. Mientras que la opción adaptada a la jurisdicción del Perú goza de una mayor eficacia ante los tribunales peruanos.



Internacional



Nacional

Línea de investigación: CONTAMINACIÓN Y CALIDAD AMBIENTAL - P68

Firma de Autor



huella digital

Fecha