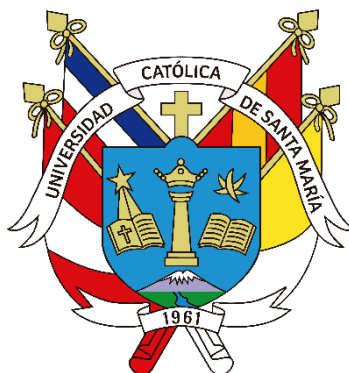


Universidad Católica de Santa María

Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**Eficiencia del lodo crudo con modificación térmica y química
proveniente de una depuradora de agua como adsorbente en la
remoción de un colorante textil (Pardo B) en Arequipa, Perú**

Tesis presentada por la Bachiller:

Chalco Hihui, Annie Verenice

ORCID: 0000-0002-0858-9636

para optar el Título Profesional de Ingeniera Ambiental

Asesor (a):

Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús

ORCID: 0000-0002-6623-0760

Arequipa - Perú

2025

UCSM-ERP

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA
INGENIERIA AMBIENTAL TITULACIÓN CON TESIS
DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 11 de Noviembre del 2024

Dictamen: 009068-C-EPIA-2024

Visto el borrador del expediente 009068, presentado por:

2014200872 - CHALLCO HIHUI ANNIE VERENICE

Titulado:

**EFICIENCIA DEL LODO CRUDO CON MODIFICACIÓN TÉRMICA Y QUÍMICA
PROVENIENTE DE UNA DEPURADORA DE AGUA COMO ADSORBENTE EN LA
REMOCIÓN DE UN COLORANTE TEXTIL (PARDO B) EN AREQUIPA, PERÚ**

Nuestro dictamen es:

APROBADO

Título Profesional/Título de Segunda Especialidad/Grado Académico a optar:

INGENIERO AMBIENTAL

**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA
MARIETA DICTAMINADOR**



**43238145 - BENEGAS LLANOS ROSARIO
CAROLINA DICTAMINADOR**



**72384055 - MEDINA RAMOS ROBERT JOAQUIN
DICTAMINADOR**



Eficiencia del lodo crudo con modificación térmica y química proveniente de una depuradora de agua como adsorbente en la remoción de un colorante textil (Pardo B) en Arequipa, Perú

INFORME DE ORIGINALIDAD

18%

INDICE DE SIMILITUD

16%

FUENTES DE INTERNET

7%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	hdl.handle.net Fuente de Internet	2%
2	Submitted to Universidad Católica de Santa María Trabajo del estudiante	2%
3	repositorio.ucsm.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	portal.amelica.org Fuente de Internet	<1%
5	Submitted to Universidad Nacional del Centro del Perú Trabajo del estudiante	<1%
6	core.ac.uk Fuente de Internet	<1%
7	eprints.ucm.es Fuente de Internet	<1%

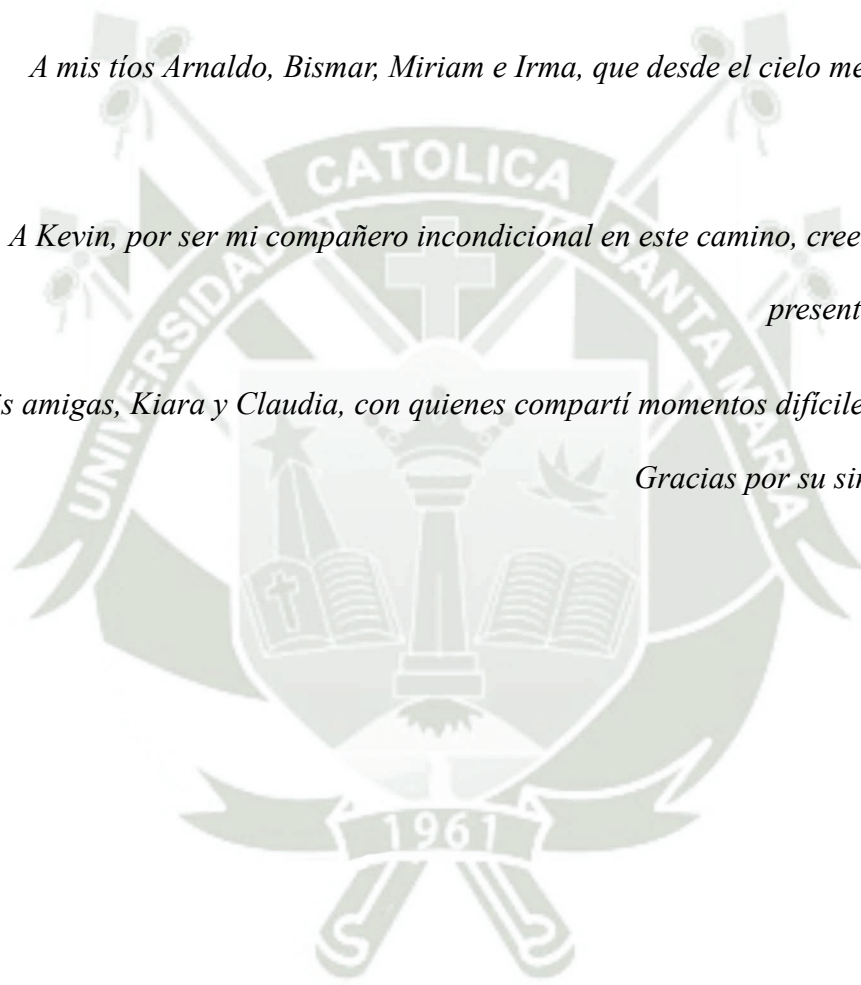
DEDICATORIA

*Esta tesis y todo mi esfuerzo está dedicado a mi mamá, que es mi ejemplo de fortaleza,
resiliencia, sabiduría y amor.*

*A mis tíos Arnaldo, Bismar, Miriam e Irma, que desde el cielo me acompañan y
protegen.*

*A Kevin, por ser mi compañero incondicional en este camino, creer en mí y estar
presente a cada paso.*

*A mis amigas, Kiara y Claudia, con quienes compartí momentos difíciles y de alegría.
Gracias por su sincera amistad.*



AGRADECIMIENTO

Quiero expresar mi más profundo agradecimiento a PROCENCIA por la financiación otorgada a través del proyecto PE501078809 – “Valorización del lodo residual generado en el proceso de depuración de agua en la Región Sur del Perú (Arequipa) para la remoción y/o degradación de toxicidad en contaminantes acuosos”, representando una gran oportunidad, brindándome los recursos necesarios para alcanzar mis objetivos.

Agradezco de forma especial a mi asesor, Dr. Gilberto de Jesús Colina Andrade, cuyo respaldo y asesoría han sido fundamentales durante la realización de este trabajo. Su compromiso y apoyo constante me han permitido aprovechar al máximo esta oportunidad y avanzar en mi formación académica.

Así mismo, agradezco a todos los colaboradores y miembros del equipo del proyecto, gracias por su tiempo, conocimientos y apoyo.

RESUMEN

La generación de lodos químicos en las plantas de tratamiento de agua potable representa un problema ambiental debido al desafío que representa su disposición final. Sin embargo, estos lodos tienen un potencial uso como adsorbentes en la remoción de contaminantes en medios acuosos, como los efluentes residuales textiles, que están compuestos por colorantes químicos de difícil degradación. La activación térmica y química para adsorbentes como el lodo puede favorecer a la remoción de estos contaminantes, aprovechando su estructura porosa y grupos funcionales contenido en la superficie, logrando así reducir el volumen de residuos buscando valorizarlo de una forma sostenible en el tratamiento de efluentes. Es por eso que, en esta tesis, se estudió a los lodos modificados como adsorbente para la remoción del colorante pardo B, realizando primero una caracterización fisicoquímica, microbiológica, estructural y morfológica del lodo, para luego evaluar parámetros como el tratamiento térmico (100 – 700°C), tratamiento químico (0.25 – 1 M de HNO₃), tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración del colorante pardo B.; buscando la mayor eficiencia de remoción del colorante, optimizando factores con un diseño experimental Box Behnken con superficie de respuesta. El lodo tratado químicamente resultó ser más eficiente, bajo condiciones óptimas de concentración de pardo B de 100 mg/L, concentración del HNO₃ de 0.25M y dosis de 0.4 g de lodo, removiendo hasta el 94% del colorante. por lo que se concluye que los lodos activados químicamente pueden ser utilizados para la remoción eficiente de colorantes, gracias a su estructura química, que está compuesta principalmente por Al y Fe; y minerales que mejoran la interacción del colorante con la superficie del lodo.

Palabras clave: Lodos químicos, adsorción, colorante pardo B, superficie de respuesta.

ABSTRACT

The generation of chemical sludge in drinking water treatment plants represents an environmental problem due to the challenges associated with its final disposal. However, this sludge has potential use as an adsorbent for the removal of contaminants in aqueous media, such as textile wastewater effluents, which contain chemical dyes that are difficult to degrade. Thermal and chemical activation of sludge as an adsorbent can enhance the removal of these contaminants by leveraging its porous structure and functional groups on the surface, thus reducing the volume of waste and promoting its sustainable valorization in effluent treatment. Therefore, in this thesis, modified sludge was studied as an adsorbent for the removal of Brown B dye, beginning with physicochemical, microbiological, structural, and morphological characterization of the sludge, followed by evaluating parameters such as thermal treatment (100–700°C), chemical treatment (0.25–1 M of HNO₃), contact time, solution pH, adsorbent dose, and Brown B dye concentration; aiming to achieve the highest dye removal efficiency by optimizing factors using a Box-Behnken experimental design with response surface methodology. The chemically treated sludge proved to be more efficient under optimal conditions of 100 mg/L Brown B dye concentration, 0.25 M HNO₃ concentration, and 0.4 g of sludge dose, removing up to 94% of the dye. Thus, it is concluded that chemically activated sludge can be effectively used for dye removal due to its chemical structure, which is primarily composed of Al and Fe, and minerals that enhance the interaction between the dye and the sludge surface.

Keywords: Chemical sludge, adsorption, Brown B dye, response surface.

ÍNDICE

<i>DEDICATORIA</i>	II
<i>AGRADECIMIENTO</i>	III
RESUMEN	IV
ABSTRACT	V
ÍNDICE DE TABLAS	IX
ÍNDICE DE FIGURAS	X
CAPÍTULO I	3
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
1.1. Problemática de la investigación	3
1.2. Justificación	4
1.2.1. Justificación ambiental	4
1.2.2. Justificación social	5
1.2.3. Justificación económica	5
1.2.4. Justificación tecnológica	6
1.2.5. Justificación institucional	6
1.3. Objetivos	7
1.3.1. Objetivo general	7
1.3.2. Objetivos específicos	7
1.4. Hipótesis	7
CAPÍTULO II	8

2.	FUNDAMENTO TEÓRICO	8
2.1.	Antecedentes de la investigación	8
2.2.	Marco teórico	11
2.2.1.	Planta de tratamiento de agua potable (PTAP)	11
2.2.2.	Proceso de potabilización de agua	12
2.2.3.	Lodos químicos de las depuradoras de agua	15
2.2.4.	Industria textil y sus efluentes	17
2.2.5.	Colorantes textiles en efluentes residuales	18
2.2.6.	Adsorción aplicada en la remoción de colorantes textiles	23
2.2.7.	Isotermas de Adsorción	24
2.3.	Marco legal	27
-	Ley N° 28611, Ley General del Ambiente	27
-	Ley N° 26821, Ley Orgánica para el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales	27
-	Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos	28
	CAPÍTULO III	29
3.	METODOLOGÍA	29
3.1.	Tipo y nivel de investigación	29
3.1.1.	Tipo de investigación	29
3.1.2.	Nivel de investigación	29
3.2.	Diseño de la investigación	29
3.3.	Métodos de investigación	30

3.3.1. Área de estudio	30
3.3.2. Selección de muestra	30
3.3.3. Materiales	30
3.3.4. Métodos y técnicas	32
CAPÍTULO IV	41
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	41
4.1. Análisis y discusión de los resultados obtenidos	41
4.1.1. Caracterización de las muestras del LC de la PTAP y del adsorbente desarrollado	41
4.1.2. Caracterización del colorante textil	55
4.1.3. Efecto del LMT como adsorbente del colorante PB	57
4.1.4. Efecto del LMQ como adsorbente del colorante PB	68
4.1.5. Determinación de las condiciones óptimas de la remoción de PB (Box Behnken)	78
CAPÍTULO V	84
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	84
5.1. Conclusiones	84
10.1. Recomendaciones	86
CAPÍTULO VI	87
11. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87
ANEXOS	95

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Compuestos presentes en la mayoría de los lodos químicos.	16
Tabla 2. Variables dependientes e independientes y sus indicadores.	30
Tabla 3. Metodología para el análisis microbiológico de la muestra húmeda de lodo.	32
Tabla 4. Caracterización microbiológica del LC.	41
Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del LC.	42
Tabla 6. Contenido mineralógico del LC.	43
Tabla 7. Composición de óxidos presentes en el LC.	44
Tabla 8. Composición de óxidos presentes en el LMT400.	45
Tabla 9. Comparación de Tukey del LMT.	57
Tabla 10. Comparación de Tukey del % de remoción vs el tiempo de contacto.	59
Tabla 11. Comparación de Tukey del % de remoción vs el pH de la solución con PB.	60
Tabla 12. Comparación de Tukey del % de remoción de PB respecto a la dosis de adsorbente.	62
Tabla 13. Comparación de Tukey del porcentaje de remoción respecto a la concentración de PB.	63
Tabla 14. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al LMQ.	68
Tabla 15. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al tiempo.	69
Tabla 16. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al pH.	71
Tabla 17. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto a la dosis.	72
Tabla 18. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto a la Concentración de PB.	74
Tabla 19. Respuesta del % de remoción de PB con LMQ de un diseño experimental BB.	78
Tabla 20. ANOVA del modelo obtenido del BB de la remoción de PB con LMQ.	79

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Planta de tratamiento de agua potable convencional.	15
Figura 2. Ejemplo de colorante Azo.	20
Figura 3. Ejemplo de colorante Azufrado.	21
Figura 4. Ejemplo de colorante ácido.	22
Figura 5. Ejemplo de colorante básico.	22
Figura 6. Clasificación general de algunos Modelos de Isotermas de adsorción.	25
Figura 7. Determinación de la longitud de onda y recta de calibración de PB.	36
Figura 8. Modificación térmica del LC.	37
Figura 9. Ensayos tipo Bach con el LMT.	38
Figura 10. Activación química del LC.	39
Figura 11. Diagrama circular de la composición mineralógica del LC.	43
Figura 12. Determinación de grupos funcionales del LC.	46
Figura 13. FTIR del LC modificado a diferentes temperaturas.	47
Figura 14. Isotermas de adsorción y desorción del LMT.	50
Figura 15. FTIR del LMQ a diferentes concentraciones.	52
Figura 16. Isotermas de adsorción y desorción del LMQ.	53
Figura 17. Tipos de isotermas de adsorción por la IUPAC.	54
Figura 18. Barrido espectral del colorante PB.	55
Figura 19. Recta de calibración del PB.	56
Figura 20. Representación estructural y morfológica del PB.	57
Figura 21. Comparación de Tukey de los LMT respecto a la remoción de PB.	58
Figura 22. Porcentaje de remoción de PB en tiempo.	60
Figura 23. Porcentaje de remoción de PB vs pH con LMT400.	61
Figura 24. Porcentaje de remoción de PB respecto a la dosis de LMT400.	63

Figura 25. Porcentaje de remoción de PB respecto a la Concentración de PB.	64
Figura 26. Comparación de las isothermas de Langmuir y Freundlich con los experimentos de remoción de PB en LMT400.	66
Figura 27. Cinética de adsorción del PB con el LMT400.	67
Figura 28. Porcentaje de remoción de PB respecto al LMQ.	69
Figura 29. Porcentaje de remoción de PB respecto al tiempo.	70
Figura 30. Porcentaje de remoción de PB respecto al pH.	71
Figura 31. Porcentaje de remoción de PB respecto a la dosis.	73
Figura 32. Porcentaje de remoción de PB respecto a la concentración de PB.	74
Figura 33. Comparación de las isothermas de Langmuir y Freundlich con los experimentos de remoción de PB en LMQ0.5.	76
Figura 34. Cinética de adsorción del PB con el LMQ0.5.	77
Figura 35. Ploteo 3D de la superficie de respuesta del Porcentaje de remoción de PB con LMQ.	82

INTRODUCCIÓN

El agua es un elemento vital para el desarrollo de los seres vivos y los ecosistemas que habitan, por lo que su calidad definirá el impacto que tenga, sea positivo o negativo. En las últimas décadas, la contaminación del medio acuático es un problema ambiental importante, por la presencia de grandes volúmenes de compuestos ajenos a lo natural de origen antropogénico. Por lo que las aguas superficiales o subterráneas tomadas para el uso de la población, deben ser purificadas y cumplir con ciertos estándares, aplicando tratamientos de potabilización, removiendo posibles contaminantes como los sólidos suspendidos. Uno de los tratamientos aplicados es la coagulación-floculación, adicionando en su mayoría compuestos químicos para la formación de flóculos, como el sulfato de aluminio, cloruro férrico y cloruro de aluminio, precipitando pequeñas partículas o coloides (arena, limo, arcilla, partículas húmicas, microorganismos, etc.)(Du et al., 2020). Sin embargo, la potabilización del agua tiene como subproducto inevitable los lodos químicos, convirtiéndose en un residuo sin uso, pudiendo ser dispuestos en vertederos y/o rellenos sanitarios, implicando costos elevados para su manejo y áreas extensas de almacenamiento (Tony, 2020). El incremento de la generación de este residuo se debe principalmente al crecimiento demográfico, la urbanización y los cambios climáticos (Rozhkovskaya et al., 2021). Sin embargo, se ha ido buscando la forma de valorar estos desechos, ya que en su forma de polvo, puede ser utilizados como material de construcción, como ladrillos, cemento y cerámica; además, puede ser aplicado en la remoción de contaminantes como adsorbente, modificándose térmicamente, descomponiendo minerales presentes en este, los que tienen gran poder adsorptivo, estudiado mayormente en la remoción de metales pesados (Du et al., 2020; Jo et al., 2021).

Existen diversos contaminantes importantes en el medio acuático debido al desarrollo acelerado de diferentes industrias resultando de estos compuestos químicos como pesticidas, antibióticos, colorantes, entre otros. Los tintes o colorantes son utilizados en grandes volúmenes por empresas textiles, curtidoras, gráficas y papeleras, farmacéuticas, cosméticas y hasta en el procesamiento de alimentos. Durante el proceso de teñido, los tintes añadidos pueden ser desperdiciados de un 5 hasta 50% dependiendo del tipo de tejido y tinte (Tkaczyk et al., 2020); provocando en los cuerpos de agua la reducción de la transparencia, disminuyendo en consecuencia la penetración de la luz, afectando a la fotosíntesis, reduciendo el oxígeno disuelto necesario para el desarrollo de la flora y fauna acuática; convirtiéndose en una gran amenaza para los organismos vivos (Hussain et al., 2020). Para la remoción de estos contaminantes, existen algunas técnicas fisicoquímicas que pueden ser aplicadas, como la coagulación, floculación, oxidación química, separación por membranas, tratamientos biológicos y la adsorción; siendo el último el más prometedor, ya que dentro de sus características está la eficiencia, facilidad de implementación, bajo costo y la regeneración del adsorbente. Actualmente existen diferentes materiales utilizados como adsorbente (carbón activado, arcillas, zeolita y quitosano); sin embargo, la producción de estos materiales conlleva a un alto consumo energético, por lo que es imperativo desarrollar adsorbentes de bajo costo y amigables con el medio ambiente (Laib et al., 2022); como el lodo residual de plantas potabilizadoras de agua, las que poseen características óptimas para remover dichos contaminantes.

Por tales motivos, este estudio tiene como objeto principal la determinación de la eficiencia del lodo químico proveniente de una planta potabilizadora de agua como adsorbente, realizando tanto modificaciones térmicas como química, para la remoción de un colorante textil (Pardo B) utilizado en la tinción de la fibra de alpaca.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la investigación

La potabilización del agua es indispensable para el consumo humano y se realiza con técnicas simples, rentables y viables, siendo la coagulación – floculación la más aplicada. Sin embargo, este trae consigo la generación de una gran cantidad de lodos residuales, necesitando para su gestión extensas áreas y una gran inversión (Shiva Shankar et al., 2019). Para la formación de flóculos, se adicionan a la fuente de agua algunas sales, especialmente contenidas de aluminio y hierro, dependiendo de la cantidad de sólidos suspendidos presentes en esta; resultando en el residuo iones metálicos, microorganismos y bajas concentraciones de material de bajo riesgo; necesitando un tratamiento posterior (Laib et al., 2022). Este subproducto es inevitable en las plantas de abastecimiento de agua potable, calificados como desechos, los que son expuestos a vertederos, que pueden tener una composición compleja y variada, como los sólidos suspendidos, materia orgánica, microorganismos, productos químicos residuales y metales pesados, dificultando su manejo y disposición incrementando el costo de inversión (Tony, 2020). Por tales motivos, algunos países que no cuentan con el presupuesto suficiente para poder gestionar este residuos, optan por verterlo a cuerpos de agua o suelo, causando daños en animales y humanos, incrementando los niveles de aluminio, efectuado en su mayoría por países en vías de desarrollo o no desarrollados, como por ejemplo Egipto (Tony & Tayeb, 2016). A nivel nacional existe una fuerte demanda de agua potabilizada provocada por el crecimiento poblacional, sumado al cambio climático, existiendo pocas fuentes de agua que puedan cumplir con estándares de calidad para el consumo humano, siendo imprescindible la potabilización. Por lo que es necesario buscar un segundo uso al residuo generado, no solo por una responsabilidad social y de sostenibilidad, sino también para el cumplimiento de la Resolución Ministerial N° 128-2017-VIVIENDA, la

que tiene como objetivo el reaprovechamiento de los lodos generados en el proceso de la potabilización del agua. Por lo que existen diversas investigaciones centradas en la reutilización de este lodo, pudiendo aplicarse en la adición de materiales de construcción, como ladrillos, tejados o complemento de cementos; o en el tratamiento de aguas residuales industriales, debido a la capacidad adsorbtiva que posee.

Los efluentes textiles, forman parte de la contaminación de cuerpos de agua en la ciudad de Arequipa, ya que es un sector de importancia en nuestra ciudad con un total de 502 empresas textiles formales para el 2020 (Ministerio de la Producción, 2020), por lo que representa un desafío en la búsqueda de la calidad del agua y el medio ambiente si este no es tratado de una forma adecuada. Para la producción de telas es necesario un gran volumen de agua potable, generándose en consecuencia grandes volúmenes de efluentes textiles. La descarga de estos efluentes contenidos de colorantes sin tratar a cuerpos de agua naturales, tienen un impacto negativo en la actividad fotosintética de sistemas acuáticos, por ejemplo, los efluentes con coloración marrón oscuro tienen tóxicos no fijados, residuos de clorolignina, ftalatos, metales pesados y concentraciones elevadas de compuestos orgánicos e inorgánicos como hidróxido de sodio, sulfato de sodio, cloruro de calcio, benceno, etc.; compuestos que pueden causar mutagénesis o teratogénesis en organismos acuáticos y peces (Azanaw et al., 2022; Sharma & Malaviya, 2022).

Por todo lo expuesto, es necesario valorizar el lodo residual de la PTAP, explotando su capacidad adsorbente como solución a la mejora de la calidad de los efluentes vertidos a cuerpos de agua.

1.2. Justificación

1.2.1. Justificación ambiental

Los lodos generados en las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP), son vertidos a cuerpos de agua y suelo sin ningún pretratamiento, siendo este un residuo inestable y tóxico,

ya que contienen polímeros, sulfatos, aluminio, hierro y sílice en concentraciones altas.

Dichos compuestos pueden generar afecciones a los organismos acuáticos, interrumpiendo su correcto desarrollo, como la reducción de la biomasa, crecimiento de árboles y la actividad microbiana. Es por esto que en este trabajo se utiliza este residuo sin valor alguno con el fin de utilizarlo como adsorbente de otros contaminantes industriales, enfocado a la economía circular. Además de contribuir con el cumplimiento de algunos Objetivos de Desarrollo Sostenible como el ODS 6 (Agua limpia y saneamiento) disminuyendo o evitando la contaminación del recurso hídrico; y el ODS 12 (Producción y consumo responsable) gestionando los contaminantes de efluentes con residuos de otra industria sin valor utilizándolo como adsorbentes.

1.2.2. Justificación social

Debido a la contaminación generada tanto por el lodo proveniente de los tratamientos para la potabilización del agua, como por los efluentes textiles, la salud de los animales y los seres humanos se ven afectadas, pudiendo generarse millones de enfermedades por la alteración biológica que puedan sufrir. Con el fin de mejorar su calidad de vida y preservar la salud, estos residuos (líquidos y sólidos) deben ser tratados o darles un manejo adecuado para así poder contribuir con el cumplimiento del ODS 3 sobre salud y bienestar, ODS 6 sobre agua limpia y saneamiento y ODS 15 sobre la vida de ecosistemas terrestres, incrementando la cantidad de agua consumible, impulsando también el crecimiento económico sin consecuencias sobre nuestros ecosistemas.

1.2.3. Justificación económica

El presente trabajo contribuiría con la economía de la región, ya que se le daría un valor a un residuo sin ningún uso actual, obteniendo un nuevo producto, siendo este el material adsorbente, que es de fácil aplicación y de bajo costo para las industrias que la incluyan en sus plantas de tratamiento, en especial a la industria textil, ya que los tratamientos

mayormente aplicados implican un costo grande de inversión en la infraestructura, además de ser complejos y necesitar grandes áreas para tratar el volumen de efluente producido por día. Con el vertimiento de agua residuales con mejor calidad, disminuyendo los riesgos que estos implican en cuerpos de agua naturales, y por ende, los riesgos a la salud humana. Por otro lado, se contribuiría con las metas de los OSD 9 sobre industria, innovación e infraestructura, ODS 11 sobre ciudades y comunidades sostenibles y OSD 12 sobre producción y consumo responsable.

1.2.4. Justificación tecnológica

El aporte tecnológico de este proyecto es la generación de un adsorbente a partir de un residuo sin uso, para mejorar la calidad del agua, removiendo colorantes de efluentes textiles, buscando hacerlo sostenible y rentable a una escala real mediante la experimentación en laboratorio, tanto para la industria textil, como para la PTAP generadora del lodo químico, pudiendo aportar al cumplimiento de las metas de los ODS 6 sobre agua limpia y saneamiento, ODS 9 sobre industria, innovación e infraestructura y ODS 11 sobre ciudades y comunidades sostenibles.

1.2.5. Justificación institucional

La Universidad Católica de Santa María y la empresa responsable del funcionamiento de la Planta de tratamiento de agua potable “La Tomilla” SEDAPAR, tienen a la actualidad un convenio firmado, por lo que se utilizara el lodo generado de los diferentes tratamientos de agua, pudiéndose lograr la reutilización de un residuo dentro de la institución o en el tratamiento de otros efluentes y contribuyendo también con el ODS 12, garantizando una producción sostenible, desvinculando el crecimiento económico de la degradación del medio ambiente.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Evaluar la eficiencia del lodo crudo con modificación térmica y química proveniente de una depuradora de agua como adsorbente en la remoción de un colorante textil (Pardo B) en Arequipa, Perú.

1.3.2. Objetivos específicos

- Caracterizar la muestra del lodo químico proveniente de una PTAP mediante la determinación de parámetros fisicoquímicos, de superficie y morfológicos.
- Caracterizar el colorante textil mediante el desarrollo de un espectro de absorción identificando la longitud de onda analítica, utilizado para el teñido de fibra de alpaca, modificando su concentración y pH.
- Evaluar el efecto del lodo a diferentes temperaturas como adsorbente del colorante Pardo B.
- Evaluar el efecto del lodo a diferentes concentraciones de activación con ácido nítrico como adsorbente del colorante Pardo B.
- Determinar las condiciones óptimas para la remoción del colorante Pardo B con el adsorbente de mayor eficiencia considerando su activación, aplicando un diseño Box Behnken.

1.4. Hipótesis

Es posible que aplicando una activación previa térmica (100 – 700 °C) o química (Concentración de HNO₃ entre 0.25 a 1 M) a los lodos provenientes de la PTAP “La Tomilla”, pueda mejorar su eficiencia como adsorbente para la remoción del colorante Pardo B utilizado en la industria textil para la tinción de fibra de alpaca variando condiciones de remoción como la dosis de adsorbente, tiempo de contacto y la concentración del colorante.

CAPÍTULO II

FUNDAMENTO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

En la actualidad, la investigación sobre el aprovechamiento de residuos aplicados en el tratamiento de efluentes para la remoción de contaminantes es cada vez mayor, uno de estos residuos, es el lodo generado en grandes volúmenes por las PTAP, siendo un subproducto inevitable. Uno de los usos más estudiados de este residuo es la adsorción de contaminantes debido a sus características mineralógicas, que pueden atribuirle cierta polaridad, haciendo posible la remoción en agua de metales pesados, colorantes, etc. como lo estudia Ahmad et al., (2016) en la publicación titulada “Sustainable management of water treatment sludge through 3R concept”, en el que mencionan opciones de reutilización, tales como la recuperación y reutilización de coagulantes para nuevos tratamientos, como adsorbentes de contaminantes y metales pesados, también como sustrato en humedales construido o en producción de cemento, ladrillos y cerámicas, en prácticas agrícolas entre otros usos.

Como lo hizo Gao y colaboradores (2020) en su trabajo “Preparation of a new low-cost substrate prepared from drinking water treatment sludge (DWTS)/ bentonite/ zeolite/ fly ash from rapid phosphorus removal in constructed wetlands” utilizaron el lodo para remover fósforo en humedales artificiales, adicionando a este lodo bentonita, zeolita y cenizas para obtener un producto regular, industrializado y eficiente, para lo que se realizaron análisis de DRX y SEM; con una capacidad máxima de 40 mg/g con un proceso exotérmico espontáneo en condiciones ácidas. Al igual que el autor Kulandaivelu y colaboradores (2020) en su trabajo “Assessing the removal of organic micropollutants from wastewater sludge to sewers” en el que se investigó la remoción de microcontaminantes orgánicos con lodos, aprovechando la dosis de hierro y aluminio que posee, determinado por medio de análisis como SEM – EDS, DRX y FTIR, siendo el responsable de remover hasta el 80% de sulfuros disueltos para

el lodo con hierro y la remoción de fosfatos con el lodo con aluminio. Por otro lado Soliman y colaboradores.(2023) en el artículo titulado “Chemical activation of sludge from drinking water treatment plant for adsorption of methylene blue dye” el lodo utilizado fue modificado químicamente, activándolos con ácido clorhídrico (HCl), peróxido de hidrogeno (H₂O₂) y una combinación de ambas; aplicado en la remoción de azul de metileno, siendo el mejor la activación 2:1 (HCl/ H₂O₂) tiempo de contacto de 90 min, pH de 7 y una dosis de 0.25 g removiendo el 99% del colorante. Otros investigadores como Tony (2020), en el artículo titulado “Zeolite-based adsorbent from alum sludge residue for textil wastewater treatment”, en el que obtuvieron zeolita a partir de lodos de alumbre provenientes de una potabilizadora de agua, aplicando modificaciones térmicas, para su caracterización se aplicaron análisis de Difracción de Rayos X (DRX) y microscopia electrónico de barrido (SEM) para conocer sus propiedades estructurales y morfológicas, comparando su eficiencia con la de otros adsorbente (gel de sílice y carbón activado) en la adsorción de efluentes generados en la tinción de jeans reales, con una capacidad máxima de adsorción de 6.5 mg/g con el lodo modificado a 400°C, con parámetros termodinámicos de naturaleza espontánea y exotérmica. También se puede ver el trabajo de Laib et al., (2022) en su investigación “Comparative Study on Removal of Textile Dyes in Aqueous Medium by Adsorption Using Modified Drinking Water Treatment Sludge”, en el que busco la remoción del colorante azul reactivo amónico 19 (RB19) y azul de metileno catiónico (MB) de una agua sintética utilizando un adsorbente preparado del lodo del tratamiento de agua potable modificados con nitrato de hierro, con el que incrementaron su are superficial de 15.58 a 1.6.12 m²/g, variado las condiciones de adsorción de pH (2 -8), tiempo de contacto (0 – 30 min), dosis de lodo modificado (0.5 – 2.5 g/L) y la concentración de los colorantes (10 – 200 mg/L), mostrando capacidades máximas de adsorción de 40.16 y 46.08 mg/g par RB19 y MB respectivamente. Al igual que Nageeb Rashed et al., (2016) en su artículo “Adsorption of methylene blue using

modified adsorbents from drinking water treatment sludge”, en el que preparan lodos como adsorbente para remover el colorante azul de metileno de una solución acuosa, pretratando el lodo física y químicamente, realizando sus experimentos bajo diferentes condiciones como la concentración del colorante (50-100 mg/L), dosis del adsorbente (0.05-0.25 g), pH de la solución (3-9), temperatura (20-60°C), y tiempo de contacto (20-90 min), llegando a la conclusión que el lodo activado por ácido nítrico (0.25 M HNO₃) y la pirolisis a 700°C es el adsorbente más eficiente, con una concentración inicial del colorante de 100 ppm, tiempo de contacto de 1 h, temperatura de la solución de 250°C, pH de 7 unidades y una dosis de adsorbente de 0.25 g. Al igual que Shiva Shankar et al., (2019), los que removieron diferentes colorantes (Red 94, Acid Yellow 1, Direct Green 26 y Reactive blue 21) por adsorción con lodos provenientes de una PTAP, con un tamaño de grano de 90 – 125 µm, logrando una remoción de 41.5, 27, 43.5 y 26.2% respectivamente. Por otro lado Chantaramanee y colaboradores (2022) también realizaron estudios publicados en su artículo “Acid modification of waterworks sludge for dye removal: synthetic and real textile wastewater” los que buscaron desarrollar un adsorbente granular utilizando ácido sulfúrico a concentraciones 0.5, 1, 3 y 6 M incrementando el área superficial del lodo y su capacidad de adsorción, experimentando con la remoción de azul de metileno, para luego aplicarlo a efluentes textiles reales, obteniendo hasta 38.3% de remoción de colorantes reales con el lodo activado con ácido a 6 M. otros autores utilizaron reactivos alcalinos como activante del lodo, como Mushtaq y colaboradores (2022), que utilizo NaOH como activante variando la relación de concentración entre el lodo crudo y el activante (1.4, 1.6, 1.8 y 2) logrando remover hasta el 86% de remoción del colorante Vat-orange 11 variando dosis de adsorbente, tiempo de contacto y pH.

La investigación más actual es la realizada por Mouratib y colaboradores (2024) en su trabajo titulado “Efficiency of dry drinking wáter tretament sludge as adsorbent for methylene blue

and acid red 97 removal from aqueous solutions” en el que caracterizaron la muestra de lodo por medio de fluorescencia de rayos X (FRX), FTIR, DRX, SEM y métodos de Brunauer – Emmett – Teller (BET). Para los experimentos tomaron en consideración el pH de la solución, concentración inicial de los colorantes, masa del adsorbente, tiempo de contacto y la temperatura, con las que determinaron la capacidad máxima de adsorción de 46.3 y 153.13 mg/g de azul de metileno y rojo ácido respectivamente; concluyendo que para ambos colorantes la adsorción fue por un proceso físico, requiriendo solo deshidratación y molienda.

2.2. Marco teórico

Para el entendimiento de este trabajo de tesis es necesario conocer los conceptos a continuación descritos.

2.2.1. Planta de tratamiento de agua potable (PTAP)

El agua como recurso y su calidad, son parámetros importantes que considerar, ya que influyen en el desarrollo urbano y el entorno ecológico, en especial, donde este es escaso de forma severa. Este recurso se encuentra normalmente en represas, ya que de esta forma suministran agua potable para una comunidad. La calidad de esta, es considerada como una necesidad ya que tiene efectos sobre la salud pública y la vida acuática, por sus características toxicológicas, contaminantes persistentes y naturaleza bioacumulativa de algunos elementos traza, compuestos microbianos, entre otros (Alver, 2019). Los contaminantes más comunes que se encuentran de forma natural en el agua cruda son el arsénico (As), que es uno de los compuestos más recurrentes en este tipo de agua, sobrepasando lo establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 10 μ L), el cual tiene origen de las rocas y los sedimentos que fueron liberados. Otros contaminantes presentes son el hierro (Fe), manganeso (Mn) y aluminio (Al), además de minerales. Para la remoción de estos compuestos, es necesario aplicar procesos avanzados, sin embargo, construir plantas que puedan obtener aguas de alto nivel de calidad, implican una inversión con elevado costo

operativo y es necesario contar con un gran capital, por lo que, las poblaciones de bajos recursos económicas y menos beneficiadas, pueden terminar aguas contaminadas (Moreira et al., 2021).

Por tal motivo, es necesario contar con planta de tratamiento para poder obtener agua potable, las que buscan cambios constantes en los tratamientos con el fin de tener operaciones de fácil operación, brindando la mayor eficiencia de tratamiento. Estas plantas de tratamiento deben desarrollar estrategias buscando la reducción de riesgos para la salud humana y la mejor calidad de agua después de su purificación. Para el tratamiento de agua potable, los proveedores realizan un tren de tratamiento, ósea, una serie de procesos que son aplicados en secuencia. Los más utilizados son la filtración, coagulación, floculación, sedimentación y desinfección de aguas superficiales, pudiendo incluir también intercambio iónico y adsorción (Alver, 2019).

2.2.2. Proceso de potabilización de agua

El proceso de potabilización de agua se encuentra representado en la Figura 1, en la que se muestran los tratamientos más aplicados, como la coagulación y floculación, seguido de procesos de sedimentación y filtración de arena.

- Captación de agua

La captación de agua es el primer paso para la potabilización de agua, la cual se recolecta de una fuente natural como ríos, lagos, embalses, pozos u otras fuentes superficiales o subterráneas. La selección de la fuente de agua dependerá de algunos factores, como la disponibilidad, calidad de agua y demanda de la población. En esta etapa es primordial realizar evaluaciones constantes de la calidad del agua cruda para poder determinar la idoneidad para el consumo humano y para determinar los procesos de tratamiento a seguir.

- *Pretratamiento del agua colectada*

Después de la captación, el agua cruda generalmente contiene materiales gruesos que son arrastrados como palos, hojas, rocas y otros desechos sólidos. Para la eliminación de estos materiales se utilizan rejas, tamices o desarenadores, los que retienen los sólidos más grandes y evitan su ingreso a los tratamientos posteriores, protegiendo bombas, tuberías y equipos.

- *Coagulación*

El proceso de coagulación es esencial en el tratamiento del agua para eliminar las partículas suspendidas. Al emplear metales cargados positivamente, como alumbre ($Al_2(SO_4)_3$) o cloruro férrico ($FeCl_3$), se desestabilizan estas partículas, facilitando la formación de flóculos que sedimentarán. Sin embargo, la eficacia de este proceso depende de múltiples factores. Las condiciones ambientales, como la temperatura, afectan la velocidad de formación de flóculos, siendo más lenta en temperaturas bajas. Además, la turbidez del agua cruda influye en la cantidad de coagulante necesaria; aguas con baja turbidez requieren más coagulante para asegurar la captura efectiva de las partículas. Estos aspectos deben considerarse cuidadosamente para optimizar la eficiencia del proceso de coagulación y garantizar un suministro de agua tratada seguro y de calidad (Mustereț et al., 2021).

- *Floculación*

Después de la adición de coagulantes el agua es mezclada suavemente en tanques de floculación para promover la formación y agrandamiento de flóculos, asegurando una distribución uniforme y flóculos de tamaño adecuado. La formación de estos facilita la sedimentación y la subsiguiente filtración agrupando partículas en suspensión en flóculos grandes y pesados.

- *Decantación y filtración*

Decantación o sedimentación, es el proceso en el que el agua entra en reposo en tanques de clarificación, donde los flóculos formados en las etapas anteriores forman un lodo producto

de la coagulación; y el agua clarificada, se recoge de la parte superior para ser sometida a los siguientes tratamientos. El lodo resultante se retira periódicamente y se busca la disposición adecuada. El agua clarificada pasa a filtración, etapa crucial para la eliminación de las partículas finas y otros contaminantes que puedan estar presentes después de la sedimentación. Estos filtros pueden estar comprendidos por arena, grava o carbón activado, produciendo un agua más limpia y clara.

- *Desinfección y ajuste de pH*

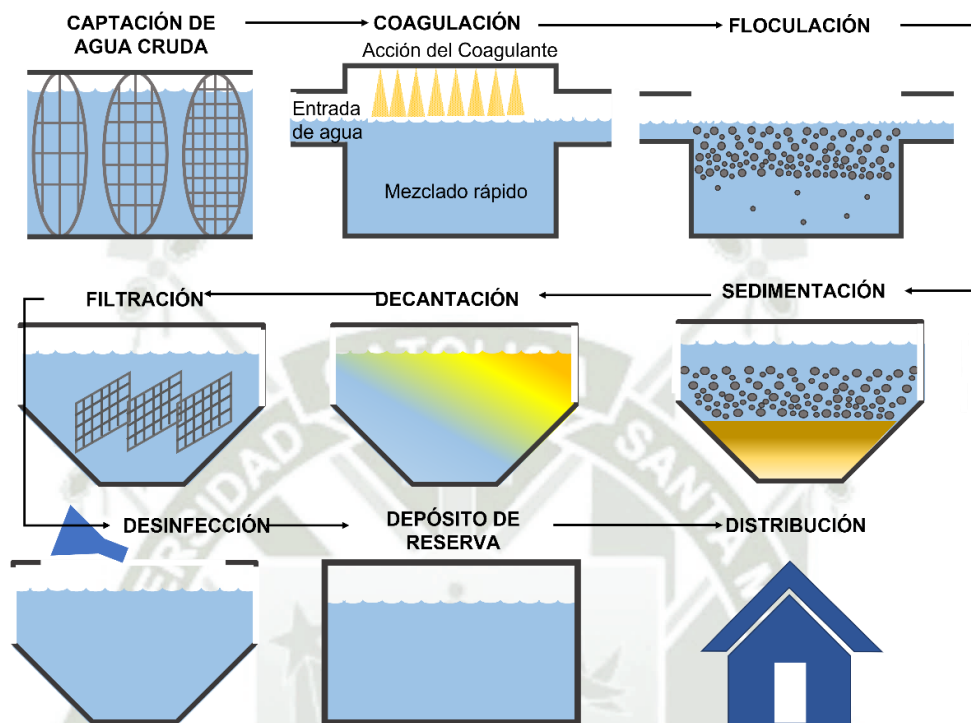
La desinfección es una etapa crítica para asegurar el agua de microorganismos, en el que se añade desinfectantes como el cloro, ozono, dióxido de cloro o luz UV con el fin de eliminar o inactivar bacterias, virus y/o protozoarios; evitando de esta forma la transmisión de enfermedades. Una vez el agua este desinfectada, se procede a variar el pH para evitar mal sabor, corrosividad y la eficacia de la desinfección. El pH óptimo debe estar entre 6.5 y 8.5, utilizando químicos como el carbonato de calcio o ácido sulfúrico.

- *Almacenamiento*

Esta es la última etapa de la potabilización del agua, siendo almacenada en tanques o depósitos antes de su distribución por la red de suministro, por lo que es importante que los tanques se mantengan limpios evitando la contaminación del agua tratada. En la Figura 1 se muestra las etapas de la potabilización de agua con tratamientos convencionales.

Figura 1.

Planta de tratamiento de agua potable convencional.



Nota: Adaptado de Arque Huayapa (2014).

2.2.3. Lodos químicos de las depuradoras de agua

Los lodos químicos, también conocidos como lodos de alumbre, son una consecuencia inevitable en las plantas de tratamiento de agua, por lo que es necesario aplicar el proceso de purificación del agua potable. Estos lodos, compuestos principalmente de aluminio y hierro, se generan durante las etapas de coagulación-floculación y sedimentación. Durante estos procesos, se añade usualmente sal de sulfato de aluminio como coagulante primario para aglutinar y eliminar las impurezas suspendidas presentes en el agua. A medida que estas impurezas se agrupan, forman los lodos de alumbre, que deben ser posteriormente separados y tratados adecuadamente para su disposición final, lo que representa un desafío en la gestión de residuos en las plantas de tratamiento de agua (Tony, 2020). El volumen de lodos producido puede variar entre el 1 y el 3% del flujo inicial de agua cruda. Esta relación nos

dice que a medida que la escala de suministro de agua se incrementa, también lo hace la generación de lodos. Este aumento proporcional del volumen de lodos plantea desafíos significativos en la gestión de residuos para las plantas de tratamiento de agua, ya que implica la necesidad de desarrollar estrategias efectivas para el tratamiento, disposición y posible reutilización de estos subproductos. Es de gran importancia abordar de manera integral para garantizar una gestión sostenible de los recursos hídricos y una operación eficiente de las plantas de tratamiento de agua. (He et al., 2024). En estos lodos podemos encontrar partículas coloidales, arcillas, sustancias húmicas y algunas algas acuáticas, además, también puede poseer microorganismos, iones metálicos y materiales peligrosos en bajas concentraciones, ya que se da el proceso de floculación de las partículas sólidas en suspensión transportadas por el cuerpo de agua. La composición química de estos lodos puede variar de acuerdo con el tipo de agua a tratarse (He et al., 2024; Laib et al., 2022). En la Tabla 1 se encuentra ejemplos de algunos compuestos presentes en la mayoría de las muestras de lodos químicos provenientes de depuradoras de agua.

Tabla 1. Compuestos presentes en la mayoría de los lodos químicos.

Compuestos presentes en la mayoría de los lodos químicos.

%	(Rodríguez et al., 2010)	(Li et al., 2021)	(Shamaki et al., 2021)	(Duan et al., 2020)	(Grassi et al., 2020)	(Yang et al., 2023)	(Bourzik et al., 2023)
SiO₂	29.6	17.1	10.28	26.43	29.9	35.58	50.05
Al₂O₃	17.6	30.1	44.24	28.27	24.3	32.26	32.12
Fe₂O₃	5.18	3.1	2.51	7.66	8.39	6.25	5.07
CaO	11.85	4.1	2.5	5.36	0.25	1.59	5.06
MgO	2.15	0.6	0.34	1.11	0.43	1.36	1.08
Na₂O	6.09	0.2	0.15	0.06	0.08	1	0.69
K₂O	2.85	-	0.43	1.23	0.64	1.59	2.13

Nota: Tomado de He y colaboradores (2024)

Los compuestos de estos lodos se encuentran en forma de minerales como la moscovita, cuarzo, calcita, hematita, albita, etc., los que le dan una reactividad potencial (Bourzik et al., 2023). Si los lodos se consideran desechos, su eliminación inapropiada puede acarrear consecuencias negativas. La acumulación de los metales presentes en ellos en ecosistemas cercanos, como vertederos o cuerpos de agua, puede tener impactos negativos. Estos lodos pueden provocar enfermedades mentales y cutáneas en humanos. Por lo tanto, es crucial gestionar y disponer de ellos adecuadamente para evitar daños tanto en la salud humana como en los ecosistemas. Esto implica la implementación de prácticas de eliminación responsables que minimicen los riesgos asociados y promuevan un ambiente seguro y sostenible para todas las formas de vida (Odimegwu et al., 2018). Sin embargo los lodos de alumbre pueden volver a ser utilizados, en su mayoría, han sido estudiado como adsorbentes, además se pueden utilizar para la generación de membranas o agregado de cementos (Muisa et al., 2020; Shamaki et al., 2021).

2.2.4. Industria textil y sus efluentes

La industria textil, una de las más significativas a nivel global, también figura entre las más contaminantes debido a su elevado consumo de agua y la consiguiente generación de efluentes. Además, requiere grandes cantidades de combustibles y una amplia gama de productos químicos, como los tintes o colorantes. Durante el proceso de teñido, se emplean alrededor de 8000 productos químicos sintéticos, combinados con al menos uno de los más de 10000 tintes de base química disponibles, algunos de los cuales se extraen de la naturaleza. Esta industria genera aproximadamente 700000 toneladas métricas de tintes anualmente a escala global.

El principal problema de los efluentes generados por esta industria es la elevada concentración de DQO, DBO, pH y sólidos en suspensión agregados a cuerpos de agua. Puede contener también, aceites, complejos metálicos, alto contenido orgánico, tintes

sintéticos complejos y residuos. El problema más notorio en los efluentes textiles es el color, los cuales tienen como responsables a los colorantes cromóforos, con enlaces azoicos ($-N=N-$), pudiendo ser monoazoicos, diazoicos y poliazoicos. Cuando estos efluentes interactúan con los cuerpos de agua, tiende a reducir la penetración de la luz solar, provocando la disminución de la tasa de fotosíntesis e incrementando la demanda biológica de oxígeno. A su vez, causa un grave efecto en los peces y suprime el crecimiento de microorganismos y en los humanos, efectos carcinogénicos, ya que los tintes contienen cloro ligado orgánico, además, los químicos que logran evaporarse pueden ser absorbidos por la piel y causar reacciones alérgicas a niños, interrupción del funcionamiento normal de las células, deterioro en funciones respiratorias, osmorregulación, reproducción, entre otros. Por lo tanto, los efluentes textiles no tratados o tratados de forma incompleta pueden ser perjudiciales para la vida acuática y terrestre al afectar negativamente al ecosistema natural y causar efectos en la salud a largo plazo (Bhatia et al., 2018; Khan et al., 2022).

2.2.5. Colorantes textiles en efluentes residuales

La industria textil se basa en una variedad de materias primas, incluyendo algodón, lana, fibras naturales y sintéticas, así como tintes y productos químicos. Estos tintes, fundamentales para la coloración de tejidos, se clasifican según su origen, estructura y aplicación. Entre ellos se encuentran los colorantes sintéticos, azoicos, directos, reactivos, mordientes, ácidos, básicos, dispersos y sulfurosos, cada uno con propiedades y usos específicos en el proceso de teñido textil. Esta diversidad de tintes permite a la industria textil crear una amplia gama de colores y efectos en sus productos finales (Al-Tohamy et al., 2022). Los colorantes sintéticos son ampliamente utilizados en diversas industrias debido a su capacidad para producir colores intensos y variados, así como a su facilidad de manipulación y estabilidad frente a factores externos. Estos colorantes, derivados de compuestos petroquímicos, se comercializan en diversas formas, como líquidos, polvos, pastas o

gránulos, lo que facilita su aplicación en diferentes procesos de teñido. Sin embargo, aproximadamente el 15% del tinte utilizado no se adhiere a las telas o fibras durante el proceso de teñido, lo que resulta en efluentes contaminados que requieren tratamiento antes de su descarga al medio ambiente. Esta pérdida de colorante representa un desafío ambiental y económico para la industria textil (Slama et al., 2021).

Tipos de colorantes

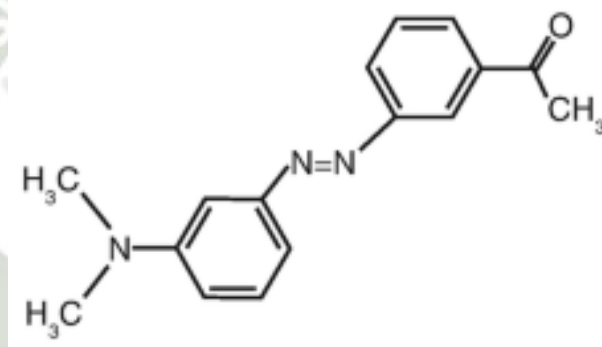
Los colorantes textiles se pueden clasificar de diferentes formas, por su origen, estructura química y métodos de fijación, pudiendo ser naturales, sintéticos, ácidos, básicos, directos, etc. A continuación, se describe la clasificación de estos (El Harfi, 2017).

Colorantes azoicos: Los colorantes azoicos se destacan como uno de los grupos más ampliamente producidos a nivel mundial, siendo responsables de aproximadamente el 70% de la producción total de colorantes. Su nombre proviene del característico enlace azo ($-N=N-$), el cual puede repetirse en la estructura molecular, confiriendo una versatilidad única a estos compuestos. Esta característica estructural les permite ofrecer una amplia gama de tonalidades y efectos visuales, lo que los convierte en una opción popular en diversas industrias. Su uso abarca múltiples sectores industriales, desde aplicaciones farmacéuticas hasta textiles, alimentarias, papeleras, cosméticas y más. En la industria farmacéutica, los colorantes azoicos se utilizan para identificar y distinguir diferentes productos, además de desempeñar un papel crucial en la formulación de medicamentos y suplementos. En el ámbito textil, son fundamentales para la creación de prendas de vestir y tejidos con una amplia variedad de colores y diseños. En la industria alimentaria, los colorantes azoicos se emplean para mejorar la apariencia visual de los alimentos, haciéndolos más atractivos para los consumidores. También se utilizan en la fabricación de envases y embalajes para productos alimenticios, donde proporcionan una identificación visual clara y atractiva.

Además, los colorantes azoicos encuentran aplicación en la industria papelera, donde se utilizan para teñir papel y cartón, así como en la industria cosmética, donde se emplean en la formulación de productos para el cuidado personal y el maquillaje. La versatilidad y el amplio rango de aplicaciones de los colorantes azoicos los convierten en una opción preferida para una variedad de necesidades industriales, siendo indispensables para la creación de productos visualmente atractivos y funcionales en numerosos sectores. En la Figura 2 se muestra la estructura química de un colorante Azo.

Figura 2. Estructura química de un colorante Azo.

Ejemplo de colorante Azo.



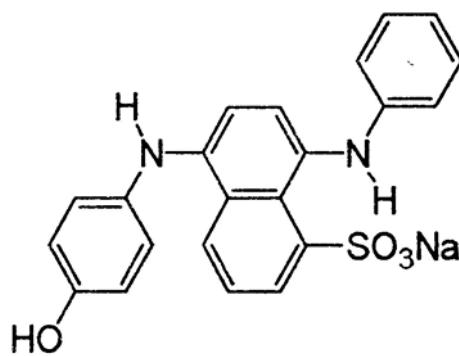
Nota: Colorante methyl red, tomado de Sreedharan & Bhaskara Rao (2019).

Colorantes sulfurados: La sulfuración involucra una serie de reacciones complejas que incluyen sustituciones, formación de anillos, reducciones y oxidaciones. Los colorantes derivados de este proceso generalmente están compuestos por compuestos aromáticos comunes, como el benceno, naftaleno, difenil, azobenceno, entre otros, los cuales suelen llevar grupos nitro, nitroso, amino, amino sustituido o hidroxilo. Estos colorantes son ampliamente utilizados en la coloración de fibras celulósicas o en mezclas con fibras sintéticas. Se caracterizan por su resistencia a la luz y al lavado, lo que garantiza una durabilidad óptima de los colores en los tejidos. Además, presentan tonalidades de color de intensidad moderada, lo que les confiere una versatilidad que los hace idóneos para una

variedad de aplicaciones en la industria textil y de la moda. En la Figura 3 se muestra un ejemplo de colorante azufrado.

Figura 3.

Ejemplo de colorante Azufrado.

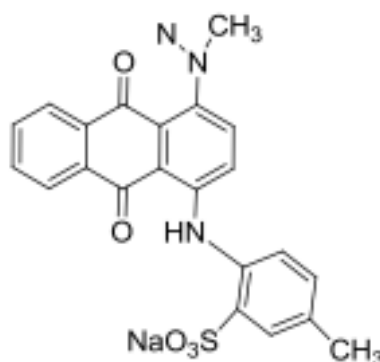


Nota: Colorante Sulphur green, tomado de Benkhaya et al. (2020).

Colorantes ácidos: Estos colorantes se utilizan para teñir nailon, lana o seda, y su aplicación abarca un rango de pH de 3 a 7. Son reconocidos por su excepcional resistencia a la humedad, lo que los hace ideales para prendas y tejidos que estarán expuestos a condiciones húmedas o incluso a contacto directo con agua. La selección del pH durante el proceso de teñido es crucial, ya que estos colorantes muestran una mayor eficacia y estabilidad en medios ácidos, aunque su uso también puede adaptarse a las propiedades específicas de las fibras y a las condiciones del proceso. En cuanto a su composición, estos colorantes pertenecen a diferentes sistemas cromóforos, como los azoicos, antraquinona, trifenilmetano o ftalocianina de cobre. Cada uno de estos sistemas cromóforos aporta características particulares al colorante, influyendo en su tonalidad, intensidad y capacidad de fijación a las fibras textiles. La diversidad de opciones permite una amplia gama de colores y efectos visuales, lo que hace que estos colorantes sean versátiles y aptos para una variedad de aplicaciones en la industria textil y de la moda. En la Figura 4 se muestra un ejemplo de un colorante ácido.

Figura 4.

Ejemplo de colorante ácido.

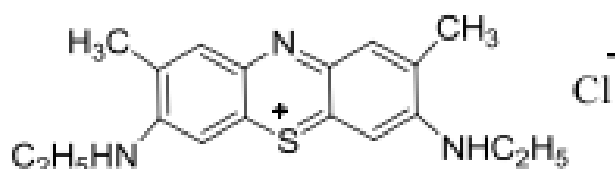


Nota: Colorante Acid blue 25, tomado de El Harfi, (2017).

Colorantes básicos: Este tipo de colorante encuentra su principal aplicación en una variedad de sustratos, incluyendo acrílicos, papel, nailon y poliéster modificado. Los tintes básicos, caracterizados por su solubilidad en agua, generan cationes coloreados en solución. Estos cationes, al llevar una carga positiva, son atraídos electrostáticamente hacia sustratos con carga negativa. Este fenómeno permite una fuerte afinidad de los colorantes con los materiales que presentan cargas negativas, facilitando así su fijación y proporcionando colores vibrantes y duraderos en una amplia variedad de superficies textiles y no textiles. En la xx se muestra un ejemplo de un colorante básico.

Figura 5.

Ejemplo de colorante básico.



Nota: Colorante Basic blue 41, tomado de El Harfi (2017).

La gestión de los contaminantes presentes en el agua residual de la industria textil es crucial para asegurar la conformidad con las normativas ambientales y proteger la salud humana y los ecosistemas. Para lograrlo, se emplean una variedad de tratamientos y estrategias que pueden aplicarse de forma individual o en combinación, formando un tren de tratamientos para obtener resultados más efectivos. Entre los tratamientos físicos se incluyen métodos convencionales como la adsorción, filtración, intercambio iónico y oxidación. Los tratamientos químicos, por otro lado, abarcan procesos como la coagulación, floculación y ozonización. Además, se emplean tratamientos biológicos que hacen uso de diversos microorganismos adaptados, como bacterias, hongos, algas y levaduras, para degradar los contaminantes orgánicos presentes en el efluente. La combinación estratégica de estos métodos permite mejorar significativamente la calidad del agua residual, contribuyendo así a la preservación del medio ambiente y la salud pública (Slama et al., 2021).

2.2.6. Adsorción aplicada en la remoción de colorantes textiles

Los tratamientos físicos desempeñan un papel crucial en la reducción de contaminantes, y la adsorción es una técnica destacada en este contexto. La adsorción se define como el proceso mediante el cual una sustancia se acumula en la superficie de un material adsorbente, incrementando la concentración de especies moleculares en dicha superficie en comparación con la solución inicial. Esta técnica se ha establecido como una herramienta eficaz y fiable en el tratamiento de afluentes industriales y domésticos, demostrando su capacidad para eliminar una amplia gama de contaminantes con eficiencia y precisión.

La fisisorción, o adsorción física, tiene lugar cuando las moléculas del adsorbato se adhieren físicamente a la superficie del adsorbente debido a diferencias en energía y/o fuerzas de atracción eléctrica. Este proceso puede resultar en la formación de una o varias capas de adsorbato y se caracteriza por tener una baja energía de activación (entalpía). A diferencia de la quimisorción, o adsorción química, donde se produce una reacción química entre las

moléculas adsorbidas y el adsorbente, generando la formación de una sola capa de adsorbato en la superficie del adsorbente. La quimisorción se distingue por poseer una alta entalpía de adsorción (Sahu & Singh, 2019).

Existen algunos factores que pueden afectar el proceso de adsorción como la concentración inicial del contaminante, la dosis de adsorbente, el pH de la solución, la temperatura y el tiempo de contacto. Otros factores importantes son únicamente del adsorbente como el área superficial específica, que puede ser definida como la porción del área superficial total que está disponible para la adsorción, dependiendo en su mayoría de la porosidad del material adsorbente, pudiendo clasificarse como microporosos, con anchos de poro menores a 2 nm, mesoporoso con un ancho de 2 a 50 nm de poro y los macroporoso con un ancho mayor a 50 nm (Sahu & Singh, 2019).

2.2.7. Isotermas de Adsorción

Las isotermas de adsorción representan a la relación entre los adsorbatos en una fase circundante y el adsorbato adsorbido por la superficie del adsorbente en equilibrio y bajo temperatura constante. Esta es representada como una gráfica, la cual es importante para la investigación sobre técnicas de adsorción, siendo fundamentales para la descripción de la interacción de los solutos con los adsorbentes, haciendo posible también la optimización de su uso. Los datos de las isotermas y el modelo de ajuste definen el comportamiento del adsorbente, los que brindan información sobre la máxima capacidad de adsorción, que es importante para evaluar el diseño del sistema de adsorción (Saleh, 2022).

Los modelos de isotermas pueden ser clasificados por su significado físico y su derivación teórica de la siguiente manera:

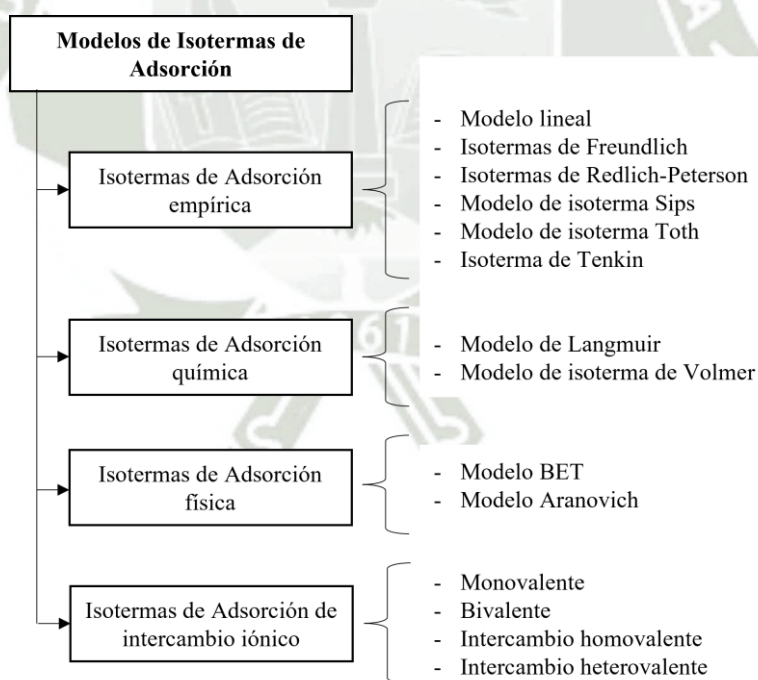
- Modelos empíricos: Modelo lineal, SIPS, Freundlich y Toth que no cuentan con un significado físico específico.

- Modelos de adsorción química: se utilizan para la descripción de adsorción en monocapas, adsorción química que está relacionada con la formación de enlaces químicos.
- Modelos de adsorción física: a diferencia de la química esta es una adsorción de multicapas, relacionada con las fuerzas de Van der Waals.
- Modelo de intercambio de iones: se usan para modelar el proceso de adsorción en función del intercambio de iones.

En la Figura 6 se muestran algunos ejemplos para cada clasificación de modelos de isotermas de adsorción.

Figura 6. Clasificación general de algunos Modelos de Isotermas de adsorción.

Clasificación general de algunos Modelos de Isotermas de adsorción.



Nota: Tomado de (Saleh, 2022).

El proceso de adsorción ha adquirido una relevancia especial debido a su naturaleza económica, sencillez y ecológico. Esto ha motivado esfuerzos significativos para el desarrollo

y estudio de isothermas de adsorción. A lo largo de diversas investigaciones, se han identificado y registrado aproximadamente 37 isothermas diferentes (Majd et al., 2022). Los modelos de isothermas más utilizados se describen a continuación:

Isothermas de Langmuir: Es una de las isothermas propuestas, que asume el adsorbato y el adsorbente de forma ideal implementando para superficies homogéneas. Esta isoterma se puede obtener a partir de supuestos, considerando la siguiente formula:

$$q_e = q_{m,L} k_L C_e / 1 + k_L C_e$$

Donde: $q_{m,L}$ es la capacidad máxima de adsorción de la isoterma de Langmuir en mg/g; k_L es la constante de la isoterma de Langmuir o la constante de afinidad en dm^3/mg (Langmuir, 1918).

Este tipo de isoterma normalmente es utilizado para adsorbentes como zeolita, nanocompuestos, granos, nanotubos de carbón, carbón activado, compuestos de carbono a base de lignina, magnetita, sílice, cenizas, entre otros, utilizados generalmente para la remoción de colorantes, iones, herbicidas, metales, etc.

Isothermas de Freundlich: Esta isoterma es el primer modelo propuesto por Herber Freundlich de acuerdo con resultados experimentales, aplicado para estudios de adsorción de superficies rugosas y multisitio. El modelo de la Isotherma de Freundlich es la siguiente:

$$q_e = k_F C_e^{n_F}$$

Donde: k_F y n_F son potenciales de adsorción y la constante de fuerza del modelo de isoterma de Freundlich respectivamente. Con el segundo parámetro se puede describir la heterogeneidad de la superficie, lo que representa que la adsorción es proporcional al porcentaje de sitios ocupados (Freundlich, 1906).

Isotherma de Brunauer – Emmet – Teller: propusieron una isoterma de adsorción basada en la teoría de adsorción multimolecular de sustancias gaseosas. Definieron cinco tipos de

isotermas para un sistema de adsorción física, considerando dos regiones de presión para adsorber los componentes del gas en los adsorbentes, con temperaturas cercanas al punto de condensación, en el que las isotermas tenían una forma cóncava para presiones bajas y convexa sobre el eje de presión para presiones altas que puede estar relacionada con el estado líquido condensado en los capilares del adsorbente en dimensiones moleculares (Brunauer et al., 1938). Se presentan diversas formas de representar la isoterma, siendo la forma general del modelo BET es:

$$q_e = q_{m,BET} C_{BET} C_e / (C_{s,BET} - C_e) [1 + (C_{BET} - 1) (C_e / C_{s,BET})]$$

Donde los parámetros de $q_{m,BET}$ en mg/g, $C_{s,BET}$ y C_{BET} en L/mg se definen como la capacidad máxima de adsorción de la isoterma BET, la concentración de saturación de monocapa y la constante de adsorción BET, respectivamente; cubriendo presiones relativas de 0.05 a 0.3 con un gas, generalmente gas nitrógeno a 77K. al comparar la forma de adsorción y desorción con las 5 curvas de referencia se puede inferir la forma y el comportamiento de los poros presentes en el adsorbente (Ladavos et al., 2012).

2.3. Marco legal

En nuestro país existen diversas normas que fueron creadas con el fin de proteger nuestros recursos naturales, con el fin de tener un hábitat de calidad para nuestro desarrollo, teniendo en vigencia las siguientes:

- **Ley N° 28611, Ley General del Ambiente**, que regula la gestión ambiental en el país, estableciendo principios y normas básicas con el fin de mantener un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el desarrollo de la vida, asegurando la mejora de la calidad de la vida de la población y lograr el desarrollo sostenible.
- **Ley N° 26821, Ley Orgánica para el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales**, que tiene como objetivo promover y regular el aprovechamiento sostenible

de los recursos naturales, renovables y no renovables, con el fin de fomentar la inversión manteniendo un equilibrio dinámico entre el crecimiento económico y la conservación de los recursos naturales y del ambiente.

- **Ley N° 29338, Ley de Recursos Hídricos**, la cual regula el uso y la gestión integrada del agua superficial, subterránea, continental y los bienes asociados a esta.
- **Decreto Supremo N°017-2015-PRODUCE**, Reglamento de Gestión Ambiental para la Industria Manufacturera y Comercio Interno, que tiene como objetivo promover y regular la gestión ambiental, así como de la conservación y el aprovechamiento sostenible de los recursos naturales en el desarrollo de las actividades de la industria manufacturera y de comercio interno, además de reglamentar las aplicaciones de instrumentos de gestión, medidas de protección ambiental y buscar una producción más limpia.
- **Decreto Supremo N° 010-2019-VIVIENDA**, que aprueba el reglamento de Valores Máximos Admisibles (VMA) para las descargas de agua residuales no domésticas en el sistema de alcantarillado sanitario, con la finalidad de preservar la infraestructura sanitaria, instalaciones, maquinarias, equipos de servicios de alcantarillado e incentivar el tratamiento de las aguas residuales para su disposición o reuso.
- **Resolución Ministerial N° 128-2017-VIVIENDA**, que aprueba las Condiciones Mínimas de Manejo de Lodos y las Instalaciones para su disposición final, con la finalidad de reducir los posibles impactos ambientales, prevenir riesgos ambientales, proteger la salud humana y el bienestar de la persona y, además, contribuir con el desarrollo sostenible de los servicios de saneamiento.

CAPÍTULO III

METODOLOGÍA

3.1. Tipo y nivel de investigación

3.1.1. Tipo de investigación

La presente investigación es de **tipo experimental**, siendo que la activación del lodo químico, como los parámetros a evaluar, serán desarrollados en el laboratorio y bajo sus condiciones. La hipótesis planteada se evaluará partiendo de los ensayos realizados y de los valores resultantes durante la experimentación.

3.1.2. Nivel de investigación

El **nivel** de la investigación a realizarse es **exploratorio**, ya que se realizarán experimentos preliminares para conocer la eficiencia del lodo químico activado y sin activar como adsorbente, obteniendo valores no conocidos en relación a la remoción del colorante Pardo B (Valderrama Mendoza, 2017).

3.2. Diseño de la investigación

El **diseño** de la presente investigación es **experimental**, ya que se modificarán ciertas variables como el pH, concentración de colorante, dosis de adsorbente de lodo químico y tiempo de contacto en los ensayos de adsorción. El lodo químico también será modificado fisicoquímicamente, para luego analizar los cambios que pudo sufrir. Las variables dependientes e independientes se muestran en la Tabla 2.

Tabla 2.

Variables dependientes e independientes y sus indicadores.

Contextualización	Dimensiones	Indicadores	Instrumento de medida	Unidad de medida
Variable independiente	Activación química del adsorbente	Relación peso/volumen (HNO ₃ /masa de lodo)	-	-
	Activación física del adsorbente	Temperatura de activación del lodo	Termocupla	°C
	Dosis de adsorbente	Masa de adsorbente	Balanza	g
Variable dependiente	pH	Rango de pH	Potenciómetro	-
	Remoción de colorante Pardo B	Absorbancia a 474 nm	Espectrofotómetro	%

3.3. Métodos de investigación

3.3.1. Área de estudio

El presente trabajo se realizó en el laboratorio de Ciencias de los Materiales (406) del pabellón F de la Universidad Católica de Santa María en Arequipa, Perú.

3.3.2. Selección de muestra

La muestra fue recolectada durante el proceso de sedimentación del tratamiento de agua cruda de la PTAP “La Tomilla” – Arequipa, para su posterior caracterización y descripción en el estudio. El muestreo fue de forma aleatoria.

3.3.3. Materiales

Los materiales utilizados para la realización de este estudio fueron:

Materiales de laboratorio

- Beakers de 25, 50, 100 y 600 mL.

- Fiolas de 25, 200, 500 y 1000 mL.
- Probetas de 100, 250 y 500 mL.
- Matraz Kitasato de 250 mL y 1 L.
- Embudo Bushner
- Bandejas de aluminio.
- Crisoles de porcelana
- Morteros de porcelana
- Tamiz #40
- Celdas con bulbo de cuarzo.
- Botellas de 1 y 2 L.
- Baguetas
- Tips para micropipeta de 1 y 5 mL
- Galón de 20 L.
- Pizetas de 1 L.
- Pastillas magnéticas.
- Espátulas

Reactivos

- Ácido nítrico (HNO_3) a 5 M.
- Bromuro de Potasio (KBr)

Equipos de laboratorio

- Estufa BONDER BD
- Mufla Thermo Lyne
- Agitador magnético multiple
- Incubadora con agitación MRC
- Refrigerador

- Espectrofotometro UV Genesys 150
- Potensiómetro Five Easy
- Bomba de vacío
- Balanza analítica Radwas AS 220
- Sortometro Anton Parr Nova 600
- FTIR Summit ThermoScientific

3.3.4. Métodos y técnicas

3.3.4.1. *Caracterización de la muestra del lodo crudo de la PTAP y del adsorbente desarrollado.*

Las muestras de lodo fueron caracterizadas después de la toma, realizando una caracterización microbiológica, fisicoquímica, morfológica y estructural.

Caracterización microbiológica

Se realizó el análisis de parámetros microbiológicos de las muestras de lodo crudo (LC), considerando coliformes totales, coliformes fecales, *Escherichia coli*, huevos viables de Helmintos y esporas de hongos. Los métodos aplicados se encuentran en la Tabla 3.

Tabla 3. Metodología para el análisis microbiológico de la muestra húmeda de lodo.

Parámetro	Método	Referencia
Coliformes Totales	Método de fermentación de coliformes totales (9221B)	American Public Health Association et al. (2017)
Coliformes fecales	Método de fermentación de coliformes totales (9221E)	
<i>Escherichia coli</i>	Método de fermentación de coliformes totales, procedimiento de <i>Escherichia coli</i> utilizando sustrato fluorogénico (922 1ACF)	
Huevos viables de Helmintos	Método para determinación, enumeración y detección de huevos viables de Helmintos	EPA/625/R-92/013 (2013)
Esporas de hongos	Numero de esporas de Hongos en suelo por UFP	SGS-MAC-ME-17 (2017)

Caracterización fisicoquímica

La caracterización fisicoquímica fue realizada tanto para el lodo crudo (LC), lodo modificado térmicamente (LMT) y lodo modificado térmicamente (LMQ), considerándose los siguientes parámetros: porcentaje de humedad, porcentaje de cenizas, densidad aparente, composición mineralógica, óxidos y grupos funcionales.

Porcentaje de humedad

La determinación del porcentaje de humedad (%H) se realizó de acuerdo con la Norma ASTM D2974. Como primer paso se halló el peso constante de los crisoles utilizados colocados en una estufa a 105°C por 24 h, después se dejó enfriar por 15 min en un desecador. Posteriormente se colocó la muestra de lodo húmedo entre 2.5 a 3 g en los crisoles pesados antes, colocándola en la estufa a 105°C por 24h, transcurrido el tiempo se colocó a un desecador para dejar enfriar y se pesó. Con los pesos obtenidos se aplicó la siguiente formula:

$$\%H = [m - (C_f - C) / m] * 100$$

Donde: m es el peso de la muestra húmeda, C_f es el peso final del crisol más la muestra seca y C es el peso del crisol.

Cenizas totales

El análisis de las cenizas totales (%CT) de las muestras de lodo fue realizado de acuerdo con la Norma ASTM D2974, siendo este procedimiento similar a la determinación del %H, obteniendo primero el peso constante del crisol, para luego agregar la muestra húmeda de lodo en una mufla a 600°C por aproximadamente 6h. Después se dejó enfriar en un desecador para pesar la muestra calcinada más el crisol. Se aplicó la siguiente formula:

$$\%CT = [(C_f - C) / m] * 100$$

Donde: m es el peso de la muestra húmeda, C_f es el peso final del crisol más la muestra seca y C es el peso del crisol.

Densidad aparente

La densidad aparente (D_A) se calculó de acuerdo con la Norma ASTM D2825. Como primer paso se pesó una probeta de volumen conocido (10 mL), seguidamente se pesó una cantidad de lodo (10 g) y se le agregó a la probeta. Después, se le dieron pequeños toques a la probeta con el fin de compactar el lodo añadido hasta no ver diferencia, tomando el volumen final que ocupa este. La fórmula utilizada para la determinación de D_A fue:

$$D_A = (P_{b+m} - P) / V$$

Donde: P_{b+m} es el peso de la probeta más el lodo seco, P peso de la probeta y V es el volumen ocupado por el lodo seco.

Composición mineralógica

Para la determinación de la composición mineralógica de las muestras (LC, LMT y LMQ) se utilizó un equipo de Difracción de Rayos X (DRX) marca Rigaku, modelo Miniflex 600 con un detector D/teX Ultra2, identificándose con una base de datos abierta de cristalografía (COD). Este ensayo fue realizado en el Laboratorio de Investigación con Equipos Espectroscópicos para la determinación de estructuras químicas de la Universidad Nacional de San Agustín.

Determinación de Óxidos

La determinación de los óxidos presentes en las muestras (LC y LMT) fue realizado en un equipo de Fluorescencia de Rayos X marca Rigaku, modelo NEX QC+, para el que se utilizó 6g de muestra para la formación de una pastilla. Este análisis fue realizado en el Laboratorio de Materiales Sólidos Porosos de la Universidad Nacional de San Luis (Argentina).

Determinación de grupos funcional

Para la determinación de los grupos funcionales presentes en las muestras (LC, LMT y LMQ) se utilizó un equipo de Espectroscopia infrarroja para la transformada de Fourier (FTIR) marca Thermo Scientific, modelo Nicolet Summit. Para la formación de la pastilla necesaria para el equipo, se pesó 50 mg de una sal (KBr) y 0.5 mg de las muestras, las que fueron mezcladas, sometiéndola a una compresión aplicando 1.75 tn de fuerza. La pastilla fue analizada en el espectrómetro infrarrojo aplicando 32 barridos y una resolución de 4 cm^{-1} .

Caracterización morfológica

Se estudio la morfología de la superficie de las muestras (LC, LMT y LMQ) se realizó por Microscopia Electrónica de Barrido (SEM) modelo Sigma 360 VP, marca ZEISS, para lo que fue necesario pretratar las muestras con hilos de carbono por su composición química, para después congelar las muestras utilizando nitrógeno líquido. Posteriormente se observó en el microscopio de barrido, análisis realizado el Laboratorio de Materiales Solidos Porosos en la Universidad Nacional de San Luis (Argentina).

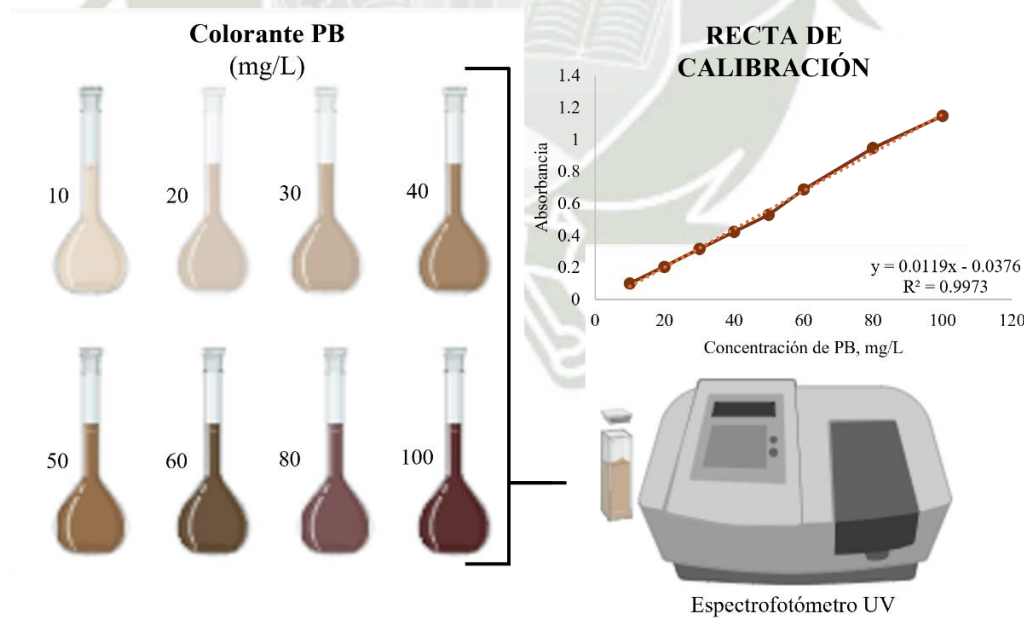
Caracterización textural

La estructura de las muestras (LC, LMT y LMQ) fueron determinadas de acuerdo con las Isotermas de adsorción – desorción utilizando N_2 a 77K, en un equipo manómetro (sortometro) modelo Nova 600, marca Anton Parr. Previo al análisis en el equipo se realizó la desgasificación de las muestras a 200°C por 1h. De la data resultante de la adsorción y desorción del nitrógeno gas, se obtuvo el área superficial, diámetro y forma de poros.

3.3.4.2. *Caracterización del colorante textil mediante el desarrollo de un espectro de absorción identificando la longitud de onda analítica, utilizado para el teñido de fibra de alpaca.*

Previo a los ensayos se realizó una recta de calibración utilizando un espectrofotómetro UV visible modelo Genesys 150, marca Thermo Scientific, en el que se hizo un barrido espectral ($\lambda=200 - 1100\text{nm}$) del colorante PB a una concentración de 100 mg/L, obteniendo una máxima absorbancia en una longitud de onda de 474 nm. Una vez identificada la longitud de onda, se realizó una recta de calibración a diferentes concentraciones (10 – 100 mg/L), con el fin de obtener la ecuación que nos permitió calcular la concentración del PB en los experimentos, como se observa en la Figura 7. La recta fue realizada por triplicado y las diluciones se hicieron con agua destilada.

Figura 7. Determinación de la longitud de onda y recta de calibración de PB.

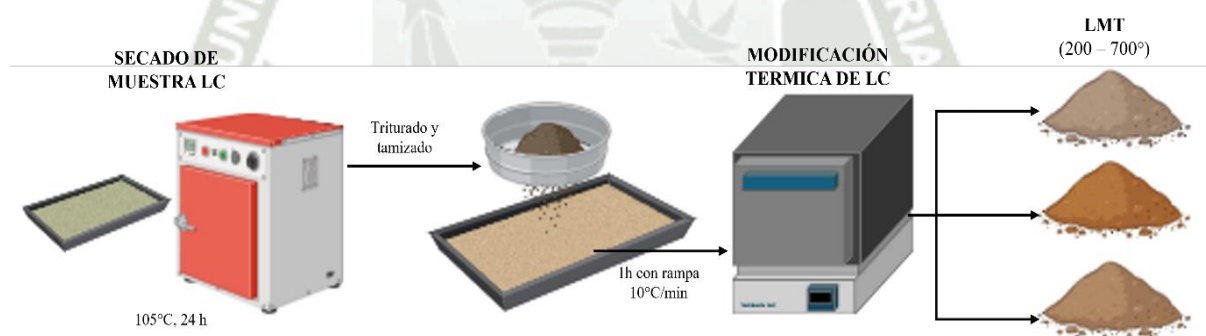


3.3.4.3. Evaluación del efecto del lodo a diferentes temperaturas como adsorbente de colorante Pardo B.

Modificación térmica del LC

El LC fue modificado térmicamente, previamente, el lodo húmedo fue secado en una estufa a 105°C por 24 h, resultando una placa de lodo seco, por lo que se procedió a triturar con un mortero de porcelana y posteriormente a tamizarlo por un tamiz de 425 nm de tamaño de malla, para poder obtener partículas finas. Finalmente fue sometido a diferentes temperaturas desde 200 hasta 700°C en una mufla por 1h con una rampa de $10^{\circ}\text{C}/\text{min}$ (Tony, 2020) como se muestra en la Figura 8.

Figura 8. Modificación térmica del LC.
Modificación térmica del LC.

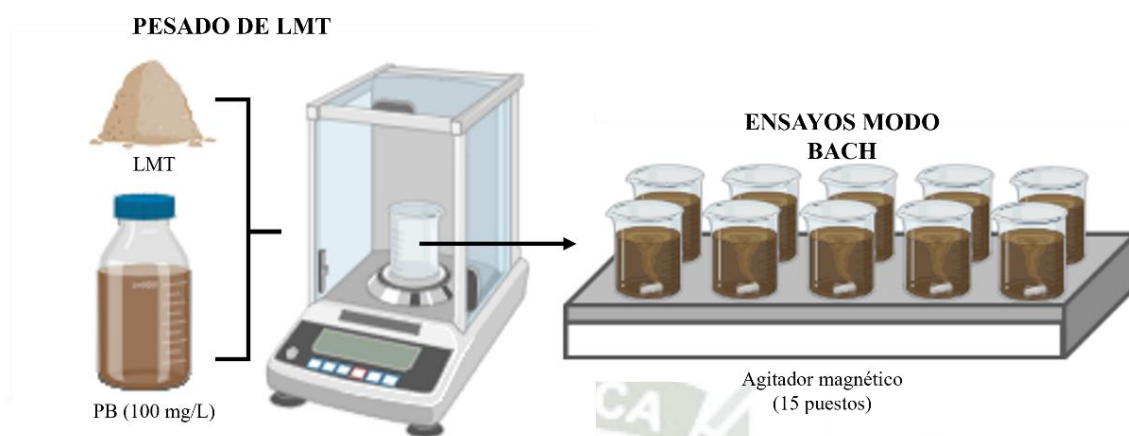


Ensayos de adsorción tipo Bach

Los experimentos fueron realizados bajo condiciones fijas de agitación (350 rpm), tiempo de contacto (30 minutos), dosis de adsorbente LMT (0.5 g), temperatura (25°C), concentración inicial de PB (50 mg/L) y volumen de la solución (100 mL). Se utilizó una plancha de agitación de 15 puestos marca Velp Scientifica para llevar a cabo los ensayos. Se varió inicialmente la temperatura de calcinación del LMT en el rango de 200 a 700°C , como se muestra en la Figura 9. Todos los ensayos fueron realizados por triplicado para asegurar la reproducibilidad de los resultados

Figura 9.

Ensayos tipo Bach con el LMT.

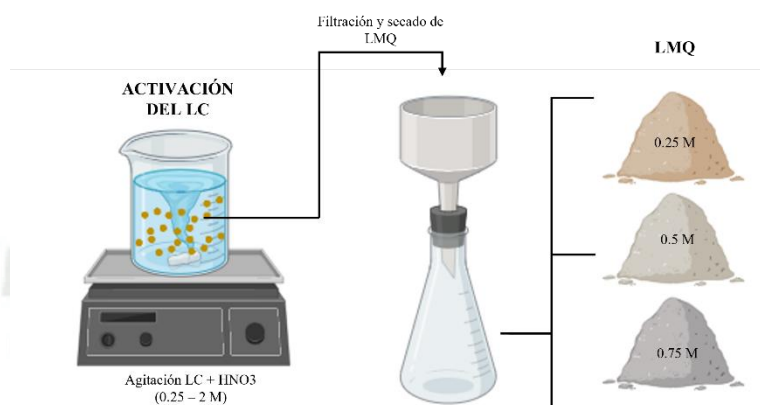


Una vez determinado el LMT más eficiente en cuanto a la remoción del PB, se realizaron pruebas, variando el tiempo de contacto (0 – 60 min), pH de la solución (3 – 9), dosis de LMT (0.1 – 0.75 g) y concentración de PB (20 – 80 mg/L).

3.3.4.4. Evaluar el efecto del lodo a diferentes concentraciones de activación con ácido nítrico como adsorbente del colorante Pardo B.

Modificación química del LC

El carbón activado se puso en contacto con el agente activante (HNO_3) utilizando 5 g de carbón en 10 mL de ácido nítrico a diferentes concentraciones (0.25 M, 0.5 M, 1 M y 2 M) bajo agitación durante 1 hora. Posteriormente, la mezcla se dejó en reposo durante 24 horas para asegurar una interacción completa. Una vez transcurrido este tiempo, se separó el sólido activado, el cual fue lavado meticulosamente con agua destilada hasta alcanzar un pH comprendido entre 6 y 7, manteniéndolo en agitación adicional por dos horas para eliminar residuos solubles. Finalmente, el sólido se filtró, se secó en una estufa a 105°C y se trituro finamente para prepararlo para su aplicación en los ensayos experimentales (Soliman et al., 2023). Este proceso se puede observar de mejor forma en la Figura 10.

Figura 10.*Activación química del LC.*

Ensayos de adsorción tipo Bach

Los ensayos fueron realizados por triplicado, evaluando primero la relevancia de la activación del lodo, iniciando con los parámetros fijos de velocidad de agitación (350 rpm), volumen de la solución con PB (100 mL), el tiempo de contacto (45 min) y concentración de la solución (50 mg/L) y temperatura (25°C); teniendo como variable los lodos activados a concentraciones de 0.25, 0.5, 1 y 2 M, identificadas como LMQa, b, c y d respectivamente.

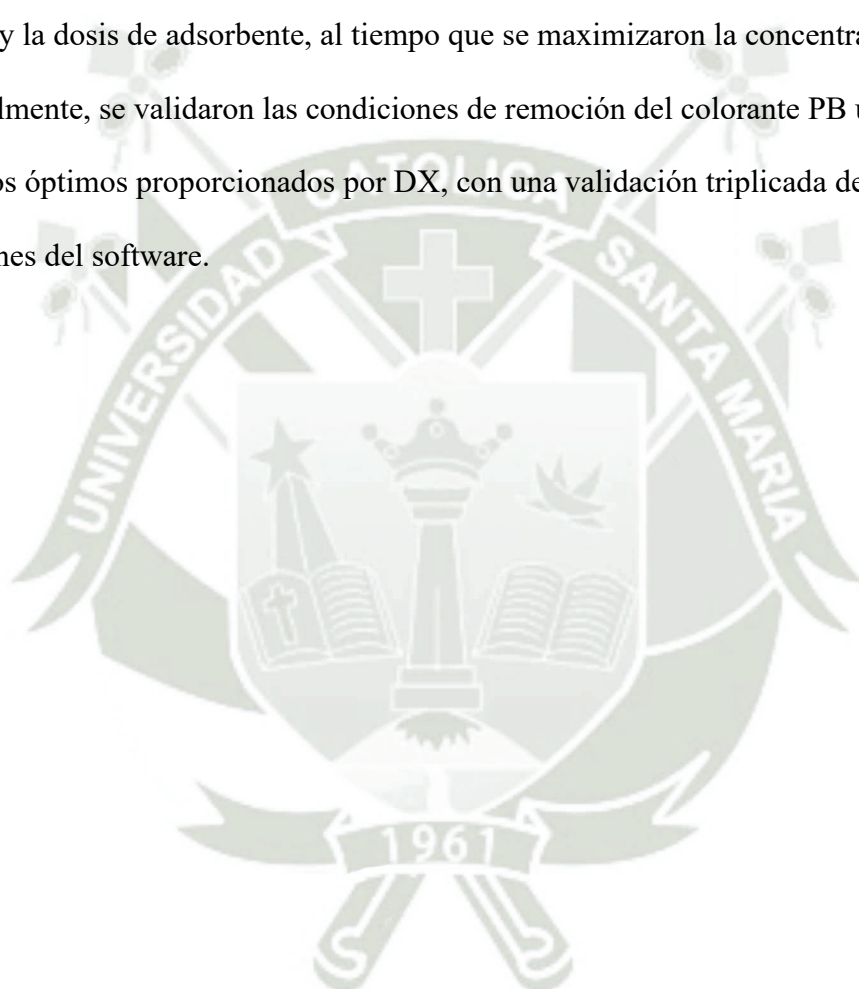
Una vez determinado el LMQ con mayor eficiencia de remoción se procedió a evaluar factor por factor las siguientes variables: tiempo de contacto (0 – 60 min), pH de la solución (3 – 9), dosis de adsorbente (0.1 – 2) y concentración de PB (20 – 80 mg/L).

3.3.4.5. Determinación de las condiciones óptimas para la remoción del colorante Pardo B con el adsorbente de mayor eficiencia (Box Behnken).

Para poder realizar la determinación de las condiciones óptimas para la remoción del PB, se tomó en consideración los ensayos tipo Bach con el LMT y LMQ, resultando con mayor poder adsorptivo el LMQ. Además, se tomaron como variables relevantes la concentración de activación con HNO₃ (-1: LMQ0.25, 0: LMQ0.5, +1: LMQ0.75), dosis de adsorbente (-1:

0.25g, 0: 0.5g, +1: 0.75g) y la concentración de PB (-1: 60 mg/L, 0: 80 mg/L, +1: 100 mg/L); y como factor de respuesta el porcentaje de remoción de PB (%R).

Para el análisis estadístico de los resultados obtenidos, se utilizó el software Design Expert v12 (DX). Este software permitió generar un manto de Superficie de Respuesta que ilustra la interacción entre las variables. Se optimizaron las variables minimizando la concentración de activante y la dosis de adsorbente, al tiempo que se maximizaron la concentración de PB y el %R. Finalmente, se validaron las condiciones de remoción del colorante PB utilizando los parámetros óptimos proporcionados por DX, con una validación triplicada de acuerdo con las predicciones del software.



CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Análisis y discusión de los resultados obtenidos

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de los ensayos y la caracterización.

4.1.1. Caracterización de las muestras del LC de la PTAP y del adsorbente desarrollado

Caracterización microbiológica

En la Tabla 4 se presentan los resultados de la caracterización microbiológica, que incluyen un total de coliformes de 1,600,000 NMP/g y coliformes fecales de 350,000 NMP/g. Los niveles de *Escherichia coli* fueron inferiores a 5.6 NMP/1gST, y no se detectaron huevos de helmintos ni esporas de hongos. Los valores fueron reportados por un laboratorio certificado por INACAL presentados en el Anexo 1.

Tabla 4. Caracterización microbiológica del LC.

Caracterización microbiológica del LC.

Parámetros microbiológicos	Unidad	Muestra
Coliformes totales	NMP/g	1600000
Coliformes fecales	NMP/g	350000
<i>Escherichia coli</i>	NMP/1gST	<5,6
Huevos de helmintos	HVH/4gST	0
Esporas de hongos	UFP/g	0

Es fundamental conocer la composición microbiológica de los lodos, especialmente en lo que respecta a parásitos y patógenos, debido a los posibles efectos adversos que estos pueden tener sobre la salud humana y el medio ambiente, como la acumulación y crecimiento de cianobacterias por la presencia de nutrientes que favorecen su desarrollo (Jalili et al., 2022). La adecuada gestión de estos lodos es esencial para prevenir impactos negativos. El vertido de lodos puede causar diversos problemas ambientales. Generalmente, estos lodos se vierten

en cuerpos de agua, lo que incrementa la turbidez y reduce la penetración de luz solar, afectando el equilibrio de los ecosistemas acuáticos. También pueden ser depositados en suelos, creando lagunas de lodo que generan malos olores y facilitan la lixiviación de contaminantes hacia las aguas subterráneas, además de cubrir grandes áreas de terreno (Qrenawi & Rabah, 2021).

Caracterización Físicoquímica

En la Tabla 5 se muestran los resultados obtenidos del LC, reportando un porcentaje de humedad de 72%, porcentaje de cenizas totales de 15%, densidad aparente de 0.84 g/mL y pH de 6.

Tabla 5. Caracterización físicoquímica del LC.

Caracterización físicoquímica del LC.

Parámetro	Unidad	Valor hallado (%)
% H	%	71.93 ± 1.4
% CT	%	14.87 ± 0.2
D _A	g/mL	0.84 ± 0.01
pH	unidad	5.86 ± 0.2

Los resultados de la caracterización físicoquímica del LC coinciden con los reportados en estudios anteriores. Por ejemplo, Van Truong & Kim (2021) hallaron en su investigación sobre lodos de una PTAP en Corea una humedad del 80% y un pH de 6.7, valores que se asemejan a los obtenidos en este estudio. Además, González y colaboradores (2020) reportaron un contenido total de cenizas que varía entre el 10% y el 30%, lo que también está en línea con los resultados observados aquí.

Tabla 6.

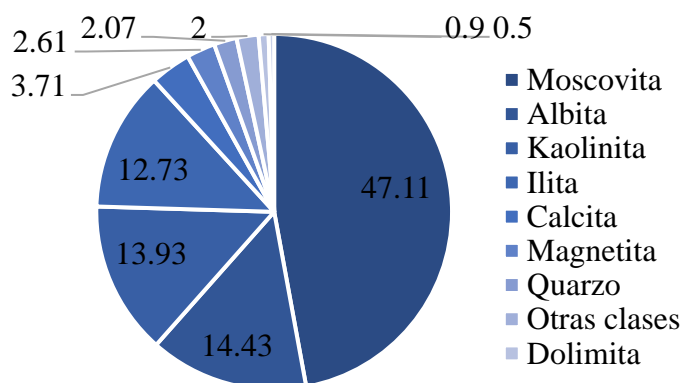
Contenido mineralógico del LC.

Nombre	Contenido, %
Moscovita	47.11
Albita	14.43
Caolinita	13.93
Ilita	12.73
Calcita	3.71
Magnetita	2.61
Quarzo	2.07
Otras clases	2
Dolomita	0.9
Cal	0.5

Se realizó también el contenido mineralógico del LC (Tabla 6) por medio de un equipo DRX, con mayor contenido de moscovita; seguido de albita, caolinita, ilita, calcita, magnetita, Quarzo y otros, como se muestra en la Figura 11 (Anexo 2).

Figura 11.

Diagrama circular de la composición mineralógica del LC.



El principal compuesto de estos cristales o minerales es el óxido de silicio (SiO_2). De acuerdo con el análisis de Fluorescencia de Rayos X realizado sobre los óxidos presentes en el LC, el

SiO₂ es el componente predominante en términos de porcentaje. Este hallazgo es consistente con los resultados reportados por Wiewiórska & Rybicki, (2022), quienes indicaron que los silicatos eran los principales compuestos identificados en su análisis de Difracción de Rayos X (DRX), seguidos por óxidos de calcio (CaO) y compuestos de aluminio, silicio y fósforo, que se relacionan con la formación de caolín. Por otro lado, el estudio de Zhao y colaboradores (2022) también identificó al SiO₂ como el compuesto principal, con una proporción del 42%, seguido por Al₂O₃ con un 17%, Fe₂O₃ con un 16% y CaO con un 11%, con otros compuestos presentes en menores cantidades, al igual que lo reportado en otros estudios mostrados en la Tabla 7, comparados con los resultados obtenidos en este estudio con valores similares, confirmando la predominancia del óxido de silicio en el LC y la concordancia con estudios previos en la literatura.

Tabla 7. Composición de óxidos presentes en el LC.

Composición de óxidos presentes en el LC.

Comp.	Und.	Resultado	(Liu et al., 2020)	(Li et al., 2021)	(de Godoy et al., 2020)	(Lian et al., 2020)	(Shamaki et al., 2021)
SiO₂	%	38.5 ± 0.05	26.43	17.1	52.2	57.62	10.28
Al₂O₃	%	16.6 ± 0.05	28.27	30.1	26.7	20.41	44.24
Fe₂O₃	%	4.88 ± 0.01	6.66	3.1	12.4	9.21	2.51
K₂O	%	1.33 ± 0.03	1.23	0.5	4.2	3.76	0.43
CaO	%	0.69 ± 0.016	5.36	4.1	0.5	3.24	2.5
SO₃	%	0.49 ± 0.003	0.48	-	-	-	1.24
TiO₂	%	0.48 ± 0.009	-	-	2.2	-	0.16
P₂O₅	%	0.13 ± 0.004	0.2	-	-	-	0.44
Cl	%	0.1 ± 0.001	-	-	-	-	-
MnO	%	0.1 ± 0.002	-	0.1	0.3	-	0.15
MgO	%	ND	1.11	-	1.5	2.63	0.34

La modificación térmica del LC se realizó con el fin de conocer las diferencias en su eficiencia como adsorbente, observando que a medida que la temperatura era mayor a 300°C la moscovita, albita, caolinita y magnesio iba disminuyendo, formándose otros cristales en mayor porcentaje como ilita, cuarzo, anortoclasa y cal. Los que contienen en su mayoría óxidos de aluminio, silicio y hierro. En la Tabla 8 se muestra que el porcentaje de Al_2O_3 incremento, el SiO_2 se mantuvo y el resto de óxidos disminuyeron o desaparecieron, los cuales son compuestos que conforman la moscovita y los que incrementaron forman cristales como la ilita, cuarzo, etc.

Tabla 8. Composición de óxidos presentes en el LMT400

Composición de óxidos presentes en el LMT400.

Componentes	Unidad	Resultado LMT400	Resultados LC
SiO_2	%	38.6 ± 0.07	38.5 ± 0.05
Al_2O_3	%	28.6 ± 0.07	16.6 ± 0.05
SO_3	%	1 ± 0.005	0.49 ± 0.003
MgO	%	0.75 ± 0.08	ND
P_2O_5	%	0.54 ± 0.008	0.13 ± 0.004
Fe_2O_3	%	0.23 ± 0.012	4.88 ± 0.01
Cl	%	0.06 ± 0.001	$0.10.1 \pm 0.001$
K_2O	%	ND	1.33 ± 0.03
MnO	%	ND	$0.10.1 \pm 0.002$
CaO	%	ND	0.69 ± 0.016
TiO_2	%	ND	0.48 ± 0.009
Na_2O	%	ND	ND

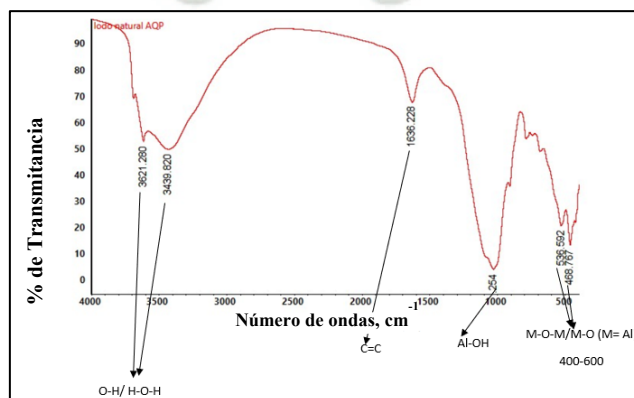
En esta tabla, se presenta la comparación entre el LC y el LMT400, donde se puede observar la concentración de algunos óxidos más estables, como Al_2O_3 , SiO_2 , SO_3 y P_2O_5 . Esto sugiere que la volatilización de componentes más inestables pudo haber dado lugar a la formación de fases minerales más simples o concentradas. Por otro lado, se ha identificado una reducción

en la concentración de Fe_2O_3 , así como la ausencia de K_2O , MnO , CaO y TiO_2 , lo que indica que la temperatura aplicada durante el tratamiento modificó ciertos minerales portadores de estos elementos. Además, al comparar los compuestos obtenidos del LMT400 con otros estudios similares, como el realizado por Grassi y colaboradores, se puede inferir que varios óxidos presentan valores similares (SiO_2 , Al_2O_3 y P_2O_5). Sin embargo, también se observan diferencias, especialmente en el caso de Fe_2O_3 , donde se manifiestan comportamientos opuestos (Grassi et al., 2021). Esto sugiere que las discrepancias pueden ser atribuidas a la variabilidad de los lodos provenientes de diferentes lugares.

También se realizó la determinación de grupos funcionales, los resultados se muestran en la Figura 12, donde podemos observar que los picos identificados del LC en el espectro corresponden a grupos funcionales como el O-H o Al-OH, indicando la presencia de agua y compuestos minerales en el lodo, mostrando que la materia orgánica e inorgánica están relacionados en la matriz del lodo. El grupo funcional Al-OH se debe al uso del coagulante policloruro de aluminio. Se observa también la presencia de C=C, indicando la presencia de compuestos orgánicos que pudieron ser resultado de la degradación de materia orgánica presente en el agua colectada para el tratamiento.

Figura 12.

Determinación de grupos funcionales del LC.



de la descomposición de carbonatos. El rango de $1100 - 900 \text{ cm}^{-1}$ pertenece a silicatos o fosfatos (Si-O y P-O); a diferencia de los otros grupos, esta banda se hace más pronunciada a medida que aumenta la temperatura, más aún a 700°C , por lo que puede estar ocurriendo la calcinación de fases de sílice o la presencia de fosfatos inorgánicos. El rango de $800 - 500 \text{ cm}^{-1}$ identificado en el espectro pertenece a aluminosilicatos y compuestos de hierro (Si-O-Al y Fe-O), de la misma forma aumenta de forma proporcional con la temperatura, particularmente a 600 y 700°C ; esto puede deberse a la formación de óxidos metálicos, como la hematita o la goetita; y aluminosilicatos. Yang y colaboradores (2023) obtuvieron grupos funcionales parecidos al que se obtuvo en este trabajo, grupos funcionales como como O-H, T-A-S-H, que corresponde a fases minerales de hidratos de aluminosilicatos se perdieron con el calentamiento del lodo, también explica que la deshidratación y la deshidroxilación del material con el incremento de la temperatura se puede deber a la moscovita, mineral que también está presente en la caracterización de este trabajo (Yang et al., 2023).

Además, se realizó la identificación de las isoterma de adsorción y desorción de los LMT mediante el método de Brunauer-Emmett-Teller (BET) con N_2 a 77K en el modelo de sílice/zeolita NLDFT (Teoría del funcionamiento de la densidad no local), presente en la Figura 14. En las gráficas podemos observar la formación de curvas que permiten observar el comportamiento de adsorción y desorción en función a la presión relativa y el volumen adsorbido, proporcionándonos información sobre las características texturales del material, así como el tipo de porosidad y el tipo de histéresis.

A medida que el lodo es sometido a diferentes temperaturas, se observan variaciones en la forma y mayor o menor amplitud de las isotermas, las cuales están definidas en 8 tipos por la UIPAC (Thommes et al., 2015), las cuales se muestran la Los **resultados** obtenidos del análisis de isotermas BET se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10.

Características superficiales del LMQ con el modelo BET.

LMQ, M	Volumen de poro, cm ² /g	Área superficial, m ³ /g	Ancho de poro, nm
0.25	0.042	81.63	2.583
0.5	0.047	83.91	2.583
0.75	0.031	60.87	2.583

Sin embargo, en este estudio no mencionan el tipo de isoterma, ni las características de la histéresis.

Figura 17. Las curvas obtenidas en este estudio, muestran una estructura similar a las isotermas tipo IV, las cuales son característicos en materiales mesoporosos, donde la adsorción ocurre en la superficie del poro y la condensación capilar ocurre en los mesoporos a medida que la presión incrementa. Además de la presencia de la histéresis sugiere la misma teoría, donde el fenómeno de desorción ocurre a presiones más bajas en comparación con la adsorción, con un ancho de poro aproximado de 2.5 nm (Thommes et al., 2015).

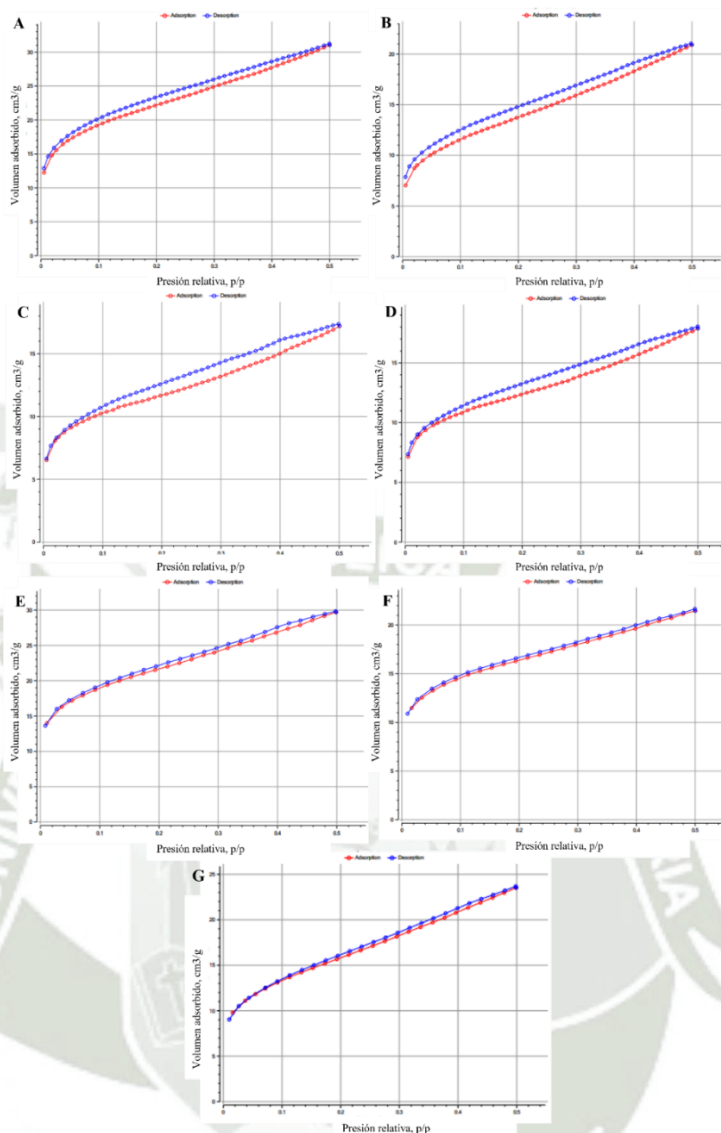
Cuando el tratamiento se hace a bajas temperaturas (100 – 200°C), la histéresis se muestra más amplia, por lo que se puede indicar que tiene una estructura porosa con mesoporos de mayor tamaño y mayor heterogeneidad en el tamaño del poro. Al incrementar un poco más la temperatura del tratamiento (300-400°C), la histéresis comienza a reducirse ligeramente, asociado directamente a la reducción del tamaño de poro y también al área superficial del material, llegando a la hipótesis de que esto sucede por la reorganización de la estructura porosa o el colapso parcial de los poros por el tratamiento térmico severo. A temperaturas de 500 y 600°C, el área superficial incrementa, sugiriendo el aumento en la accesibilidad de sitios adsorbentes. Sin embargo, la histéresis se mantiene de forma moderada, lo que podría indicar el equilibrio en la estructura. Finalmente, a 700°C, el área superficial disminuye nuevamente, mientras que el ancho promedio de poro aumenta, por lo que se puede inferir

que ocurre un colapso significativo en la estructura porosa y la preservación de mesoporos de mayor tamaño.

En términos del volumen promedio de poro, el tratamiento a 100 y 500°C se muestran relativamente altos, indicando una estructura más abierta, en comparación con los tratamientos a 300 y 400°C, donde el volumen promedio de poro disminuye a su valor mínimo, respaldando la observación de la disminución de la porosidad. Comparando con el estudio de Yang y colaboradores (2023), los que tratan lodos de producción de agua potable a diferentes temperaturas, cuando realizan los análisis de las áreas superficiales, donde los lodos tratados a 105, 200 y 400°C tenían superficies muy irregulares y una densidad que iba disminuyendo gradualmente; a temperaturas más altas disminuye aún más el área superficial (Yang et al., 2023), a diferencia de lo obtenido en este estudio que a 400, 500 y 600°C, el área superficial comienza a incrementar, pudiendo deberse a la diferencia en la composición de los lodos, afectado la temperatura en su reordenamiento.

Figura 14. Isotermas de adsorción y desorción del LMT.

Isotermas de adsorción y desorción del LMT.



Nota: en el grafico representa a los diferentes tratamientos desde A hasta G que corresponden a 100 – 700°C (Anexo 3).

La tabla muestra los parámetros texturales (volumen de poro, área superficial y ancho de poro) de un adsorbente modificado térmicamente (LMT) a diferentes temperaturas de tratamiento. Se observa que la mayor área superficial se alcanza a 100°C (84.21 m²/g), seguida por 500°C (82.39 m²/g), mientras que las temperaturas más altas (600°C y 700°C) disminuyen la superficie debido al colapso estructural de los poros. Los valores de volumen y ancho de poro fluctúan ligeramente, con el volumen más alto en 100°C (0.047 cm³/g) y el ancho de poro en 200°C y 700°C (3.656 nm). Comparativamente, los modelos BET de Tony

(2020) y Mouratib y colaboradores (2024) reportaron áreas superficiales más altas para adsorbentes modificados térmicamente, como 135.94 m²/g y 91.35 m²/g, respectivamente, lo que indica un mejor rendimiento en la creación de porosidad. Esto sugiere que los parámetros de tratamiento térmico en este estudio (LMT) podrían optimizarse para maximizar la eficiencia del adsorbente. Los resultados se muestran en la Tabla 9.

Tabla 9.
Características superficiales del LMT por BET.

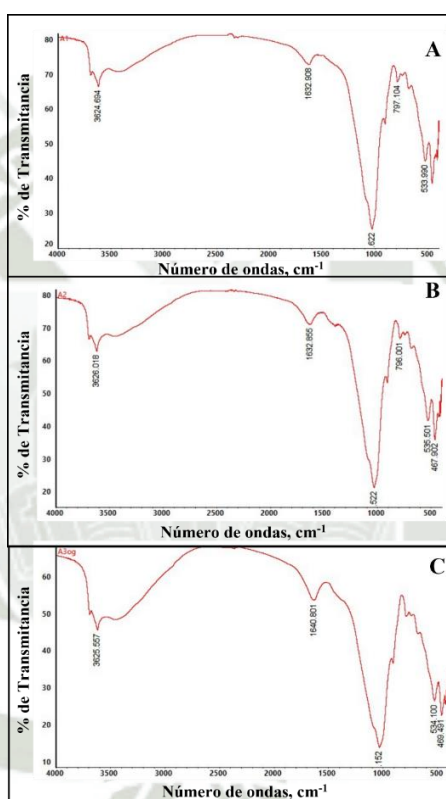
LMT	Volumen de poro, cm ² /g	Área superficial, m ³ /g	Ancho de poro, nm
100	0.047	84.21	2.583
200	0.032	50.05	3.656
300	0.026	42.77	2.583
400	0.027	48.28	2.583
500	0.045	82.39	2.504
600	0.033	65.63	1.564
700	0.036	49.68	3.656

Por otro lado, se identificaron los grupos funcionales en el análisis de los lodos tratados químicamente mostrados en la Figura 15. En cuanto al análisis de LMQ 0.25, 0.5 y 0.75 se mostraron vibraciones similares en 3624.7 cm⁻¹, correspondientes a grupos hidroxilos, posiblemente de agua absorbida o grupos funcionales minerales en la superficie del material. En el pico a 1632.9 cm⁻¹, que puede representar a agua molecular absorbida o a grupos carbonílicos (C=O) presente en compuestos carboxílicos. En el rango de 800 a 400 cm⁻¹, puede asociarse a óxidos metálicos o a vibraciones de enlaces de metales con oxígeno. Si se compara con los grupos funcionales del LC, se puede decir que, las muestras tratadas muestran picos más agudos y definidos, lo que indica que el tratamiento químico al que fue sometido, ha reducido el agua atrapada o ha modificado grupos hidroxilos superficiales, al

igual que enlaces metálicos asociados, como óxidos metálicos o aluminatos. Kumari y colaboradores (2020), también activan los lodos de estudio con ácido nítrico y al realizar el análisis de grupos funcionales, obtiene resultados parecidos al de este estudio, reportando picos en grupos O-H y en enlaces metálicos (Kumari et al., 2020).

Figura 15.

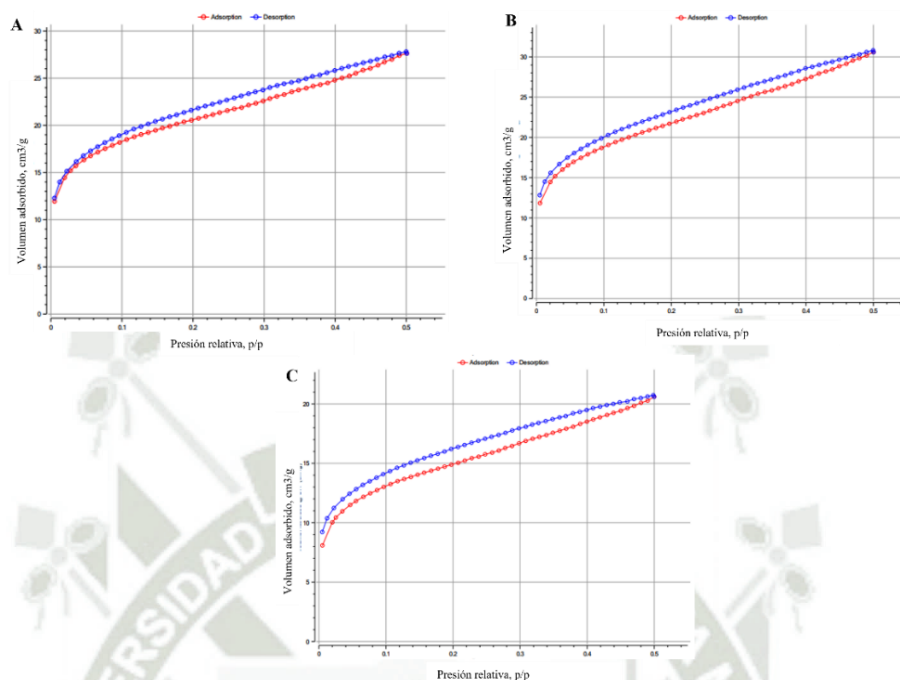
FTIR del LMQ a diferentes concentraciones.



También se realizó la determinación de las isoterma de adsorción y desorción del LMQ por medio del método BET, las que muestran características mesoporosas, con poros de tamaño intermedio (2.6 nm), pudiendo facilitar la adsorción y desorción de moléculas de tamaño mediano. La histéresis en todas las muestras sugiere que el material tiene una estructura porosa que puede llegar a permitir fenómenos de capilaridad en los mesoporos, siendo esto beneficiosos para cumplir su función como adsorbente.

Figura 16.

Isotermas de adsorción y desorción del LMQ.



Nota: En la figura A, B y C son LMQ0.25, 0.5, 0.75 respectivamente (Anexo 4).

El LMQ0.25, 0.5 y 0.75 tienen un volumen promedio de poro de 0.0419, 0.465 y 0.0313 cm^3/g y un área superficial de 81.63, 83.91 y 60.87 m^2/g respectivamente, resultados obtenidos de la adsorción de N_2 a 77K con el modelo sílice/zeolita NLDFT. En el estudio realizado por Soliman y colaboradores (2023), también se determinó el área superficial por el método de BET, el mismo que se realizó en este estudio; obteniendo áreas superficiales mucho menores que lo resultante en esta tesis. Los autores utilizaron otros métodos de activación del lodo (HCl -1M, H_2O_2 -0.25M y la combinación de ambas 1:3), mostrando volúmenes de poro y áreas superficiales de 0.053, 0.032 y 0.076 cm^3/g y 13.75, 12.16 y 15.99 m^2/g respectivamente (Soliman et al., 2023). Los resultados obtenidos del análisis de isotermas BET se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10.

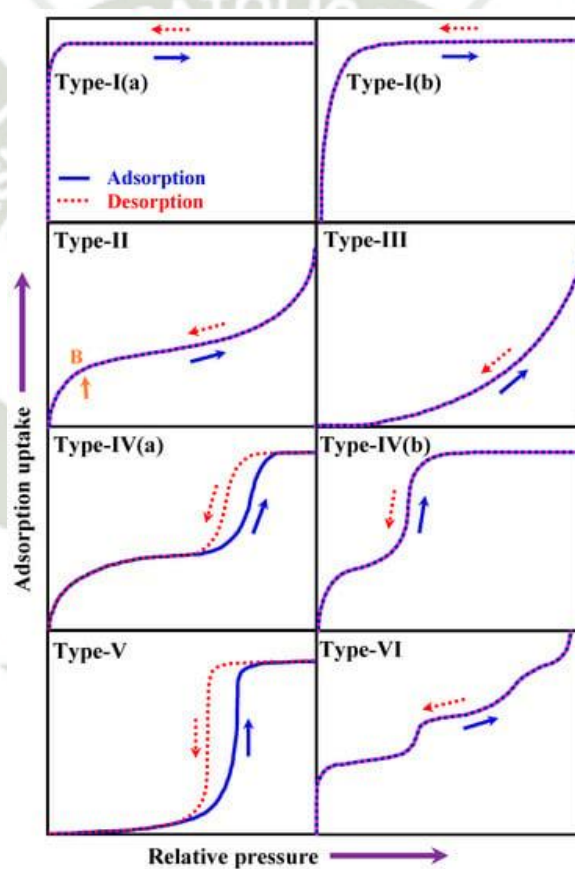
Características superficiales del LMQ con el modelo BET.

LMQ, M	Volumen de poro, cm^3/g	Área superficial, m^2/g	Ancho de poro, nm
--------	---	---	-------------------

0.25	0.042	81.63	2.583
0.5	0.047	83.91	2.583
0.75	0.031	60.87	2.583

Sin embargo, en este estudio no mencionan el tipo de isoterma, ni las características de la histéresis.

Figura 17. Tipos de isoterma de adsorción por la IUNPAC.
Tipos de isotermas de adsorción por la IUNPAC.



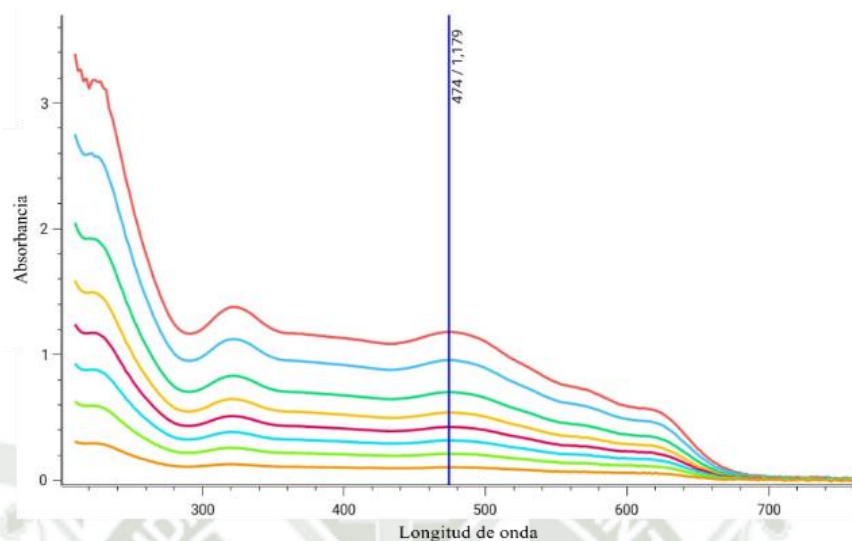
Nota: Tomado de Thommes y colaboradores (2015)

4.1.2. Caracterización del colorante textil

La Figura 18 muestra un barrido espectral, en la que la línea azul que se encuentra a los 474 nm es la longitud de onda donde ocurre la máxima absorbancia del colorante PB, por lo que es la longitud a la que se configuró el espectrofotómetro UV.

Figura 18.

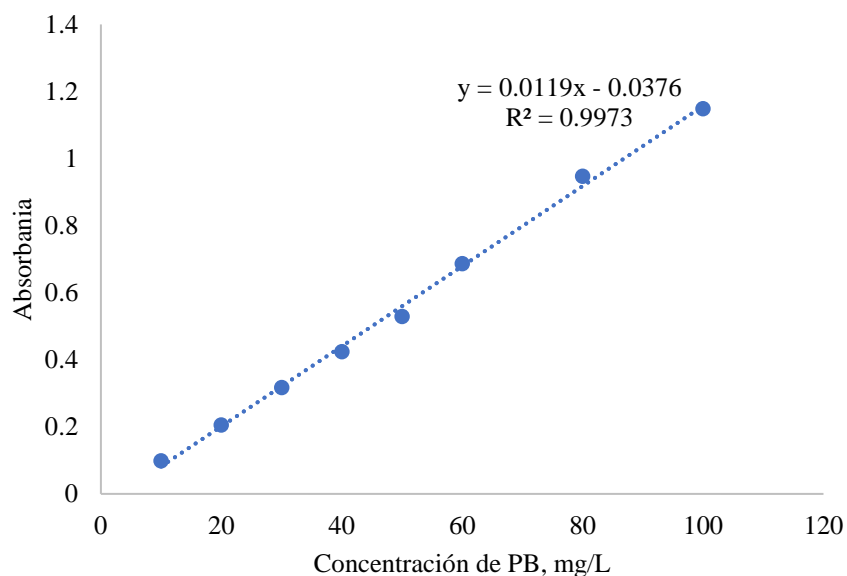
Barrido espectral del colorante PB.



Con el fin de transformar los datos expresados como absorbancia por el espectrofotómetro, se realizó una recta de calibración con un coeficiente de varianza (R^2) de 0.9973, muy cercano a 1. En cuanto a la ecuación resultante de la regresión lineal, resulto con una pendiente de 0.0119, entendiéndose que, por cada unidad de concentración de PB, la absorbancia incrementa en 0.0119 unidades; “y” representa el valor de la absorbancia cuando la concentración de PB es cero, por último, muestra un intercepto negativo de -0.0376. Lo obtenido de muestra en la Figura 19.

Figura 19.

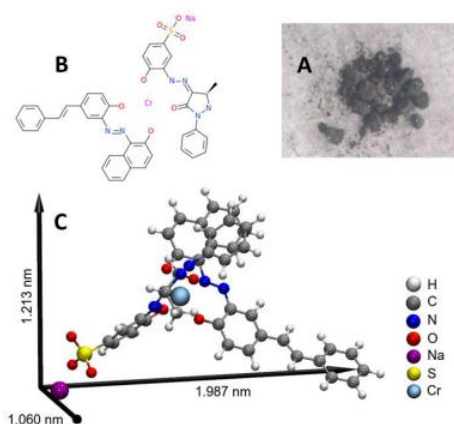
Recta de calibración del PB.



Para poder conocer la interacción que tiene el PB con los lodos modificados, fue necesario determinar su estructura y morfología química, la cual se muestra en la Figura 20 por lo que se realizó para la parte B y C un modelado molecular, del que podemos inferir de la parte A características visuales; de la parte B, que representa su estructura química, se destaca su naturaleza como un complejo de cromo (Cr) con ligandos orgánicos. También existe la presencia de anillos bencénicos, formando una estructura aromática, además se pueden identificar grupos azo (-N=N-) comunes en colorantes para que pueda absorber la luz, así mismo, presenta iones de sodio (Na^+) y grupos sulfonato ($-\text{SO}_3^-$) que lo hace soluble en agua. Por último, la parte C representa la visión tridimensional de la estructura del complejo de cromo, mostrando su longitud de enlace en 1.987 nm, revelando que cumple la función de centro metálico, dándole estabilidad en complejos en solución.

Figura 20.

Representación estructural y morfológica del PB.



4.1.3. Efecto del LMT como adsorbente del colorante PB

Primero se evaluó la eficiencia del LMT a diferentes temperaturas, con una concentración inicial de PB de 50 mg/L, tiempo de contacto de 30 min, dosis de adsorbente de 0.5 g; en 100 mL de solución y en agitación constante de 350 rpm. A los valores promedios obtenidos se les sometió a un análisis de normalidad en el software Minitab, reportando un p-valor de 0.062, ya que es mayor a 0.05, se tiene evidencia estadística que los datos presentan normalidad, reportado en la Tabla 11.

Tabla 11. Comparación de Tukey del LMT.

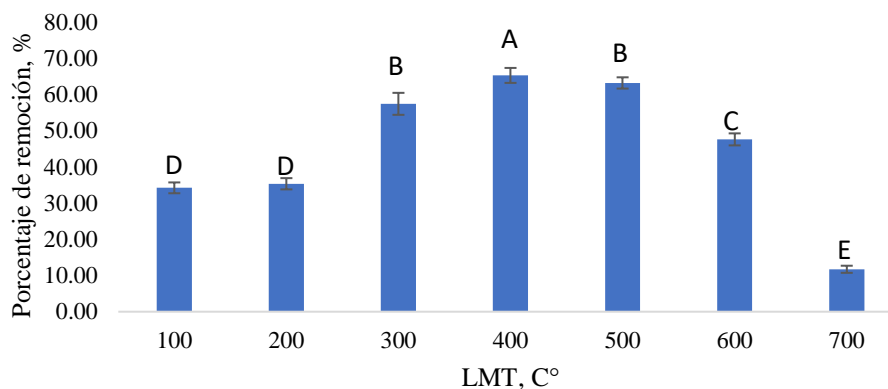
Comparación de Tukey del LMT.

Trat. Térmico	Repetición	Media, %	Agrupación
LMT400	3	76.48	A
LMT300	3	67.01	B
LMT500	3	64.05	B
LMT600	3	47.65	C
LMT100	3	35.25	D
LMT200	3	34.66	D
LMT700	3	12.10	E

La significancia de los tratamientos está representada por letras mayúsculas, mejor visualizadas en la Figura 21.

Figura 21.

Comparación de Tukey de los LMT respecto a la remoción de PB.



En la figura se observa los porcentajes de remoción de PB respecto a los LMT, que, de acuerdo con el análisis de comparación de Tukey, la eficiencia del LMT400 es superior a los otros, logrando remover hasta un $63\% \pm 2.1$ de PB, seguido del LMT 300, 500, 600, 200, 100 y 700 con porcentajes de remoción de 67.01, 64.05, 47.65, 35.25, 34.66 y 12.10% respectivamente. Laib y colaboradores (2022) evalúan la eficiencia de los lodos modificados térmicamente de 200, 300, 400 y 500, obteniendo en su estudios 33.83, 39.67, 35.26 y 29.59% respectivamente; en la remoción del colorante RB19, bajo condiciones de pH 3, concentración inicial de 50 mg/L, dosis de adsorbente de 0.5 g/L y tiempo de contacto de 30 min (Laib et al., 2022). El incremento de la adsorción en los LMT entre 300 a 500, se puede deber a los sitios activos liberador al descomponerse los compuestos minerales por el tratamiento térmico, sin embargo, los lodos tratados a bajas o muy elevadas temperaturas no muestran eficiencia como adsorbente, ya que a estas temperaturas se puede mantener o reagrupar los compuestos minerales reduciendo los sitios activos para la adhesión del colorante.

El siguiente parámetro probado fue el tiempo de contacto del LMT400, que fue el más eficiente en la prueba anterior, con una concentración inicial de colorante de 50 mg/L, con 0.5 g de adsorbente, a 350 rpm de agitación en 100 mL de solución. Se realizó el análisis estadístico con comparación de Tukey, que, de acuerdo a la agrupación no se define un

tiempo de contacto significativo entre 5 a 60 min. Sin embargo, la adsorción llega a un punto de equilibrio a partir de los 50 min, obteniendo una remoción media de 61%. La comparación resultante del análisis estadístico ANOVA se muestran en la Tabla 12.

Tabla 12.

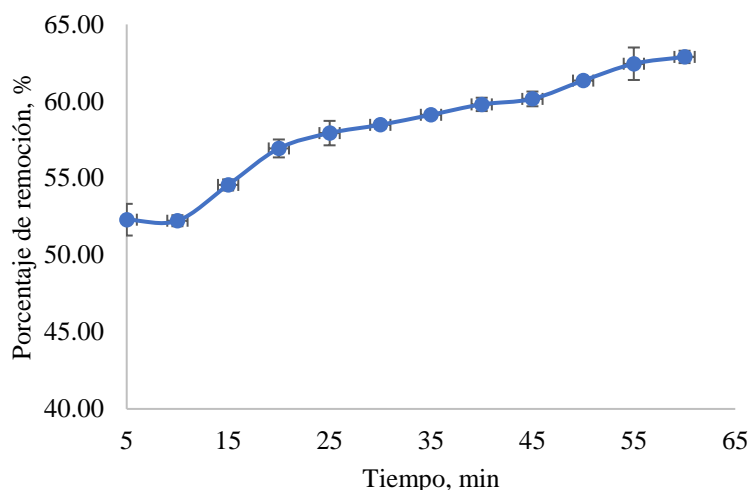
Comparación de Tukey del % de remoción vs el tiempo de contacto.

Tiempo, min	Repetición	Media	Agrupación	
60	3	62.89	A	
55	3	61.68	A	B
50	3	61.11	B	C
45	3	60.16	B	C D
40	3	59.80	C	D E
35	3	59.12	D	E F
30	3	58.47	E	F
25	3	57.93	F	G
20	3	56.94	G	
15	3	54.56	H	
5	3	52.30	I	
10	3	52.24	I	

En la Figura 22 se observa el comportamiento del LMT400 cuando está en contacto con el PB, donde el proceso es rápido al inicio por la disponibilidad de sitios de adsorción, desacelerándose al transcurrir el tiempo hasta alcanzar el límite de adsorción. Esto sugiere que el LMT400 tiene una eficiencia de adsorción buena en las primeras etapas y un límite de saturación alrededor de los 60 min. Sin embargo, desde el minuto 45 no se observa una actividad significativa, por lo que la siguiente prueba se fijara con un tiempo de contacto de 45 min con él LMT400.

Figura 22.

Porcentaje de remoción de PB en tiempo.



Una vez fijados los parámetros de temperatura de activación del lodo en 400 y el tiempo de contacto en 45 min, se evaluó el efecto del pH de la solución. En la Tabla 13, se muestra la comparación de medias de Tukey, donde se evaluó el efecto del pH en la eficiencia de la remoción de PB. En este caso, si hay significancia en la remoción entre los grupos, lo que implica que el pH influye en la capacidad de remoción, donde la solución a pH 3 muestra el mayor % de remoción con una media de 85.5%. la que se considera estadísticamente diferente de los demás niveles de pH.

Tabla 13.

Comparación de medias de Tukey del % de remoción vs el pH de la solución con PB.

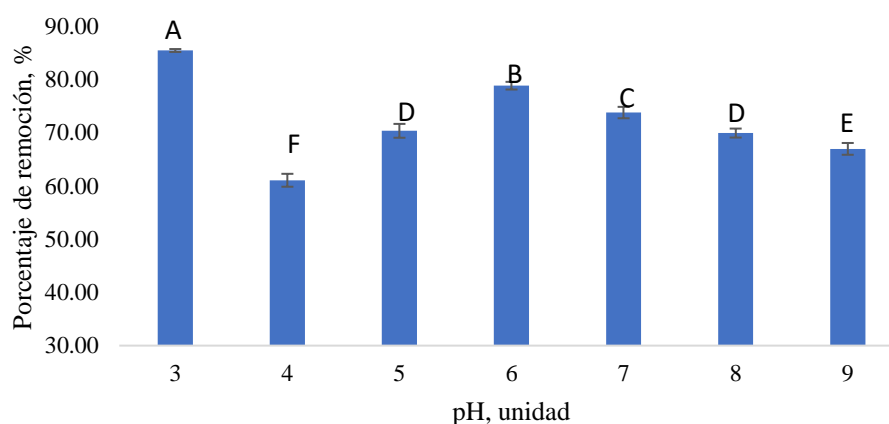
pH, unidad	Repetición	Media	Agrupación
3	3	85.48	A
6	3	78.657	B
7	3	73.81	C
5	3	70.38	D
8	3	69.96	D
9	3	66.99	E
4	3	61.09	F

En la Figura 23 se puede observar lo descrito en la anterior tabla, observando que los que muestran una mayor eficiencia de remoción son los experimentos sometidos a pHs de 3, 6, y 7. El pH inicial de la solución es de 5.87 unidades, con una concentración de 50 mg/L en un

volumen de 100 mL, tiempo de contacto de 45 min y dosis de LMT400 de 0.5 g, a 350 rpm de agitación constante a temperatura controlada (25°C).

Figura 23.

Porcentaje de remoción de PB vs pH con LMT400



En condiciones ácidas extremas, se pudo dar la protonación de los sitios activos, incrementando su área superficial de adsorción, que en consecuencia aumento la atracción electrostática entre el colorante que es un compuesto azoico y el LMT400, facilitando la remoción. Después del proceso de adsorción a pH inicial de 3, la solución final termino con un pH de 6.1 unidades. La neutralización de la solución se puede inferir que es debido la presencia de minerales como carbonatos, silicatos y óxido de metales, que tienen propiedades tampón o de intercambio iónico.

Para continuar con la determinación de los parámetros con significancia, se fijó el pH de la solución de 3, LMT400, a una concentración de 50 mg/L en un volumen de 100 mL, con un tiempo de contacto de 45 min y una agitación magnética constante de 350 rpm. El parámetro evaluado posteriormente, es la dosis del adsorbente, en la que se realiza una comparación de significancia de Tukey, que da a conocer las diferencias en la eficacia de remoción. Las dosis de 0.5 y 0.25 g presentan mayores porcentajes de remoción de PB (89.2 y 86.76%

respectivamente); y a partir de la dosis de 0.15 se observa la disminución de la significancia de la remoción. Con estos resultados, se puede inferir que, la remoción del PB disminuye progresivamente ante las dosis más altas y más bajas mostradas en la Tabla 14.

Tabla 14.

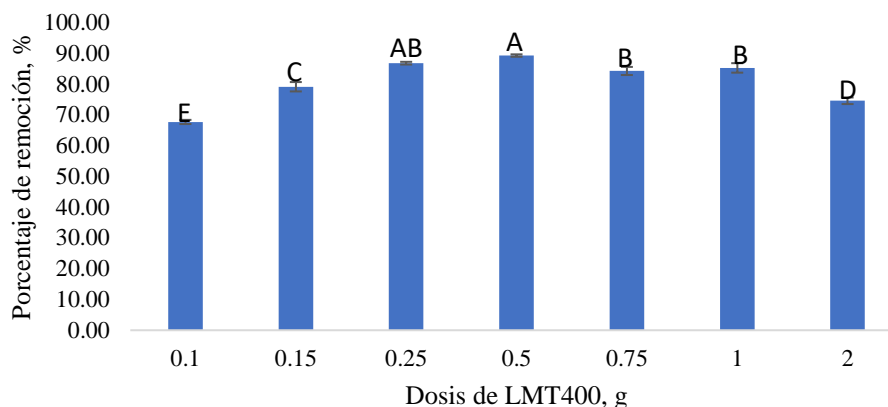
Comparación de Tukey del % de remoción de PB respecto a la dosis de adsorbente.

Dosis de LMT400, g	Repetición	Media	Agrupación
0.5	3	89.23	A
0.25	3	86.76	A B
1	3	85.22	B
0.75	3	84.23	B
0.15	3	79.10	C
2	3	74.54	D
0.1	3	67.67	E

En la Figura 24, se puede apreciar de mejor forma lo expresado en la anterior tabla, mostrando una mayor eficiencia de remoción con dosis de 0.5 y 0.25 g de LMT400. La baja eficiencia de remoción con dosis menores puede atribuirse a la poca área superficial del adsorbente, lo que limita la adsorción en la solución que está saturada de colorante. Por otro lado, la disminución de la eficiencia con dosis mayores puede deberse a que, al aumentar la cantidad del adsorbente, la concentración del colorante en la solución puede llegar a ser baja en comparación con los sitios activos disponibles. Además, la cantidad alta de adsorbentes dificulta el movimiento en la solución durante la agitación, impidiendo el contacto adecuado entre el colorante y los sitios activos del adsorbente.

Figura 24.

Porcentaje de remoción de PB respecto a la dosis de LMT400.



Finalmente, después de determinar la dosis óptima de adsorbente en 0.5 g de LMT400, con tiempo de contacto de 45 min, en una solución de 100 mL y agitación constante de 350 rpm, se realizaron pruebas variando la concentración del PB, desde 20 hasta 80 mg/L; se realizó la comparación de medias de Tukey, con el fin de conocer si existe o no significancia entre niveles. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 15 y se aprecia que, a una concentración de 40 mg/L, se obtiene un mayor % de remoción.

Tabla 15. Comparación de Tukey del porcentaje de remoción respecto a la concentración de PB.
Comparación de Tukey del porcentaje de remoción respecto a la concentración de PB.

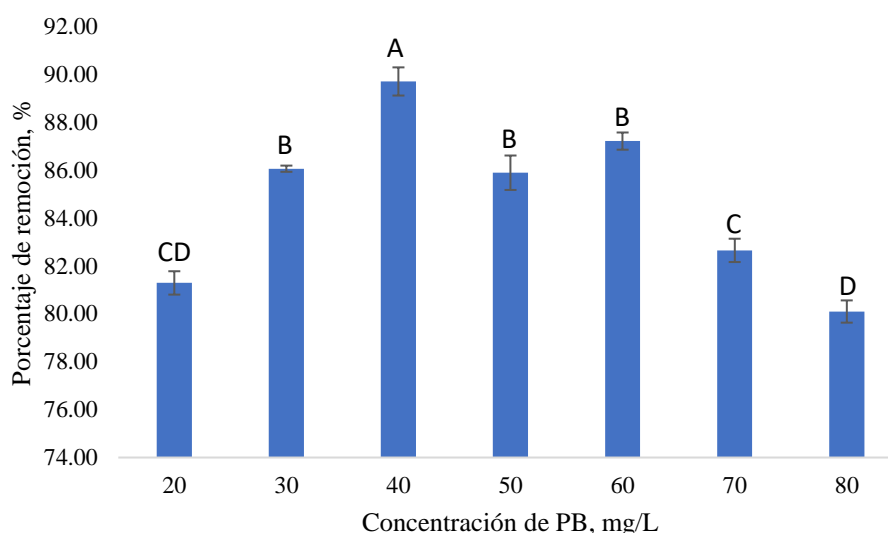
Concentración de PB, mg/L	Repetición	Media	Agrupación
40	3	89.70	A
60	3	87.21	B
30	3	86.06	B
50	3	85.89	B
70	3	82.65	C
20	3	81.29	C D
80	3	80.10	D

En la Figura 25 se visualiza lo descrito en la tabla anterior, mostrando que a una concentración de 40 mg/L de PB se alcanza la máxima eficiencia de remoción. Esto sugiere que, a esta concentración, se logra un equilibrio óptimo entre la cantidad de colorante y los

sitios activos disponibles en el adsorbente LMT400, maximizando la interacción sin llegar a la saturación.

Figura 25.

Porcentaje de remoción de PB respecto a la Concentración de PB.



Las concentraciones de 60, 30 y 50 mg/L también muestran alta eficiencia, aunque ligeramente menor. A concentraciones más extremas, tanto mínima (20 mg/L) como máxima (80 mg/L), la eficiencia disminuye. Esto sugiere que, a 20 mg/L, la cantidad de colorante es insuficiente para aprovechar la capacidad total del adsorbente. En contraste, a una concentración de 80 mg/L, la saturación de los sitios activos limita la adsorción, ya que la cantidad de colorante en solución supera la capacidad de los sitios disponibles en el LMT400.

Después de evaluar los efectos de cada parámetro, se obtuvo una mayor remoción con el lodo modificado a una temperatura de 400°C, tiempo de contacto de 45 min, pH de la solución de 3, dosis de adsorbente de 0.5g y concentración de PB de 40 mg/L, llegando a remover casi el 90% de colorante, contrario a lo expresado por Tony (2020), el que trabajó con lodos, recuperando la zeolita y realizando tratamientos de temperatura para la remoción de un efluente real de la tinción de jeans, en el que también se evaluó el efecto por parámetros,

considerando un pH de 7.5 (pH natural del efluente) de la solución, 0.2 g del adsorbente tratado a 400°C y tiempo de contacto de 2 h y una concentración de 11.8 mg/L; logrando remover un total de 6.5 mg/L, que representa al 55%; por lo que el autor concluye de su estudio, que la variación de la temperatura del lodo no fue significativo en su tratamiento y que se obtienen mejores resultados a pH neutros (Tony, 2020).

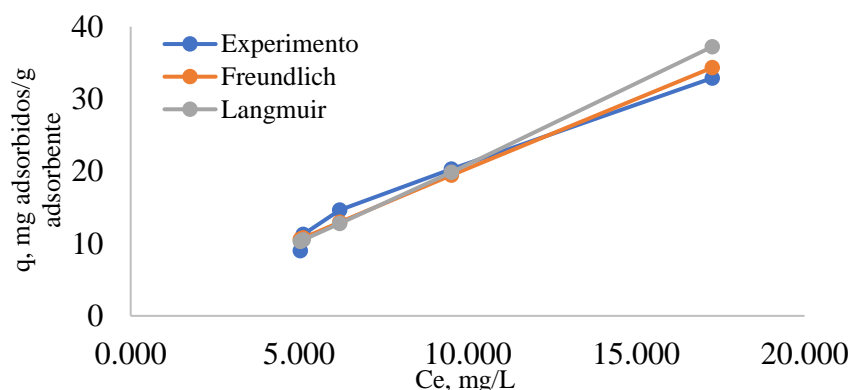
Para identificar la naturaleza de la adsorción, los resultados de la adsorción del PB sobre el LMT400 con una tendencia creciente en la cantidad adsorbida (q) en función de la concentración de equilibrio (C_e) de la solución; nos da entender que existe una afinidad entre el PB y el LMT400, por lo que se ajustaron los datos al modelo de las isothermas de Langmuir y Freundlich, presentadas en la Figura 26.

El modelo de Freundlich, que es adecuado para poder describir la adsorción en superficies heterogéneas, para los experimentos de este estudio, se obtuvo un R^2 de 0.9548, lo que indica que hubo un ajuste adecuado, un valor n de 1.045, indicando que tiene una buena capacidad de adsorción sin llegar a la saturación de forma rápida; y un k de 2.28 L/g, indicando que el LMT400 tiene una afinidad moderada con el PB, lo que podría ser favorable si se removieran otros contaminantes. Estos valores dan a entender que el proceso de adsorción se está dando de forma homogénea y el adsorbente modificado tiene la capacidad de retener al PB, incluso en condiciones de variabilidad de concentración, determinando que el LMT400 consta de una superficie compleja.

Al ajustar los datos al modelo de Langmuir, que sirve para identificar si la adsorción se da en monocapa sobre una superficie homogénea, no muestra un ajuste mejor al modelo de Freundlich, resultando un R^2 de 0.9138, Q_{max} de -501.33 mg/g, y un k_L de -0.004 L/mg. Estos valores negativos sugieren que el modelo de Langmuir no es adecuado para describir el comportamiento de LMT400.

Figura 26.

Comparación de las isothermas de Langmuir y Freundlich con los experimentos de remoción de PB en LMT400.



Los resultados muestran que el ajuste de las isothermas de Langmuir y Freundlich varía significativamente entre este estudio y los realizados por Mouratib y colaboradores (2024) y Tony (2020). En el modelo de Langmuir, los valores de R^2 son altos en todos los casos ($R^2 > 0.9$), indicando un buen ajuste al modelo. Sin embargo, el k_L y el Q_{max} en este estudio presentan valores anómalos ($k_L = -501.3$ L/mg y Q_{max} negativo), lo que puede reflejar problemas en los datos o limitaciones en el modelo aplicado. Por otro lado, en el modelo de Freundlich, este estudio muestra un R^2 alto (0.950.95) y un k_F de 2.3, indicando una capacidad de adsorción moderada, aunque inferior a la reportada por Mourabit ($k_F = 8.9$) y superior a Tony ($k_F = 1.1$). El parámetro n (1.0) en este estudio indica una adsorción cercana a la linealidad, reflejando una superficie homogénea, mientras que los valores más altos de n en los otros estudios sugieren una adsorción más favorable y heterogénea en esas condiciones. Estas diferencias resaltan la importancia de los tratamientos térmicos en la eficiencia del adsorbente y las condiciones experimentales. Los obtenidos de las Isothermas se presentan en la Tabla 16.

Tabla 16.

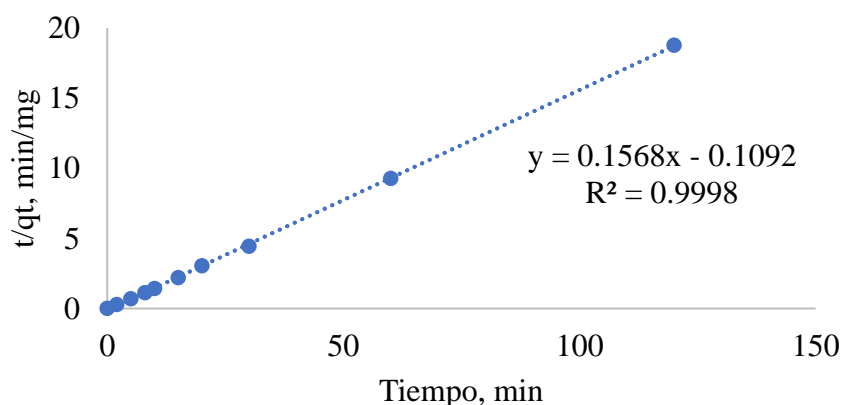
Comparación de las isotermas de Langmuir y Freundlich del LMT400 con otras investigaciones.

Isoterma	Parámetro	Este estudio	(Mouratib et al., 2024)	(Tony, 2020)
Langmuir	R^2	0.914	0.999	0.990
	k_L (L/mg)	-501.3	46.3	6.5
	Q_{max} (mg/g)	0.0	0.2	0.0
Freundlich	R^2	0.95	0.960	0.92
	k_F	2.3	8.9	1.1
	n	1.0	2.8	1.5

En la Figura 27 se presenta el análisis de la cinética de adsorción del PB sobre el LMT400, aplicando el modelo un modelo de segundo orden. La relación de t/q_t dieron como resultado un valor elevado de R^2 , confirmando que el proceso de adsorción del PB en el LMT400 sigue una cinética de segundo orden, indicando que el proceso es controlado por la interacción química entre el adsorbato y los sitios activos que posee el adsorbente, además, de que la eficiencia de la adsorción está relacionada con la cantidad de colorante disponible y sitios específicos de la superficie del LMT400, lo que ayudara a determinar las condiciones óptimas de la concentración del PB y el tiempo de contacto del LMT400 y el PB en una solución acuosa.

Figura 27. Adsorción del PB con el LMT400.

Cinética de adsorción del PB con el LMT400.



4.1.4. Efecto del LMQ como adsorbente del colorante PB

Se evaluó primero la eficiencia de remoción de PB con el lodo modificado químicamente a diferentes concentraciones de HNO_3 , identificados como LMQ0.25, 0.5, 1 y 2 en la Tabla 17. Las condiciones fijas del experimento fueron la concentración de PB de 50 mg/L, tiempo de contacto de 30 min, dosis de adsorbente de 0.5 g en un volumen de 100 mL de solución, con agitación constante de 350 rpm. Los datos resultantes fueron sometidos a la prueba estadística de comparación de Tukey, la que se muestra en la siguiente tabla.

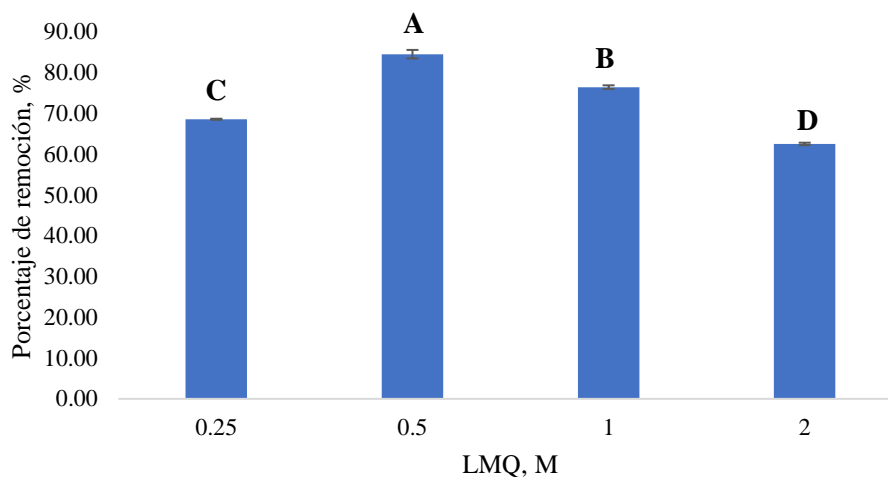
Tabla 17. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al LMQ.

LMQ, M	N	Media	Agrupación
LMQ0.5	3	84.52	A
LMQ1	3	76.43	B
LMQ0.25	3	68.56	C
LMQ2	3	62.51	D

En la Figura 28 se visualiza lo presentado en la tabla anterior, donde podemos observar que hay diferencias significativas entre los LMQ, mostrando una mayor eficiencia el LMQ0.5, removiendo el 84.52% de PB, seguido del LMQ 1, 0.25 y 2, con porcentajes de remoción de 76.43, 68.56 y 62.51 respectivamente. Esto puede deberse a que el ácido a esta concentración maximizó el área superficial y también la accesibilidad de los poros, sin llegar a colapsarlos, a diferencia del lodo modificado con concentraciones mayores, el cual puede estar afectando la matriz; y el lodo modificado a menor concentración, que posiblemente no esté limpiando los poros de una forma eficiente, por lo que se fija como parámetro el uso del LMQ0.5.

Figura 28.

Porcentaje de remoción de PB respecto al LMQ.



El siguiente parámetro a evaluar, es el tiempo de contacto del LMQ0.5 con el PB, en el que se consideraron tiempos desde 5 hasta 60 min. Los resultados fueron sometidos a la comparación estadística de Tukey, presente en la Tabla 18.

Tabla 18. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al tiempo.

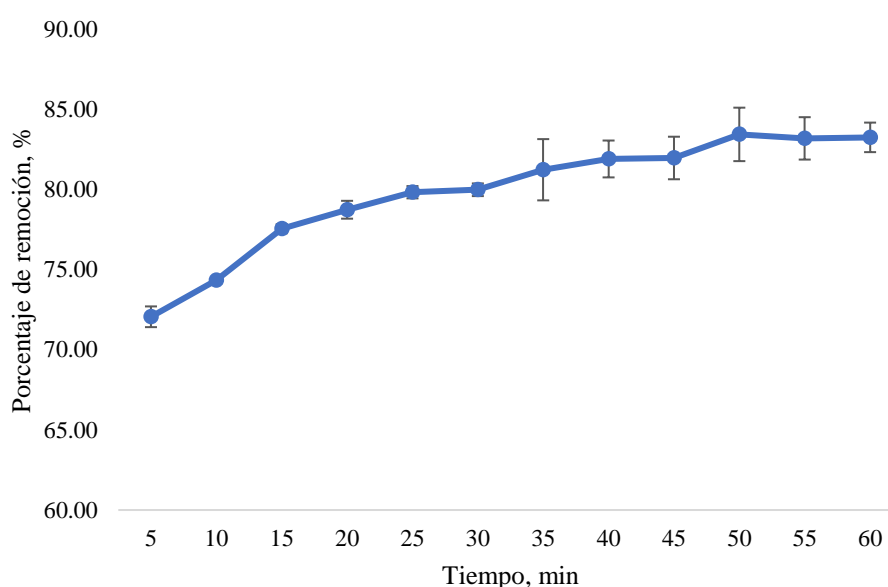
Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al tiempo.

Tiempo, min	Repetición	Media	Agrupación
50	3	83.44	A
60	3	83.26	A
55	3	83.19	A
45	3	81.97	A B
40	3	81.91	A B
35	3	81.24	A B C
25	3	79.83	B C D
20	3	78.74	C D
30	3	77.99	D
15	3	77.56	D
10	3	74.33	E
5	3	72.06	E

De la tabla se puede decir que no hay un tiempo de contacto significativo sobre los demás, sin embargo, el proceso de adsorción llega a un punto de equilibrio al minuto 50, por lo que los tiempos óptimos estarían entre 50 y 60 min como se observa en la Figura 29. A partir del minuto 45 o menos la remoción disminuye, sugiriendo un tiempo insuficiente del proceso. Por lo que se fijó en 50 min el tiempo de contacto.

Figura 29.

Porcentaje de remoción de PB respecto al tiempo.



El siguiente parámetro considerado para la evaluación de la eficiencia de remoción es el pH de la solución, considerando valores desde 3 hasta 9, con concentración inicial de PB de 50 mg/L, LMQ0.5, tiempo de contacto de 50 min, dosis de adsorbente de 0.5 g en un volumen de muestra de 100 mL con agitación constante de 350 rpm.

En la Tabla 19 se muestra el análisis estadístico de comparación de Tukey, donde se puede observar los diferentes niveles de significancia, sin embargo, de acuerdo a los resultados, no se tiene un pH significativo sobre los demás, por lo que se mantiene el pH natural de la solución con PB.

Tabla 19.

Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al pH.

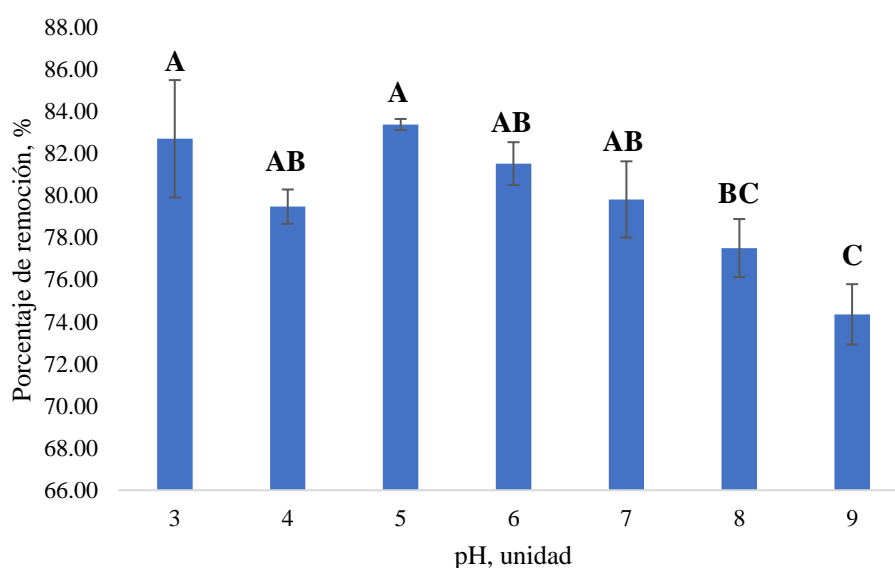
pH, unidad	Repetición	Media	Agrupación	
5	3	83.37	A	
3	3	82.69	A	
6	3	81.52	A	B
7	3	73.81	A	B
4	3	79.47	A	B
8	3	77.50	B	C
9	3	74.35	C	

En la Figura 30 se puede observar de mejor manera la significancia de cada pH, y podemos corroborar que no hay un valor que tenga mayor significancia. Esto se puede deber a que el adsorbente tiene una estructura química y de superficie que son relativamente estables y no se ve afectado por la variación de pH, manteniendo su capacidad de adsorción, ya que no se protona ni desprotona fácilmente, mostrando afinidad con el PB independiente del pH de la solución.

Figura 30.

Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto al pH.

Porcentaje de remoción de PB respecto al pH.



Definido el pH de los experimentos como natural, se procedió a evaluar el siguiente parámetro, variando la dosis de LMQ0.5, con concentración inicial de 50 mg/L, tiempo de contacto de 50 min, pH natural de PB en agua, en un volumen de 100 mL con agitación constante de 350 rpm.

En la Tabla 20 podemos observar el análisis estadístico de comparación de Tukey, en el que podemos observar que la dosis de LMQ0.25 de 0.5 g tiene una eficiencia de remoción de PB más significativo que las demás dosis, llegando a remover hasta el 93.4%, seguida de la dosis de 0.75, 1 y 2 g, removiendo porcentajes mayores a 75%.

Tabla 20. Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto a la dosis.
Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto a la dosis.

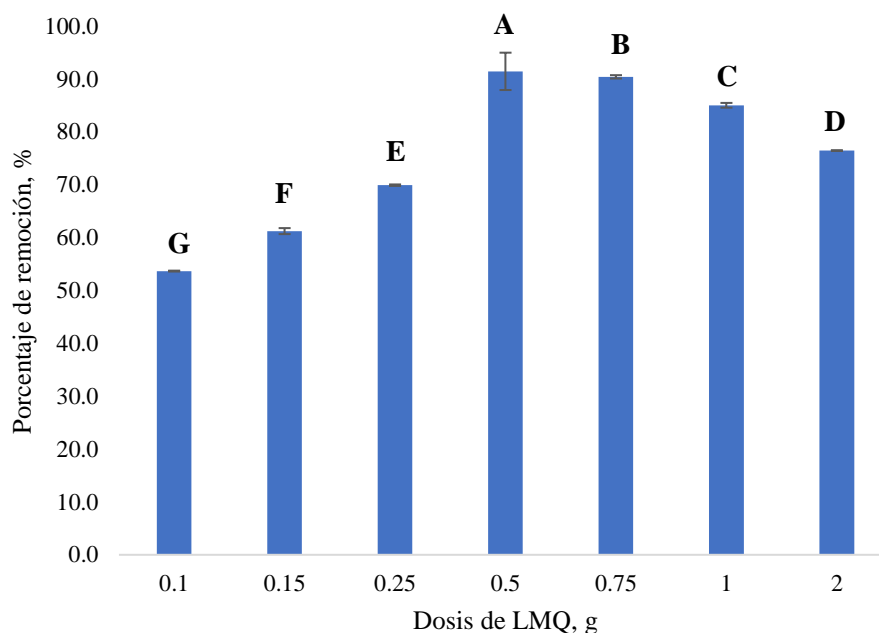
Dosis, g	Repetición	Media	Agrupación
0.5	3	93.44	A
0.75	3	90.40	B
1	3	85.02	C
2	3	76.45	D
0.25	3	69.91	E
0.15	3	61.22	F
0.1	3	53.66	G

En la Figura 31 se visualiza de mejor forma lo expresado en la anterior tabla, donde podemos observar que cuando hay mayores dosis de adsorbente, la superficie activa que se encuentra disponible para la adsorción aumenta, permitiendo que las partículas de colorante suspendidas interactúan con estos sitios activos, explicando la eficiencia mayor a dosis de 0.5 y 0.75 g de LMQ0.5. al incrementar la dosis a 1 y 2 g, la eficiencia tiende a disminuir, que puede deberse a que no hay suficiente colorante en la solución para la cantidad de sitios activos, lo que causa una subutilización de la capacidad del adsorbente. Contrario a lo que

sucede para las dosis de 0.25, 0.15 y 0.1 g, donde existe una deficiencia de sitios activos para la concentración de PB en la solución. Por lo que se fija la dosis de LMQ0.5 en 0.5 g para 100 mL de solución.

Figura 31.

Porcentaje de remoción de PB respecto a la dosis.



Una vez definidos los parámetros de los experimentos, se procede a evaluar el efecto de la concentración inicial de PB, variando desde 20 hasta 80 mg/L, con 0.5 g de LMQ0.5, a pH natural de la solución, tiempo de contacto de 50 min, en un volumen de 100 mL con agitación constante de 350 rpm. Para lo cual se sometió al análisis estadístico de comparación de Tukey presente en la Tabla 21, observando que la concentración de PB no tiene significancia mayor sobre los demás, sin embargo, a concentraciones mayores se logra mayores porcentajes de remoción, debido a que se aprovecha al máximo los sitios activos del adsorbente.

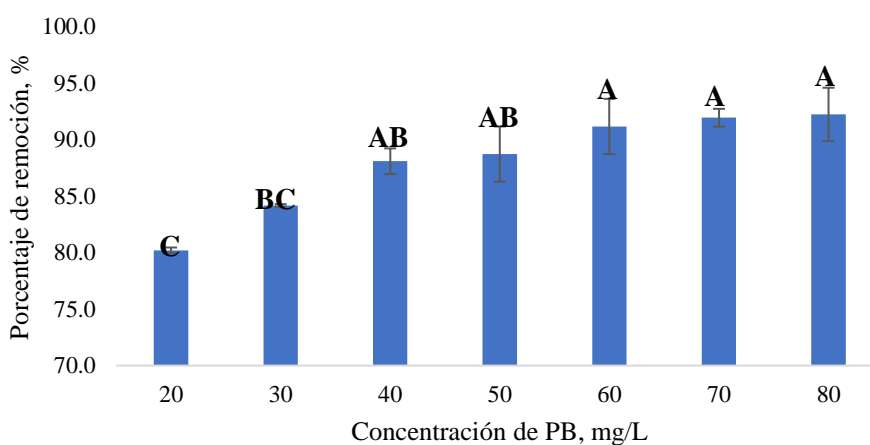
Tabla 21.

Comparación de Tukey de la remoción de PB respecto a la Concentración de PB.

Concentración, mg/L	Repetición	Media	Agrupación
80	3	92.22	A
70	3	91.92	A
60	3	91.15	A
50	3	88.71	A B
40	3	88.08	A B
30	3	84.16	B C
20	3	80.19	C

En la Figura 32, se puede apreciar de mejor forma lo presentado en la anterior tabla, observando que a mayores concentraciones existe una eficiencia mayor de remoción de PB, sugiriendo que el sistema de adsorción se acerca al equilibrio con rangos de concentración elevados. Por lo que se puede inferir que el LMQ0.5 tiene suficiente superficie activa para tener eficiencia de remoción tanto en concentraciones bajas como altas de PB.

Figura 32. *Porcentaje de remoción de PB respecto a la concentración de PB.*



La interacción de todos los parámetros evaluados contribuye a la alta calidad de la remoción del colorante PB con un aproximado de 93%, que actúan principalmente con el lodo

modificado con HNO_3 a 0.5 M. la combinación de la superficie activada del lodo, el tiempo adecuado de contacto del adsorbente con el colorante, la dosis óptima del adsorbente, el pH de la solución y una concentración ideal del PB, permitió que el sistema de adsorción funciones de forma más eficiente. Estos parámetros maximizaron la relación del colorante con el adsorbente logrando una remoción efectiva y relevancia del potencial del lodo activado, que puede tener aplicación para tratamiento de agua. Este estudio es similar al trabajo de Soliman y colaboradores (2023) los que realizaron la activación del lodo de una PTAR con la combinación de $\text{HCl}:\text{H}_2\text{O}_2$ (2:1) para remover el colorante azul de metileno, mostrando una eficiencia del 99%, realizando el experimento con concentración inicial de 50 mg/L, pH de la solución de 7, dosis de adsorbente de 0.25 g, tiempo de contacto de 90 min a temperatura constante de 25°C (Soliman et al., 2023). Estos autores indican sobre la disminución de la eficiencia del adsorbente desarrollado con respecto a la concentración del colorante, indicando que es importante, ya que contrario a lo sucedido con el LMQ0.5, la eficiencia disminuyó a medida que incrementaban la cantidad del azul de metileno en la solución, infiriendo que se debe a la saturación del adsorbente.

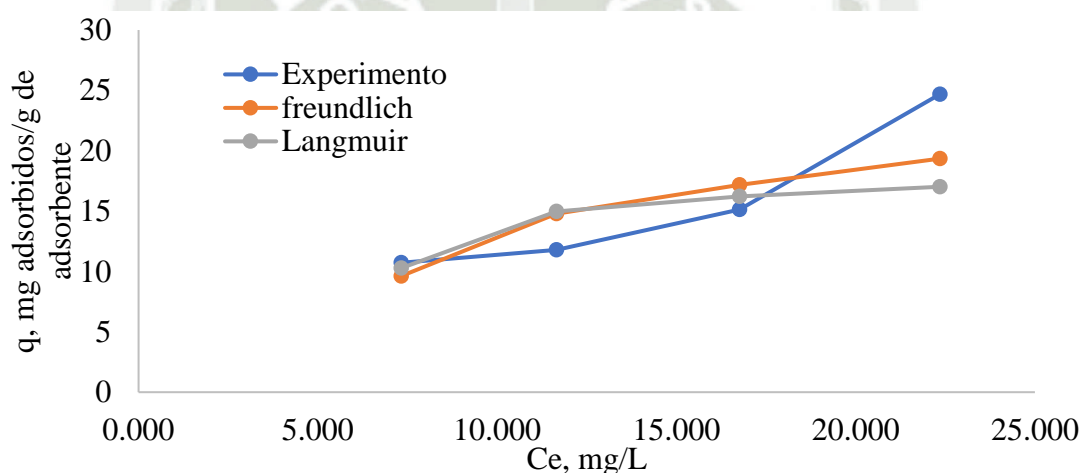
También se realizó el ajuste de los datos a los modelos de isothermas de Freundlich y Langmuir, permitiendo analizar cómo se da el proceso de adsorción. En la Figura 33 se muestra la comparación del ajuste de los datos de la experimentación variando la dosis del adsorbente respecto a una concentración fija de colorante. Del análisis, para el modelo de Freundlich, se obtuvo un n de 2.41, siendo un valor favorecedor, siendo este superior a 1 revelando una buena afinidad entre el adsorbente y el adsorbato en una superficie homogénea; un k de 5.34 L/g, reflejando la capacidad de adsorción del adsorbente; y un R^2 de 0.6698, que sugiere un ajuste moderado.

Para el modelo de Langmuir, del ajuste de los resultados se obtuvo Q_{max} de 20 mg/g, el cual representa la capacidad máxima de adsorción en monocapa, esta capacidad es limitada en

comparación con las observaciones experimentales, sugiriendo que el modelo no es ideal para el sistema estudiado. Se obtuvo también k_L de 0.255 L/mg, indicando la afinidad de una relación moderada entre LMQ0.5 y PB, con un R^2 de 0.5774, valor bajo, indicando un mal ajuste, por lo que el modelo no describe de forma correcta el proceso de adsorción para el LMQ0.5.

Figura 33.

Comparación de las isotermas de Langmuir y Freundlich con los experimentos de remoción de PB en LMQ0.5.



Los resultados muestran que los estudios previos de Soliman y colaboradores (2023) y Laib y colaboradores (2022) presentan un ajuste casi perfecto a los modelos de Langmuir y Freundlich ($R^2 \geq 0.96$), mientras que este estudio tiene un ajuste moderado ($R^2 = 0.577-0.67$). La capacidad máxima de adsorción (Q_{max}) en este estudio (20.0 mg/g) es considerablemente menor que la reportada por Soliman (35.7 mg/g) y Laib para RB19 (40.7 mg/g) y para MB (46.73 mg/g), lo que indica una menor eficiencia del adsorbente. Además, los valores de k_F y n en el modelo de Freundlich sugieren que la capacidad y la intensidad de adsorción son inferiores en este estudio, en comparación con los materiales más efectivos empleados en los trabajos previos. Esto resalta la influencia de las características del adsorbente y las

condiciones experimentales en el desempeño de la adsorción. Estos resultados están presentes en la Tabla 22.

Tabla 22.

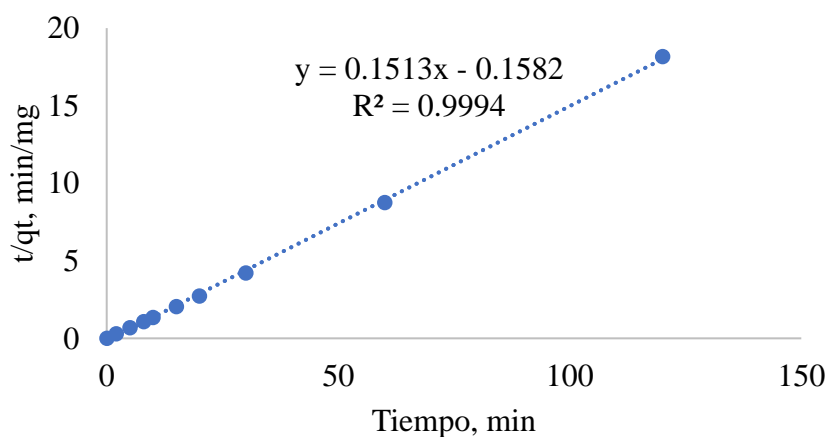
Comparación de las isotermas de Langmuir y Freundlich del LMQ0.5 con otras investigaciones.

Isoterma	Parámetro	Este estudio	(Soliman et al., 2023)	(Laib et al., 2022) RB19	(Laib et al., 2022) MB
Langmuir	R^2	0.577	0.960	0.997	0.997
	k_L (L/mg)	0.3	0.1	0.2	0.3
	Q_{max} (mg/g)	20.0	35.7	40.7	0.5
Freundlich	R^2	0.67	0.999	0.86	0.83
	k_F	5.3	341.7	8.9	12.2
	n	2.4	1.0	2.8	3.1

La Figura 34 muestra un análisis de la cinética de adsorción del PB utilizando LMQ0.5. la línea de tendencia que se presenta, muestra un ajuste lineal casi perfecto, con un R^2 de 0.9994, indicando que el proceso de adsorción cumple con una cinética de segundo orden. La afinidad entre PB y LMQ0.5 representa que existe una interacción fuerte y de forma específica, siendo probable que se deba a los grupos funcionales activados con el HNO_3 .

Figura 34.

Cinética de adsorción del PB con el LMQ0.5.



4.1.5. Determinación de las condiciones óptimas de la remoción de PB (Box Behnken)

Con los experimentos preliminares realizados tanto con el LMT y el LMQ, se creó un diseño experimental Box Behnken (BB), para el lodo modificado que mostro una remoción más eficiente del PB, seleccionando el LMQ, a diferentes niveles de activación con HNO₃ (0.25, 0.5 y 0.75), variando la concentración inicial del colorante (60, 80 y 100 mg/L); y la dosis de adsorbente (0.25, 0.5 y 0.75g). La variable de respuesta fue el porcentaje de remoción de PB (%). El diseño experimental se muestra en la Tabla 23, en la que se presentan los experimentos aleatorios tomados del Software Design Expert.

Tabla 23. Respuesta del % de remoción de PB con LMQ de un diseño experimental BB.
Respuesta del % de remoción de PB con LMQ de un diseño experimental BB.

Ítem	Concentración de PB, mg/L	Concentración de activación, M	Dosis de adsorbente, g	Porcentaje de remoción de PB, %
1	60	0.75	0.5	53.21
2	100	0.5	0.25	37.84
3	60	0.5	0.25	35.02
4	80	0.5	0.5	64.96
5	80	0.75	0.25	16.24
6	60	0.25	0.5	65
7	80	0.5	0.5	65.06
8	100	0.25	0.5	80.07
9	80	0.25	0.75	85.01
10	100	0.5	0.75	75.71
11	80	0.25	0.25	29
12	80	0.5	0.5	55.34
13	80	0.75	0.75	31
14	100	0.75	0.5	33.49
15	60	0.5	0.75	78.86

El diseño BB, revela que la combinación de 0.25 M de activación, con una concentración inicial de PB de 80 mg/L y una dosis de adsorbente de 0.75 g tiene una mayor eficiencia, llegando a remover el 85% de PB. El factor con menor eficiencia de remoción fue con la

activación a 0.75 M, indicando que el exceso en la concentración no es beneficioso para incrementar la eficiencia de remoción.

Una vez ingresados los datos se realizó el análisis de varianza (ANOVA), en el que se evaluó la significancia de cada factor y sus interacciones con efecto cuadrático. En la Tabla 24 se realiza el análisis del modelo y de la falta de ajuste, el cual será definido por los valores F y P. Además, los resultados del ajuste del modelo de Box-Behnken para la remoción del colorante PB por LMQ muestran un R^2 de 0.9868. En consecuencia, el modelo describe con precisión la relación entre los factores experimentales y la respuesta. El R^2 predicho de 0.9169 confirma un buen poder de predicción del modelo. El CV del 7.83% indicando una baja variabilidad de los datos en comparación con la media, que es un indicador de coherencia y precisión.

Tabla 24. ANOVA del modelo obtenido del BB de la remoción de PB con LMQ.
ANOVA del modelo obtenido del BB de la remoción de PB con LMQ.

Fuente	Valor-F	Valor-P	
MODELO	41.63	0.00035	SIGNIFICANTE
A-Conc. PB	0.17	0.69	
B-Activación	110.64	0.00013	
C-Dosis	164.27	0.000005	
AB	17.10	0.009	
AC	0.50	0.51	
BC	24.05	0.0045	
A²	8.42	0.034	
B²	21.69	0.0055	
C²	26.55	0.0036	
Residual			
FALTA DE AJUSTE	0.28	0.84	NO SIGNIFICANTE
R²		0.9868	
R² predicho		0.9169	
CV %		7.83	

Del análisis ANOVA, se puede inferir que el modelo en general es significativo, ya que el valor p es de 0.00035, sugiriendo que los factores seleccionados y la interacción de estas explican una parte significativa de la variabilidad en el porcentaje de remoción de PB.

También se evalúa la significancia por cada factor, teniendo el primero factor (A), Concentración de PB, un valor P de 0.69, mayor a 0.5, por lo existe evidencia científica que la eficiencia de la remoción no depende de forma significativa de la concentración inicial del colorante. El siguiente factor (B), Concentración de activación, tiene un valor P de 0.00013, siendo mucho menor a 0.05, indicando que la cantidad de HNO_3 tiene un impacto notable en la eficiencia de remoción de PB. El tercer factor (C), Dosis de adsorbente, tiene un valor P muy por debajo de 0.05, por lo que se puede decir que la cantidad de la dosis de LMQ es crucial para lograr una elevada eficiencia de remoción, por la disponibilidad de sitios activos.

La interacción de los factores también fue analizada, donde: AB y BC tiene valores P de 0.009 y 0.0045 respectivamente, señalando que la interacción de estos factores es significativa para el incremento de la eficiencia de la remoción de PB, a diferencia de la interacción AC, que muestra un valor P de 0.51.

El modelo experimentado, es un modelo cuadrático, también se analizó el efecto cuadrático de cada factor, donde A^2 posee un valor de 0.034, que implica que, aunque la concentración de PB por sí sola no es significativa, las concentraciones extremas (muy altas o bajas) pueden llegar a afectar en la eficiencia de remoción de PB. El Factor B^2 , muestra un valor P de 0.0055, sugiriendo que es altamente significativo, por lo que una activación a concentraciones excesivas puede ser contraproducente. Por último, el factor C^2 tiene un valor P de 0.0036, haciéndolo significativo, mostrando que las dosis muy altas o bajas pueden afectar de forma negativa a la eficiencia de remoción de PB.

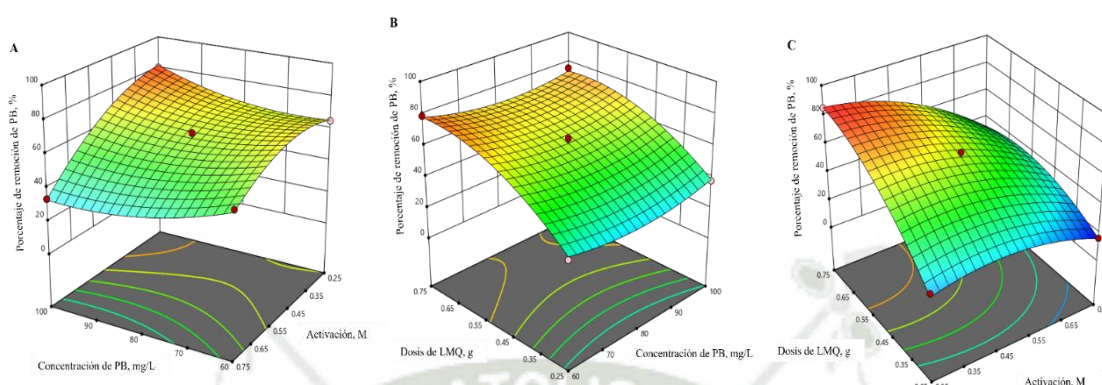
Finalmente, se evaluó la falta de ajuste del modelo, reportando un valor P de 0.084, valor que es mayor a 0.05, haciéndolo no significativo, confirmando la confiabilidad del modelo en la predicción de la remoción de PB en función a los factores estudiados.

Posterior al análisis ANOVA, se realizó el ploteo 3D de la superficie de respuesta de los factores y su interacción, mostrada en la Figura 35, donde la Figura 35A es la interacción entre la concentración de PB y la concentración de activación, sobre la remoción del PB. En esta se puede observar que mientras el factor A incrementan y el factor B es menor, la eficiencia de remoción de PB incrementa, coincidiendo con el resultado del ANOVA, sugiriendo que una concentración excesiva de activante puede tener un efecto adverso en la capacidad de adsorber del LMQ. En la Figura 35B, se muestra la interacción entre los factores A y C, donde se puede observar que cuando la dosis del adsorbente es más alta, el porcentaje de remoción mejora, especialmente cuando la concentración de PB está a niveles intermedios. Por último, la Figura 35C, muestra la interacción entre el factor B y C, donde la superficie de respuesta nos indica que la eficiencia de remoción incrementa con una mayor dosis de adsorbente y una concentración de activante moderada.

En conjunto estas graficas de superficie de respuesta, nos dan a entender que las condiciones óptimas para maximizar la remoción de OB debe incluir concentraciones de activantes medias (0.25 y 0.5 M), dosis de adsorbente alta (cerca a 0.75 g) y una concentración de PB de intermedia a alta.

Figura 35.

Ploteo 3D de la superficie de respuesta del Porcentaje de remoción de PB con LMQ.



De la superficie de respuesta se obtuvieron los factores optimizados, en el software Design Expert, el factor A se mantuvo en el rango y el factor B y C fueron minimizados, maximizando el porcentaje de remoción; obteniendo los siguientes datos: A: 100 mg/L, B: 0.25 M y C: 0.4 g. Finalmente se realizaron los experimentos bajo estas condiciones por triplicado y se resultó un porcentaje de remoción de 69.7%, valor que se encuentra dentro del 95% de confianza, por lo que se valida el modelo.

Los espectros FTIR de LMQ con interacción del colorante muestran bandas características que evidencian la presencia de grupos funcionales involucrados en la adsorción. En las muestras de 0.25, 0.5 y 0.75, se observan picos prominentes alrededor de $3430-3450\text{ cm}^{-1}$, correspondientes a las vibraciones de O-H de grupos hidroxilo, indicando interacciones por enlaces de hidrógeno entre el colorante y los sitios superficiales del LMQ. Además, las bandas en $1630-1650\text{ cm}^{-1}$, asociadas a las vibraciones de C=O y C=C, sugieren la adsorción del colorante en regiones con contenido orgánico. Las señales en $1030-1100\text{ cm}^{-1}$ indican vibraciones asimétricas de Si-O-Si, características de materiales silíceos, lo cual confirma la participación de los óxidos presentes en LMQ en la adsorción. Finalmente, los picos entre $500-600\text{ cm}^{-1}$ evidencian la presencia de interacciones con metales (posiblemente Cr y Na), confirmando la interacción entre el colorante y los sitios activos del adsorbente. La

disminución en la intensidad o desplazamiento de estas bandas revela la adsorción efectiva del colorante sobre el material LMQ.

Una vez utilizado el LMQ como adsorbente, su aprovechamiento para la fabricación de ladrillos cerámicos representa una alternativa viable dentro de un modelo de economía circular. Estudios recientes han demostrado que la incorporación de hasta 25% de lodo gastado en la mezcla de materia prima mejora propiedades mecánicas como la resistencia a la compresión (incrementándola de 10.8 MPa a 15.8 MPa) y asegura la inmovilización de metales pesados durante el proceso de sinterización, lo que garantiza la seguridad ambiental del producto final. Este enfoque no solo reduce la cantidad de residuos industriales, sino que también optimiza recursos naturales, disminuyendo la dependencia de materias primas vírgenes y promoviendo prácticas sostenibles (Daumova et al., 2022). De esta manera, el uso del LMQ gastado para la producción de ladrillos no solo cierra el ciclo de vida del material, sino que también ofrece una solución económica y ambientalmente favorable.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

Las conclusiones a las que se llegó después de la experimentación son las siguientes:

PRIMERO: Se logró caracterizar el lodo crudo, lodo modificado térmicamente y del lodo modificado químicamente, en el que se determinó que la presencia de los minerales que forman parte de los sedimentos arrastrados por en la toma del agua de río, son esenciales para que el lodo como adsorbente tenga una estructura porosa adecuada y una superficie de cavidades que respaldan su potencial uso en la remoción de contaminantes acuosos como el colorante pardo B.

SEGUNDO: Se logró determinar la longitud de onda en la que se absorbe el colorante pardo B en 474 nm, con el fin de obtener la ecuación de recta y convertir absorbancia en concentración (mg/L), además, del modelado molecular del colorante se llegó a la conclusión que es un colorante tipo AZO (-N=N-) y que contiene en un centro metálico de cromo (Cr) que le brinda estabilidad en soluciones.

TERCERO: Se experimentaron diferentes parámetros para determinar la eficiencia de remoción del colorante pardo B con los lodos modificados térmicamente, de los cuales, los mejores resultados de la remoción se dieron bajo las siguientes condiciones: el lodo modificado a 400°C, tiempo de contacto de 45 min, pH inicial de la solución de 3, dosis de adsorbente de 0.5 g y una concentración inicial de colorante de 40 mg/L, removiendo el 90% del colorante pardo B, concluyendo que la interacción de estos parámetros tiene un impacto sobre la capacidad del adsorbente. También, el LMT400 se ajustó a un modelo de segundo orden y al modelo de isothermas de Freundlich, a partir de estos resultados se concluye que la adsorción se da por la interacción química del lodo con el colorante y que consta de una superficie homogénea.

CUARTO: Se logro realizar la evaluación de los efectos de diferentes parámetros, de los cuales, se obtuvieron mejores resultados, bajo las siguientes condiciones: activación del lodo con una concentración de ácido nítrico a 0.5 M, tiempo de contacto de 50 min, pH de la solución de 5.78, dosis de adsorbente de 0.5 y concentración inicial del colorante de 80 mg/L; con los que se logró remover el 92.3%. siendo la activación del lodo el único parámetro diferente al lodo térmico, podemos concluir que la interacción de los demás parámetros con el de la activación química, incrementan la capacidad adsorptiva del lodo. También se ajustó el LMQ0.5 a un modelo de segundo orden y al modelo de Freundlich, a partir de estos resultados se concluye que la adsorción se da por la interacción química del lodo con el colorante y que consta de una superficie homogénea.

QUINTO: Se logro realizar la optimización de la remoción del colorante pardo B mediante un diseño experimental Box Behnken con el lodo modificado químicamente, llegando a remover 70% del colorante con un 95% de confianza, que después de realizar el análisis ANOVA y obtener un modelo significativo y una falta de ajuste no significativa estadísticamente, se evaluó la significancia de cada factor resultando valores optimizados de activación del lodo de 0.5M, concentración de colorante inicial de 100 mg/L y una dosis de adsorbente de 0.4 g.

10.1. Recomendaciones

Las recomendaciones que surgen a partir de las conclusiones de este estudio son las siguientes:

- Llevar a cabo una caracterización morfológica más completa, incluyendo el análisis de Microscopia Electrónica de Barrido (SEM), para poder observar la formación de poros mediante la activación térmica y química.
- Realizar la activación térmica y química del lodo con el fin de formar un adsorbente con superficie de adsorción multicapa y mejorar la eficiencia del lodo modificado.
- Implementar el sistema de adsorción con los lodos modificados bajo los parámetros más significativos en la eficiencia del lodo, removiendo contaminantes de efluentes textiles reales, para evaluar su utilización en la industria.
- Realizar un análisis económico exhaustivo de cada tratamiento al lodo para reportar si es un material adsorbente viable económicamente comparado con otros adsorbentes comerciales.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016). Sustainable management of water treatment sludge through 3 'R' concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1–13.
- Al-Tohamy, R., Ali, S. S., Li, F., Okasha, K. M., Mahmoud, Y. A.-G., Elsamahy, T., Jiao, H., Fu, Y., & Sun, J. (2022). A critical review on the treatment of dye-containing wastewater: Ecotoxicological and health concerns of textile dyes and possible remediation approaches for environmental safety. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 231, 113160.
- Alver, A. (2019). Evaluation of conventional drinking water treatment plant efficiency according to water quality index and health risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(26), 27225–27238.
- Arque Huayapa, A. (2014). *Producción de agua potable en la planta la Tomilla de Sedapar SA y manual de operaciones*.
- Azanaw, A., Birlie, B., Teshome, B., & Jemberie, M. (2022). Textile effluent treatment methods and eco-friendly resolution of textile wastewater. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 100230.
- Benkhaya, S., M'rabet, S., & El Harfi, A. (2020). A review on classifications, recent synthesis and applications of textile dyes. *Inorganic Chemistry Communications*, 115, 107891.
- Bhatia, D., Sharma, N. R., Kanwar, R., & Singh, J. (2018). Physicochemical assessment of industrial textile effluents of Punjab (India). *Applied Water Science*, 8(3), 1–12.
- Bourzik, O., Baba, K., Akkouri, N., Meshram, R. B., Bouyakhass, R., & Nounah, A. (2023). Life cycle assessment and thermophysical properties of a fly ash-based geopolymer containing drinking water treatment sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(56), 118989–119000.

- Brunauer, S., Emmett, P. H., & Teller, E. (1938). Adsorption of Gases in Multimolecular Layers. *Journal of the American Chemical Society*, 60(2), 309–319.
<https://doi.org/10.1021/ja01269a023>
- Chantaramanee, A., Kositkanawuth, K., Phattarapattamawong, S., & Wantaneeyakul, N. (2022). Acid modification of waterworks sludge for dye removals: Synthetic and real textile wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 1–16.
- Daumova, G., Seraya, N., Azbanbayev, E., Assanov, D., Aubakirova, R., & Reutova, G. (2022). Utilization of Spent Sorbent in the Production of Ceramic Bricks. *ChemEngineering*, 6(5), 82.
- de Godoy, L. G. G., Rohden, A. B., Garcez, M. R., Da Dalt, S., & Gomes, L. B. (2020). Production of supplementary cementitious material as a sustainable management strategy for water treatment sludge waste. *Case Studies in Construction Materials*, 12, e00329.
- Du, X., Cui, S., Fang, X., Wang, Q., & Liu, G. (2020). Adsorption of Cd(II), Cu(II), and Zn(II) by granules prepared using sludge from a drinking water purification plant. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(6), 104530.
<https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104530>
- Duan, W., Zhuge, Y., Pham, P. N., WK Chow, C., Keegan, A., & Liu, Y. (2020). Utilization of drinking water treatment sludge as cement replacement to mitigate alkali–silica reaction in cement composites. *Journal of Composites Science*, 4(4), 171.
- El Harfi, S., & El Harfi, A. (2017). Classifications, properties and applications of textile dyes: A review. *Applied Journal of Environmental Engineering Science*, 3(3), 00000–00003.

- Freundlich, H. M. F. (1906). Over the adsorption in solution. *J. Phys. chem*, 57(385471), 1100–1107.
- Gao, J., Zhao, J., Zhang, J., Li, Q., Gao, J., Cai, M., & Zhang, J. (2020). Preparation of a new low-cost substrate prepared from drinking water treatment sludge (DWTS)/bentonite/zeolite/fly ash for rapid phosphorus removal in constructed wetlands. *Journal of Cleaner Production*, 261, 121110.
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121110>
- González, K. B., Pacheco, E., Guzmán, A., Pereira, Y. A., Cuadro, H. C., & Valencia, J. A. (2020). Use of sludge ash from drinking water treatment plant in hydraulic mortars. *Materials Today Communications*, 23, 100930.
- Grassi, P., Drumm, F. C., Georjgin, J., Franco, D. S. P., Foletto, E. L., Dotto, G. L., & Jahn, S. L. (2020). Water treatment plant sludge as iron source to catalyze a heterogeneous photo-Fenton reaction. *Environmental Technology & Innovation*, 17, 100544.
- Grassi, P., Foletto, E. L., Dotto, G. L., Franco, D. S. P., & Jahn, S. L. (2021). Application of thermally treated water treatment sludge as a remarkable adsorbent towards emerging pollutant removal from aqueous solution. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232, 1–13.
- He, Z., Wang, B., Shi, J., Rong, H., Tao, H., Jamal, A. S., & Han, X. (2024). Recycling drinking water treatment sludge in construction and building materials: A review. *Science of The Total Environment*, 171513.
- Hussain, S., Khan, N., Gul, S., Khan, S., & Khan, H. (2020). Contamination of water resources by food dyes and its removal technologies. *Water Chemistry*, 1–14.
- Jalili, F., Trigui, H., Maldonado, J. F. G., Dorner, S., Zamyadi, A., Shapiro, B. J., Terrat, Y., Fortin, N., Sauvé, S., & Prévost, M. (2022). Impact of stagnation on the diversity of cyanobacteria in drinking water treatment plant sludge. *Toxins*, 14(11), 749.

- Jo, J.-Y., Choi, J.-H., Tsang, Y. F., & Baek, K. (2021). Pelletized adsorbent of alum sludge and bentonite for removal of arsenic. *Environmental Pollution*, 277, 116747.
- Khan, A. A., Gul, J., Naqvi, S. R., Ali, I., Farooq, W., Liaqat, R., AlMohamadi, H., Štěpanec, L., & Juchelková, D. (2022). Recent progress in microalgae-derived biochar for the treatment of textile industry wastewater. *Chemosphere*, 135565.
- Kulandaivelu, J., Choi, P. M., Shrestha, S., Li, X., Song, Y., Li, J., Sharma, K., Yuan, Z., Mueller, J. F., & Wang, C. (2020). Assessing the removal of organic micropollutants from wastewater by discharging drinking water sludge to sewers. *Water Research*, 181, 115945.
- Kumari, U., Behera, S. K., Siddiqi, H., & Meikap, B. (2020). Facile method to synthesize efficient adsorbent from alumina by nitric acid activation: Batch scale defluoridation, kinetics, isotherm studies and implementation on industrial wastewater treatment. *Journal of hazardous materials*, 381, 120917.
- Ladavos, A. K., Katsoulidis, A. P., Iosifidis, A., Triantafyllidis, K. S., Pinnavaia, T. J., & Pomonis, P. J. (2012). The BET equation, the inflection points of N₂ adsorption isotherms and the estimation of specific surface area of porous solids. *Microporous and Mesoporous Materials*, 151, 126–133.
- Laib, S., Rezzaz-Yazid, H., & Sadaoui, Z. (2022). Comparative Study on Removal of Textile Dyes in Aqueous Medium by Adsorption Using Modified Drinking Water Treatment Sludge. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 47(5), 6085–6098.
- Langmuir, I. (1918). THE ADSORPTION OF GASES ON PLANE SURFACES OF GLASS, MICA AND PLATINUM. *Journal of the American Chemical Society*, 40(9), 1361–1403. <https://doi.org/10.1021/ja02242a004>

- Li, D., Zhuge, Y., Liu, Y., Pham, P. N., Zhang, C., Duan, W., & Ma, X. (2021). Reuse of drinking water treatment sludge in mortar as substitutions of both fly ash and sand based on two treatment methods. *Construction and Building Materials*, 277, 122330.
- Lian, J., Zhou, F., Chen, B., Yang, M., Wang, S., Liu, Z., & Niu, S. (2020). Enhanced adsorption of molybdenum (VI) onto drinking water treatment residues modified by thermal treatment and acid activation. *Journal of Cleaner Production*, 244, 118719.
- Liu, Y., Zhuge, Y., Chow, C. W., Keegan, A., Li, D., Pham, P. N., Huang, J., & Siddique, R. (2020). Utilization of drinking water treatment sludge in concrete paving blocks: Microstructural analysis, durability and leaching properties. *Journal of environmental management*, 262, 110352.
- Majd, M. M., Kordzadeh-Kermani, V., Ghalandari, V., Askari, A., & Sillanpää, M. (2022). Adsorption isotherm models: A comprehensive and systematic review (2010- 2020). *Science of The Total Environment*, 812, 151334.
- Ministerio de la Producción. (2020). *Estudio de Investigación Sectorial SECTOR TEXTIL Y CONFECCIONES* (p. 127) [Investigación sectorial].
- Moreira, V. R., Lebron, Y. A. R., de Paula, E. C., de Souza Santos, L. V., & Amaral, M. C. S. (2021). Recycled reverse osmosis membrane combined with pre-oxidation for improved arsenic removal from high turbidity waters and retrofit of conventional drinking water treatment process. *Journal of Cleaner Production*, 312, 127859.
- Mouratib, R., Nechchadi, B., Naribi, Z., Younssi, S. A., Bouhria, M., El Krati, M., & Tahiri, S. (2024). Efficiency of dry drinking water treatment sludge as adsorbent for methylene blue and acid red 97 removal from aqueous solutions. *Desalination and Water Treatment*, 100372.

- Muisa, N., Nhapi, I., Ruziwa, W., & Manyuchi, M. M. (2020). Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 35, 101187.
- Mushtaq, Z., Farhan, A., & Abood, T. (2022). Removal of Vat-Orange dye from the textile factories wastewater by Zeolite X produced from alum sludge. 2660(1), 020081.
- Mustereț, C. P., Morosanu, I., Ciobanu, R., Plavan, O., Gherghel, A., Al-Refai, M., Roman, I., & Teodosiu, C. (2021). Assessment of Coagulation–Flocculation Process Efficiency for the Natural Organic Matter Removal in Drinking Water Treatment. *Water*, 13(21), 3073.
- Nageeb Rashed, M., El-Daim El Taher, M. A., & Fadlalla, S. M. (2016). Adsorption of methylene blue using modified adsorbents from drinking water treatment sludge. *Water Science and Technology*, 74(8), 1885–1898.
- Odimegwu, T. C., Zakaria, I., Abood, M., Nketsiah, C., & Ahmad, M. (2018). Review on different beneficial ways of applying alum sludge in a sustainable disposal manner. *Civ. Eng. J*, 4(9), 2230–2241.
- Qrenawi, L. I., & Rabah, F. K. (2021). Sludge management in water treatment plants: Literature review. *International Journal of Environment and Waste Management*, 27(1), 93–125.
- Rodríguez, N. H., Ramírez, S. M., Varela, M. B., Guillem, M., Puig, J., Larrotcha, E., & Flores, J. (2010). Re-use of drinking water treatment plant (DWTP) sludge: Characterization and technological behaviour of cement mortars with atomized sludge additions. *Cement and Concrete Research*, 40(5), 778–786.
- Rozhkovskaya, A., Rajapakse, J., & Millar, G. J. (2021). Synthesis of high-quality zeolite LTA from alum sludge generated in drinking water treatment plants. *Journal of environmental chemical engineering*, 9(2), 104751.

- Sahu, O., & Singh, N. (2019). Significance of bioadsorption process on textile industry wastewater. En *The impact and prospects of green chemistry for textile technology* (pp. 367–416). Elsevier.
- Saleh, T. A. (2022). Isotherm models of adsorption processes on adsorbents and nanoadsorbents. En *Interface Science and Technology* (Vol. 34, pp. 99–126). Elsevier.
- Shamaki, M., Adu-Amankwah, S., & Black, L. (2021). Reuse of UK alum water treatment sludge in cement-based materials. *Construction and Building Materials*, 275, 122047.
- Sharma, R., & Malaviya, P. (2022). Constructed wetlands for textile wastewater remediation: A review on concept, pollutant removal mechanisms, and integrated technologies for efficiency enhancement. *Chemosphere*, 290, 133358.
- Shiva Shankar, Y., Ankur, K., Bhushan, P., & Mohan, D. (2019). Utilization of water treatment plant (WTP) sludge for pretreatment of dye wastewater using coagulation/flocculation. En *Advances in Waste Management* (pp. 107–121). Springer.
- Slama, H. B., Chenari Bouket, A., Pourhassan, Z., Alenezi, F. N., Silini, A., Cherif-Silini, H., Oszako, T., Luptakova, L., Golińska, P., & Belbahri, L. (2021). Diversity of synthetic dyes from textile industries, discharge impacts and treatment methods. *Applied Sciences*, 11(14), 6255.
- Soliman, M. F., Rashed, M. N., & Ahmd, A. A. (2023). Chemical Activation of Sludge from Drinking Water Treatment Plant for Adsorption of Methylene Blue Dye. *Water, Air, & Soil Pollution*, 234(4), 228.
- Sreedharan, V., & Bhaskara Rao, K. V. (2019). Biodegradation of Textile Azo Dyes. En K. M. Gothandam, S. Ranjan, N. Dasgupta, & E. Lichtfouse (Eds.), *Nanoscience and Biotechnology for Environmental Applications* (Vol. 22, pp. 115–139). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-97922-9_5

- Thommes, M., Kaneko, K., Neimark, A. V., Olivier, J. P., Rodriguez-Reinoso, F., Rouquerol, J., & Sing, K. S. (2015). Physisorption of gases, with special reference to the evaluation of surface area and pore size distribution (IUPAC Technical Report). *Pure and applied chemistry*, 87(9–10), 1051–1069.
- Tkaczyk, A., Mitrowska, K., & Posyniak, A. (2020). Synthetic organic dyes as contaminants of the aquatic environment and their implications for ecosystems: A review. *Science of The Total Environment*, 717, 137222. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137222>
- Tony, M. A. (2020). Zeolite-based adsorbent from alum sludge residue for textile wastewater treatment. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(5), 2485–2498.
- Tony, M. A., & Tayeb, A. A. (2016). Response surface regression model in optimization of alum sludge drying facility: Solar-fenton's reagent dewatering. *International Journal of Chemical Engineering and Applications*, 7(5), 331.
- Valderrama Mendoza, S. (2017). *Pasos para elaborar proyectos y tesis de investigación científica: Cuantitativa, cualitativa y mixta (Edit. San Marcos)*.
- Van Truong, T., & Kim, D.-J. (2021). Phosphate removal using thermally regenerated Al adsorbent from drinking water treatment sludge. *Environmental Research*, 196, 110877.
- Wiewiórska, I., & Rybicki, S. M. (2022). Analysis of a coagulation sludge contamination with metals using X-ray crystallography. *Desalination and Water Treatment*, 254, 151–159.
- Yang, J., Ren, Y., Chen, S., Zhang, Z., Pang, H., Wang, X., & Lu, J. (2023). Thermally activated drinking water treatment sludge as a supplementary cementitious material: Properties, pozzolanic activity and hydration characteristics. *Construction and Building Materials*, 365, 130027.

Zhao, J., Li, A., & Wang, H. (2022). Study on the feasibility and stability of drinking water treatment sludge (DWTS)@ zeolite to remove phosphorus from constructed wetlands. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(6), 108713.

ANEXOS

Anexo 1. Caracterización microbiológica del lodo crudo.



LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR
EL ORGANISMO DE ACREDITACIÓN
INACAL - DA CON REGISTRO N° LE - 002

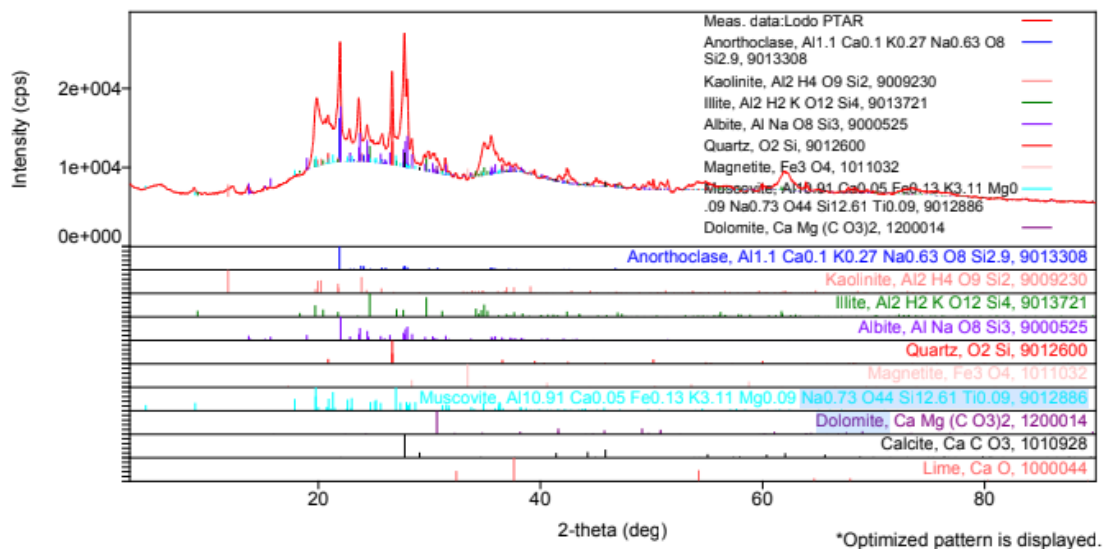


INFORME DE ENSAYO MA2330786 Rev. 0

IDENTIFICACIÓN DE MUESTRA					UCSM
PROFUNDIDAD (m)					
FECHA DE MUESTREO					06/09/2023
HORA DE MUESTREO					11:30:00
MATRIZ					LODOS
PRODUCTO DESCRITO COMO					LODOS
Parámetro	Referencia	Unidad	LD	LC	Resultado
Análisis Generales					
Carbono Orgánico Total (2)	ES_NOM21_AS07_MO_T OC	%	0.1	0.2	<0.2
Análisis Microbiológicos					
Numeración Coliformes totales (2)	ES_APHA9221B_CX	NMP/1g ST	--	--	11.5 *
Numeración Coliformes fecales (2)	ES_APHA9221E_AQ	NMP/g	--	--	79.0 *
Numeración de Escherichia coli (2)	ES_APHA9221F_CX	NMP/1g ST	--	--	<0.42
Ascaris Lumbricoides (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *
Cestodos (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *
Huevos de Helminto (2)	ES_NOM004_HH_CX	Huevos/2g ST	--	--	0 *

Anexo 2. Caracterización mineralógica del lodo crudo.

6. DIFRACTOGRAMA DE LA MUESTRA



Anexo 3. Isotermas BET de los lodos modificados térmicamente.



A	B
<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L100.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1394g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 27.20 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0471 mL/g</p> <p>Surface Area: 61.202 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.3796</p> <p>Mode (Pore Width): 2.932 nm</p> <p>Fitting Error: 0.331%</p>	<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L200.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1827g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 27.17 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0310 mL/g</p> <p>Surface Area: 60.020 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.3796</p> <p>Mode (Pore Width): 3.050 nm</p> <p>Fitting Error: 0.403%</p>
<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L300.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1414g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 26.00 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0202 mL/g</p> <p>Surface Area: 42.796 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.3796</p> <p>Mode (Pore Width): 2.583 nm</p> <p>Fitting Error: 0.368%</p>	<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L400.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1602g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 26.21 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0222 mL/g</p> <p>Surface Area: 48.213 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.3796</p> <p>Mode (Pore Width): 2.583 nm</p> <p>Fitting Error: 0.307%</p>
<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L000.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.194g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 24.86 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0401 mL/g</p> <p>Surface Area: 62.580 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.5660</p> <p>Mode (Pore Width): 2.932 nm</p> <p>Fitting Error: 0.330%</p>	<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L600.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1815g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 21.64 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0208 mL/g</p> <p>Surface Area: 45.502 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.5660</p> <p>Mode (Pore Width): 1.9660 nm</p> <p>Fitting Error: 0.283%</p>
<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L700.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1826g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 23.17 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0208 mL/g</p> <p>Surface Area: 49.820 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.5660</p> <p>Mode (Pore Width): 2.932 nm</p> <p>Fitting Error: 0.414%</p>	<p>Anton Paar Kaomi for Nova</p> <p>Report date: 10/29/2024 File Name: L800.qcp/Physico</p> <p>Operator: ucsm</p> <p>NOTE: Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.</p> <p>Analysis Information</p> <p>Sample ID: 193640 Weight: 0.1826g</p> <p>Analysis Profile: Loda Anve</p> <p>Operator: anve</p> <p>Instrument: S1 on NOVA 600 [In: 1050040003]</p> <p>Ambient Temp: 23.17 °C</p> <p>Sample Volume: 0.000 mL</p> <p>Thermal Delay: 180 sec</p> <p>Adsorbate: N2</p> <p>Non-Ideality: 6.58e-05</p> <p>Desorb Information: Vacuum Degassing</p> <p>Thermal Transpiration: no</p> <p>DEI Method: Model: N2 @ 77K on silica/bedite (cyl. pore)(NLDFT Eq. model)</p> <p>Adsorbate Model: Name: Nitrogen Molecular Weight: 28.0134 g/mol</p> <p>Bath Temperature: 77.35 K</p> <p>DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results</p> <p>Pore Volume: 0.0208 mL/g</p> <p>Surface Area: 49.820 m²/g</p> <p>Lower Confidence Limit: 1.5660</p> <p>Mode (Pore Width): 2.932 nm</p> <p>Fitting Error: 0.414%</p>

Nota: Donde A – G corresponde a la activación a diferentes temperaturas (100 – 700°C).

Anexo 4. Isotermas BET de los lodos modificados químicamente.

A

Anton Paar Kaomi for Nova
version 1.0
Copyright ©2020 Anton Paar GmbH

Report date: 11/05/2024 Operator: ucsm
File Name: A.annie.qcu@Physiso

NOTE
Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.

Analysis Information

Sample	ID	193640	Weight	0.148 _g		
Analysis	Data ID	(9360)1e8-695f-4d5f-92c1-c37404340294	Date	05/14/2024		
Analysis Profile	Operator	Lodis Annie	Duration	539.93 _{min}		
Instrument	SI 1 on NOVA 600 [s/n:1050040053]	Sample Volume Mode	NOVA Mode	Firmware	1.01	
Ambient Temp.	24.57 _{°C}	Void Volume Mode	Measured	Cell ID	193640-1	
Sample Volume	0.000 _{cm³}	Sample Volume Mode	Measured	Cell Type	6 mm with filler rod	
Thermal Delay	180 _{sec}	p Mode	Monitor			
Adsorbate	Name	Nitrogen	Molecular Weight	28.0134 _{g/mol}	Cross Sectional Area	16.2 _{mm²}
Non-Ideality	6.58e-05 _{1/r²}	Bath Temperature	77.35 _{°K}			
Degass Information	Type	Vacuum Degassing				
Operator	gonzalo velarde					
Heating	Heat to 200.0 °C at 15.0 °C/min then hold for 60 min					

Data Reduction Parameters

Thermal Transpiration	no
DFT Method	Model N2 @ 77K on silica/zeolite (cyl. pore)(NLDFT Equ. model)
Min pip	0
Max pip	1
Moving pt. avg.	off
Adsorbate Model	Name Nitrogen Molecular Weight 28.0134 _{g/mol} Cross Sectional Area 16.2 _{mm²}
Bath Temperature	77.35 _{°K}

DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results

Pore Volume	0.0419 _{cm³}
Surface Area	81.6317 _{m²}
Lower Confidence Limit	1.3790 _{mm}
Mode (Pore Width)	2.5830 _{nm}
Fitting Error	0.2791%
Notes	Description data

B

Anton Paar Kaomi for Nova
version 1.0
Copyright ©2020 Anton Paar GmbH

Report date: 11/05/2024 Operator: ucsm
File Name: B.annie.qcu@Physiso

NOTE
Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.

Analysis Information

Sample	ID	193640	Weight	0.1405 _g		
Analysis	Data ID	(ba63b)1d-e500-4d5e-8ca8-1348c8a2116	Date	05/14/2024		
Analysis Profile	Operator	Lodis Annie	Duration	545.48 _{min}		
Instrument	SI 2 on NOVA 600 [s/n:1050040053]	Sample Volume Mode	NOVA Mode	Firmware	1.01	
Ambient Temp.	24.68 _{°C}	Void Volume Mode	Measured	Cell ID	193640-1	
Sample Volume	0.000 _{cm³}	Sample Volume Mode	Measured	Cell Type	6 mm with filler rod	
Thermal Delay	180 _{sec}	p Mode	Monitor			
Adsorbate	Name	Nitrogen	Molecular Weight	28.0134 _{g/mol}	Cross Sectional Area	16.2 _{mm²}
Non-Ideality	6.58e-05 _{1/r²}	Bath Temperature	77.35 _{°K}			
Degass Information	Type	Vacuum Degassing				
Operator	gonzalo velarde					
Heating	Heat to 200.0 °C at 15.0 °C/min then hold for 60 min					

Data Reduction Parameters

Thermal Transpiration	no
DFT Method	Model N2 @ 77K on silica/zeolite (cyl. pore)(NLDFT Equ. model)
Min pip	0
Max pip	1
Moving pt. avg.	off
Adsorbate Model	Name Nitrogen Molecular Weight 28.0134 _{g/mol} Cross Sectional Area 16.2 _{mm²}
Bath Temperature	77.35 _{°K}

DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results

Pore Volume	0.0405 _{cm³}
Surface Area	83.9051 _{m²}
Lower Confidence Limit	1.3790 _{mm}
Mode (Pore Width)	2.5830 _{nm}
Fitting Error	0.3048%
Notes	Description data

C

Anton Paar Kaomi for Nova
version 1.0
Copyright ©2020 Anton Paar GmbH

Report date: 11/05/2024 Operator: ucsm
File Name: C.annie.qcu@Physiso

NOTE
Histogram bins requested outside experimental data limits may represent interpolated/incomplete information.

Analysis Information

Sample	ID	193640	Weight	0.1574 _g		
Analysis	Data ID	(e6bba)0f-95c1-4946-880c-e6a827c121ae	Date	05/16/2024		
Analysis Profile	Operator	Lodis Annie	Duration	531.12 _{min}		
Instrument	SI 1 on NOVA 600 [s/n:1050040053]	Sample Volume Mode	NOVA Mode	Firmware	1.01	
Ambient Temp.	23.35 _{°C}	Void Volume Mode	Measured	Cell ID	193640-1	
Sample Volume	0.000 _{cm³}	Sample Volume Mode	Measured	Cell Type	6 mm with filler rod	
Thermal Delay	180 _{sec}	p Mode	Monitor			
Adsorbate	Name	Nitrogen	Molecular Weight	28.0134 _{g/mol}	Cross Sectional Area	16.2 _{mm²}
Non-Ideality	6.58e-05 _{1/r²}	Bath Temperature	77.35 _{°K}			
Degass Information	Type	Vacuum Degassing				
Operator	gonzalo velarde					
Heating	Heat to 200.0 °C at 15.0 °C/min then hold for 60 min					

Data Reduction Parameters

Thermal Transpiration	no
DFT Method	Model N2 @ 77K on silica/zeolite (cyl. pore)(NLDFT Equ. model)
Min pip	0
Max pip	1
Moving pt. avg.	off
Adsorbate Model	Name Nitrogen Molecular Weight 28.0134 _{g/mol} Cross Sectional Area 16.2 _{mm²}
Bath Temperature	77.35 _{°K}

DFT Method Histogram Surface Area (linear) Results

Pore Volume	0.0313 _{cm³}
Surface Area	60.8686 _{m²}
Lower Confidence Limit	1.3790 _{mm}
Mode (Pore Width)	2.5830 _{nm}
Fitting Error	0.2676%
Notes	Description data

Nota: A, B y C son los lodos modificados químicamente a concentraciones de 0.25, 0.5 y 0.75 M respectivamente.

Anexo 5. Galería fotográfica del desarrollo de tesis.

IMAGEN 1



DESCRIPCIÓN
Toma de muestra de lodo de la Unidad 2 de la PTAP “La Tomilla”.

IMAGEN 2



DESCRIPCIÓN
Recojo de muestra de lodo de la PTAP “La Tomilla”

IMAGEN 3



DESCRIPCIÓN
Secado del Lodo químico a 103 – 105 °C en estufa.

IMAGEN 4



DESCRIPCIÓN
Muestra de lodo triturada para el análisis de área superficial.

IMAGEN 5

IMAGEN 6



DESCRIPCIÓN

Medición de pH de la muestra de lodo químico residual

DESCRIPCIÓN

Análisis de contenido de humedad del lodo químico residual

IMAGEN 3



IMAGEN 4



DESCRIPCIÓN

Análisis cualitativo del lodo en equipo FTIR

DESCRIPCIÓN

Análisis de área superficial del lodo en equipo de Fisorción