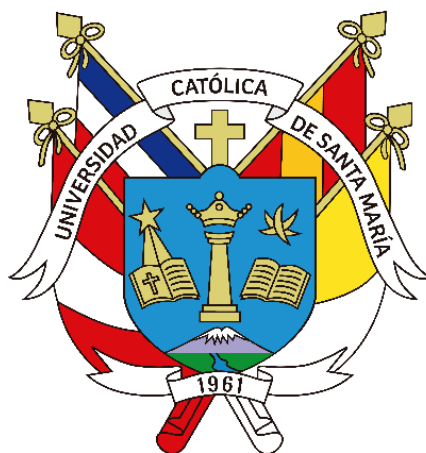


Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingeniería Civil y del
Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**EVALUACIÓN DEL USO DE LOS LODOS RESIDUALES
GENERADOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA
POTABLE COMO ADSORBENTE PARA LA REMOCIÓN DE UN
COLORANTE ORGÁNICO USADO EN LA INDUSTRIA TEXTIL
AREQUIPEÑA**

Tesis presentada por el Bachiller:

Jimenez Orihuela, Alberto Alejandro

Para optar el Título Profesional de:

Ingeniero Ambiental

Asesor:

Dr. Colina Andrade, Gilberto de Jesús

Arequipa – Perú

2023

UCSM-ERP

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE SANTA MARÍA

INGENIERIA AMBIENTAL

TITULACIÓN CON TESIS

DICTAMEN APROBACIÓN DE BORRADOR

Arequipa, 23 de Agosto del 2023

Dictamen: 009033-C-EPIA-2023

Visto el borrador del expediente 009033, presentado por:

2017222631 - JIMENEZ ORIHUELA ALBERTO ALEJANDRO

Titulado:

EVALUACIÓN DEL USO DE LOS LODOS RESIDUALES GENERADOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE COMO ADSORBENTE PARA LA REMOCIÓN DE UN COLORANTE ORGÁNICO USADO EN LA INDUSTRIA TEXTIL AREQUIPEÑA.

Nuestro dictamen es:

APROBADO

**45830984 - PAREDES ZAVALA JOSHELYN MARIANGELA
DICTAMINADOR**



**46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA
DICTAMINADOR**



**47604629 - TEJADA MEZA KEVIN
DICTAMINADOR**



EVALUACIÓN DEL USO DE LOS LODOS RESIDUALES GENERADOS EN UNA PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA POTABLE COMO ADSORBENTE PARA LA REMOCIÓN DE UN COLORANTE ORGÁNICO USADO EN LA INDUSTRIA TEXTIL AREQUIPEÑA

INFORME DE ORIGINALIDAD

17%

INDICE DE SIMILITUD

16%

FUENTES DE INTERNET

9%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	sedici.unlp.edu.ar Fuente de Internet	1%
2	www.vivienda.gob.pe Fuente de Internet	<1%
3	pdfcoffee.com Fuente de Internet	<1%
4	pt.scribd.com Fuente de Internet	<1%
5	AGUILAR LOPEZ LUCERO GERALDINE. "PIGARS de la Provincia de Sucre 2019-IGA0012782", O.M. N° 015-2019-MPS/CMA/A, 2021 Publicación	<1%
6	Submitted to Universidad Católica San Pablo Trabajo del estudiante	<1%

DEDICATORIA

A mis queridos abuelos:

Malena Dora Delgado Ferrándiz

Hawar Orihuela Paredes

A ustedes, por apoyar mis metas de manera incondicional, cuidar de mí y enseñarme a ser consecuente con mis ideales.

A mis queridos padres:

Katioska Malena Orihuela Delgado

Olger Alberto Jimenez Sardón

A ustedes, por creer en mí, enseñarme el valor del trabajo honesto y a seguir adelante a pesar de las adversidades.



AGRADECIMIENTOS

Agradezco de manera muy especial, al Mg. Kevin Tejada y al Dr. Gilberto Colina por su confianza, enseñanzas y apoyo para cumplir mi meta profesional de investigar en pro de la conservación del medio ambiente.

A mis queridos tíos, Rolando Jimenez y Giannina Orihuela, por apoyarme a conseguir mis metas y estar siempre presentes en mi vida profesional y académica.

Al equipo de trabajo del Laboratorio de Bioprocesos de la Universidad Católica de Santa María, por su constante apoyo durante toda la realización de mi tesis.

A mis queridos compañeros y profesores, por las palabras de aliento, tiempo de calidad y apoyo en los momentos de flaqueza por lo que pasé durante la realización del presente trabajo de investigación.

A la Universidad Católica de Santa María, al Consejo Nacional de Ciencias, Tecnología e Innovación Tecnológica (CONCYTEC) y al Programa Nacional de Investigación Científica y Estudios Avanzados (PROCIENCIA) por financiar el proyecto denominado “Valorización del lodo residual generado en el proceso de depuración de aguas en la Región Sur de Perú (Arequipa) para la remoción y/o degradación de toxicidad en contaminantes acuosos”, el cual contribuyó a la realización de la presente investigación.

A la EPS SEDAPAR y la EPS-Moquegua S.A., por el apoyo brindado para obtener de sus instalaciones la materia prima requerida para mi investigación.

A aquellas amistades y amores que ya no están, quienes me motivaron a luchar por mis metas y sembraron en mí el impulso de ser mejor cada día.

EPÍGRAFE

“A hombros de gigantes”

Isaac Newton

“En la naturaleza, todo sistema vivo crece hasta un cierto punto en el que detiene su crecimiento, pero no detiene su desarrollo. El desarrollo puede seguir infinito, pero el crecimiento no”

Manfred Max-Neef



RESUMEN

La presente investigación tuvo por objetivo evaluar la remoción del colorante orgánico “Bordeaux B” de una muestra sintética, mediante el uso de un adsorbente generado a partir de los Lodos de Tratamiento de Agua Potable (LTAP) de una Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) arequipeña (“La Tomilla”). El pretratamiento del LTAP crudo constó de cuatro etapas secuenciales: centrifugado, secado durante 24 h a 105 °C, pulverizado y tamizado. Paralelamente, se le analizó el contenido de humedad y ceniza mediante métodos estandarizados. El LTAP pretratado (LTAPp) fue activado térmicamente desde 200 °C hasta 700 °C en una atmósfera no inerte. El LTAPp y el activado a la mejor temperatura fueron caracterizados físicoquímica (densidad aparente, pH del material y composición mineralógica) y superficialmente (área superficial S_{BET} , diámetro promedio de poro, volumen promedio de poro e identificación de grupos funcionales). Para la determinación de la temperatura de activación (TA) óptima del LTAPp, se realizaron ensayos en modo BATCH (por triplicado), usando al porcentaje de remoción (%R) del colorante como la variable respuesta; asimismo, para determinar el %R significativamente igual o distinto a los otros, se aplicaron las pruebas estadísticas de Tukey y LSD de Fisher. Este procedimiento experimental, fue replicado para la determinación de las condiciones operacionales óptimas del proceso. Finalmente, se evaluó el proceso mediante modelos cinéticos, modelos de Isotermas de adsorción y análisis comparativo de la eficiencia del mejor adsorbente y su costo de producción. Algunos de los hallazgos obtenidos de la caracterización de los materiales indicaron que, el LTAP crudo proveniente de la PTAP “La Tomilla” posee un alto contenido de humedad y un moderado contenido de cenizas, el LTAPp y el activado a 500 °C (TA-500) poseen un área superficial específica considerable y una variada composición mineralógica; asimismo, se determinó que el costo de producción para 30 g del TA-500 asciende a 0.7 \$/g. Se determinó que la temperatura de activación óptima para generar un adsorbente eficiente fue a 500 °C y que, las condiciones operacionales óptimas para lograr el máximo %R del colorante “Bordeaux B” (85.57 %) ser dieron a: Dosis de adsorbente= 5 g/L, Tiempo de contacto = 45 min, pH de la solución = 3.48, Concentración inicial del colorante = 40 mg/L, Agitación = 350 RPM y Temperatura = 25 ± 0.5 °C. Finalmente, al evaluar la remoción del colorante se halló que, el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos experimentales fue el de Pseudo Segundo Orden ($R^2 = 0.99$) y el modelo de Isoterma que mejor caracterizó el proceso fue el de Langmuir ($R^2 = 0.99$), predominando la quimisorción por sobre la fisisorción. Asimismo, el análisis comparativo demostró que, el TA-500 es un adsorbente no convencional eficiente y competitivo para la remoción de colorantes en estado acuoso.

PALABRAS CLAVE: Lodo de Tratamiento de Agua Potable (LTAP); Adsorción; Colorante orgánico; Modelo de Isoterma; Modelo cinético.

ABSTRACT

The objective of this research was to evaluate the removal of the organic dye "Bordeaux B" from a synthetic sample, using an adsorbent generated from the Drinking Water Treatment Sludge (DWTS) of a Drinking Water Treatment Plant (DWTP) in Arequipa ("La Tomilla"). The pretreatment of the raw DWTS consisted of four sequential stages: centrifugation, drying for 24 h at 105 °C, pulverization and screening. In parallel, it was analyzed for moisture and ash content by standard methods. The pretreated DWTS (pDWTS) was heat activated from 200 °C to 700 °C in a non-inert atmosphere. The pDWT and the best temperature activated DWTS were physicochemically (bulk density, material pH and mineralogical composition) and superficially (surface area $<S_{BET}>$, average pore diameter, average pore volume and identification of functional groups). For the determination of the optimum activation temperature (AT) of pDWTS, assays were performed in BATCH mode (in triplicate), using the removal rate (%R) of the dye as the response variable; likewise, to determine the %R significantly the same or different from the others, the statistical tests of Tukey and LSD of Fisher were applied. This experimental procedure was replicated to determine the optimal operating conditions of the process. Finally, the process was evaluated by means of kinetic models, adsorption isotherm models and comparative analysis of the efficiency of the best adsorbent and its production cost. Some of the findings obtained from the characterization of the materials indicated that the raw DWTS from "La Tomilla" DWTP has a high moisture content and a moderate ash content, pDWTS and activated to 500 °C (AT-500) have a high specific surface and a varied mineralogical composition; likewise, it was determined that the production cost for 30 g of AT-500 amounts to 0.7 \$/g. It was determined that optimum activation temperature to generate an efficient adsorbent is at 500 °C (AT-500) and that the optimum operational conditions to achieve maximum %R of the dye (85.57 %) be given to: Adsorbent Dose = 5 g/L, Contact Time = 45 min, Solution pH = 3.48, Initial Dye Concentration = 40 mg/L, Agitation = 350 RPM and Temperature = 25 ± 0.5 °C (85.57 %). Finally, when evaluating the "Bordeaux B" dye removal process, it was found that the kinetic model that best fitted the experimental data was the Pseudo Second Order ($R^2 = 0.99$) and the Isotherm model that best characterized the process was the Langmuir model ($R^2 = 0.99$); chemisorption prevailed over physisorption. Likewise, the comparative analysis showed that AT-500 is an efficient and competitive that can be used for the removal of dyes in aqueous state.

KEY WORDS: Drinking Water Treatment Sludge (DWTS); Adsorption; Organic dye; Isotherm model; Kinetic model.

ÍNDICE GENERAL

DEDICATORIA	3
AGRADECIMIENTOS	4
EPÍGRAFE.....	5
RESUMEN.....	6
ABSTRACT	7
INTRODUCCIÓN	17
CAPÍTULO I.....	18
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	18
PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN	19
JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	20
OBJETIVOS	21
Objetivo general:.....	21
Objetivos específicos:	21
HIPÓTESIS.....	21
CAPÍTULO II.....	22
FUNDAMENTO TEÓRICO.....	22
ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN	23
MARCO TEÓRICO	27
1. Efluentes residuales de la industria textil	27
1.1. Características	27
1.2. Los colorantes.....	28
1.3. Impacto de los colorantes en el medio ambiente.....	29
2. Los LTAP y la adsorción de colorantes	30
2.1. Obtención de los LTAP.....	30
2.2. Adsorción	35
2.3. Adsorción de colorantes usando LTAP.....	44
MARCO LEGAL	48
CAPÍTULO III.....	53

METODOLOGÍA	53
TIPO Y NIVEL DE LA INVESTIGACIÓN	54
DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	54
MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN	55
MÉTODOS PARA LA OBTENCIÓN DE RESULTADOS	56
1. Caracterización fisicoquímica y superficial de una muestra de lodo residual crudo, pretratado y activado a la mejor temperatura, proveniente de una PTAP de la localidad.....	55
1.1. Caracterización de la muestra cruda.....	55
1.2. Pretratamiento de la muestra cruda	56
1.3. Caracterización fisicoquímica de la muestra pretratada y activada a la mejor temperatura.....	57
1.4. Caracterización superficial de la muestra pretratada y activada a la mejor temperatura.....	58
2. Determinación de la temperatura de activación óptima del adsorbente para la remoción del colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética y su costo de producción	58
2.1. Análisis del colorante “Bordeaux B”	58
2.2. Análisis de la temperatura de activación (TA) óptima del adsorbente.....	60
2.3. Determinación del costo de producción del adsorbente óptimo.....	61
3. Determinación de las condiciones operacionales óptimas (tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante) para la remoción del colorante “Bordeaux B”.....	61
3.1. Tiempo de contacto (TC)	62
3.2. pH de la solución.....	63
3.3. Dosis de Adsorbente (DA)	63
3.4. Concentración inicial del colorante (C_0)	64
4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas.....	65
4.1. Cinética de adsorción	65
4.2. Isotermas de adsorción.....	67
CAPÍTULO IV	70
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	70

1. Determinación de la temperatura óptima de activación del LTAP para remover el colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética.....	71
1.1. Caracterización de la muestra cruda.....	71
1.2. Activación térmica del LTAP.....	72
1.3. Análisis del colorante “Bordeaux B”	73
1.4. Análisis de la temperatura de activación (TA) del adsorbente óptima para remover el colorante “Bordeaux B”	76
2. Caracterización fisicoquímica y superficial del LTAPp y el TA-500.....	79
2.1. Caracterización fisicoquímica	79
2.2. Caracterización superficial	82
3. Determinación de las condiciones operacionales óptimas (tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante) para la remoción del colorante “Bordeaux B”.....	86
3.1. Tiempo de contacto (TC)	86
3.2. pH de la solución.....	89
3.3. Dosis de adsorbente (DA)	95
3.4. Concentración inicial del colorante (C_0)	97
4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas.....	100
4.1. Cinética de adsorción	100
4.2. Isotermas de adsorción	102
4.3. Determinación del costo de producción del adsorbente óptimo (TA-500)	104
4.4. Análisis comparativo de la q_{max} del TA-500	106
CAPÍTULO V.....	108
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	108
Conclusiones	109
Recomendaciones.....	110
CAPÍTULO VI	111
REFERENCIAS	111
ANEXOS	121

ANEXO 1. Galería de imágenes del proceso experimental empleado (referencial) para analizar la remoción del colorante “Bordeaux B” mediante el LTAP activado. 122

ANEXO 2. Absorbancias por triplicado para la determinación de la curva de calibración del colorante “Bordeaux B” a una longitud de onda máxima de 519 nm. 123

ANEXO 3. Comparación en parejas de medias utilizando el método de Tukey (izquierda) y LSD de Fisher (derecha) para cada variable estudiada. 124

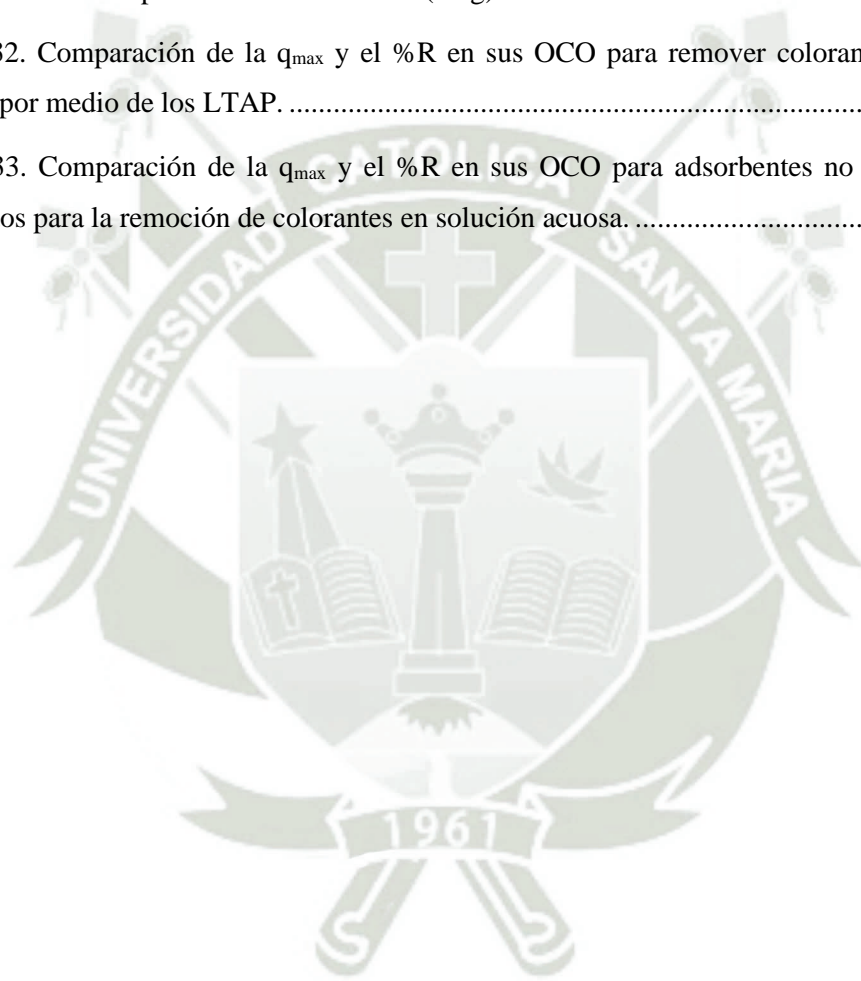
ANEXO 4. Gráficas resultantes del análisis de adsorción y desorción de N₂ según el modelo BET para la muestra del LTAPp y el TA-500. 126



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características de importancia para la adsorción de tintes por LTAP.	24
Tabla 2. Características típicas de las aguas residuales textiles.	27
Tabla 3. Características químicas y físicas típicas de los LTAP.	34
Tabla 4. Composición y superficie específica de los LTAP usados como material adsorbente.	46
Tabla 5. Variables de la investigación.	54
Tabla 6. Condiciones operacionales para la variable TA.	60
Tabla 7. Condiciones operacionales para la variable TC.	62
Tabla 8. Condiciones operacionales para la variable pH de la solución.	63
Tabla 9. Condiciones operacionales para la variable DA.	64
Tabla 10. Condiciones operacionales para la variable C_0	65
Tabla 11. Condiciones operacionales para de la determinación de la cinética de adsorción.	66
Tabla 12. Resultados de la caracterización física del LTAP crudo.	72
Tabla 13. Resultados de la determinación del pH y pKa del colorante “Bordeaux B”.	74
Tabla 14. Valores resultantes del análisis del colorante “Bordeaux B” a distintos valores de pH a una concentración de 80 mg/L.	75
Tabla 15. Resumen del análisis estadístico para la variable TA.	78
Tabla 16. Comparación en parejas para la variable TA a una confianza del 95 %.	78
Tabla 17. Pérdida de masa del LTAPp por la activación térmica a 500 °C.	79
Tabla 18. Resultados de la caracterización fisicoquímica del LTAPp y el TA-500.	80
Tabla 19. Grupos funcionales presentes en el LTAPp y el TA-500.	83
Tabla 20. Resultados del análisis de superficie (S_{BET}) a 77 K del LTAPp y el TA-500.	85
Tabla 21. Resumen del análisis estadístico para la variable TC.	88
Tabla 22. Comparación en parejas para la variable TC a una confianza del 95 %.	88
Tabla 23. Resumen del análisis estadístico para la variable pH de la solución.	94
Tabla 24. Comparación en parejas para la variable pH de la solución a una confianza del 95 %.	94
Tabla 25. Resumen del análisis estadístico para la variable DA.	96
Tabla 26. Comparación en parejas para la variable DA a una confianza del 95 %.	97

Tabla 27. Resumen del análisis estadístico para la variable C_0	99
Tabla 28. Comparación en parejas para la variable C_0 a una confianza del 95 %	99
Tabla 29. Resultados de la evaluación del proceso mediante los modelos cinéticos de pseudo primer y segundo orden.....	101
Tabla 30. Resultados de la evaluación del proceso mediante las isotermas de Freundlich y Langmuir.	103
Tabla 31. Costo de producción del TA-500 (30 g).....	105
Tabla 32. Comparación de la q_{max} y el %R en sus OCO para remover colorantes en solución acuosa por medio de los LTAP.	106
Tabla 33. Comparación de la q_{max} y el %R en sus OCO para adsorbentes no convencionales utilizados para la remoción de colorantes en solución acuosa.	107



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Clasificación de colorantes o tintes.....	29
Figura 2. Llegada de efluentes textiles al medio ambiente.	29
Figura 3. Tren de procesos y operaciones involucradas en una PTAP convencional.	33
Figura 4. Diagrama de procesos del tratamiento de agua potable en una EL y una EC.....	35
Figura 5. Mecanismos de adsorción según la fuerza predominante.	37
Figura 6. Historia del desarrollo de los modelos de isotermas de adsorción.	40
Figura 7. Adsorción de iones en arcillas silicatadas.....	45
Figura 8. Flujograma de la metodología aplicada en la presente investigación.	57
Figura 9. Tren de tratamientos aplicados en la PTAP “La Tomilla” para la potabilización del agua cruda.....	71
Figura 10. Fotografía de una muestra de LTAP crudo proveniente de la PTAP “La Tomilla”. .	71
Figura 11. LTAPp activado a distintas temperaturas.	73
Figura 12. Curva de calibración para el colorante “Bordeaux B”.....	74
Figura 13. Porcentaje de remoción (%R) del colorante “Bordeaux B” sobre el LTAP activado a diferentes TA.....	76
Figura 14. A) LTAP pretratado (LTAPp) y B) LTAP activado a 500 °C (TA-500).....	79
Figura 15. Composición mineralógica del LTAPp y el TA-500 (Mos: moscovita, Alb: albita, Cao: caolinita, Ili: ilita, Cal: calcita, Mag: magnetita, Cua: cuarzo, An: anortoclasa, Dol: dolomita y C: cal).....	82
Figura 16. Espectros resultantes del análisis FTIR para la muestra del A) LTAPp, B) TA-500 y C) TA-500 saturado del colorante “Bordeaux B”.	84
Figura 17. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintos TC.	86
Figura 18. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintos valores de pH de la solución.	89
Figura 19. Remoción de colorantes en A) medios básicos por adsorbentes aniónicos y B) medios ácidos por adsorbentes catiónicos.	91
Figura 20. Remoción del “Bordeaux B” por medio del TA-500 en un medio ácido.	93
Figura 21. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintas DA.....	95
Figura 22. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintas C ₀	97

Figura 23. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 para diferentes intervalos de tiempo y a las condiciones operacionales óptimas. 100

Figura 24. Capacidad de adsorción experimental y modelada para distintas concentraciones del colorante en el equilibrio. 102



ÍNDICE DE ECUACIONES

(5) Modelo matemático de Freundlich linealizado	41
(6) Modelo matemático de Langmuir.....	43
(7) Modelo matemático de Langmuir linealizado	43
(8) Modelo matemático cinético de Pseudo Primer Orden	43
(9) Modelo matemático cinético de Pseudo Primer Orden linealizado	44
(10) Modelo matemático cinético de Pseudo Segundo Orden	44
(11) Modelo matemático cinético de Pseudo Segundo Orden linealizado.....	44
(12) Ecuación para determinar el Contenido de Humedad	55
(13) Ecuación para determinar el Contenido de Cenizas	56
(14) Ecuación para determinar la Densidad Aparente	57
(15) Ecuación para determinar la Eficiencia de Remoción.....	61
(16) ecuación para determinar la Capacidad de Adsorción	66
(17) Ecuación para determinar R_L	68
(18) Ecuación para determinar el costo de producción y uso del adsorbente	105

INTRODUCCIÓN

La influencia del ser humano en el funcionamiento natural de los ecosistemas obtuvo una mayor preponderancia a partir de mediados del siglo XIX, donde la segunda revolución industrial/tecnológica, permitió la producción en masa de bienes y servicios, generando no sólo un mayor consumo de recursos, sino también, una mayor producción de desechos (MacArthur, 2013). No obstante, el paradigma que propone la Economía Circular, viene siendo la mejor arma del ser humano para frenar el colapso de nuestros ecosistemas. Entender que los residuos, pueden ser usados como recursos en ciclos productivos alternativos, representa una gran oportunidad para combatir la debacle ambiental.

Ante ello, un sector vital para el desarrollo y funcionamiento de cualquier sociedad, viene juntando esfuerzos para conseguir cerrar su ciclo productivo, este es: el sector servicios, específicamente, en el ámbito de la producción de agua potable (Smol et al., 2020). El principal residuo generado por la potabilización del agua cruda, son los llamados Lodos de Tratamiento de Agua Potable (LTAP), los cuales, por sus características particulares pueden ser incorporados a la cadena de valor de distintas maneras (Nguyen et al., 2022), siendo una de estas, la posibilidad de utilizarlos como material adsorbente de compuestos contaminantes en estado acuoso.

Asimismo, es sabido que los efluentes residuales textiles poseen grandes concentraciones de tintes o colorantes, los cuales representan una grave amenaza para el ecosistema, por lo que su remoción por lo general se da mediante la adsorción, siendo el material por excelencia para llevarla a cabo el carbón activado, el mismo que implica un alto consumo de recursos tanto naturales como financieros (Bilal et al., 2022; Ighalo et al., 2022).

En tal contexto, se hallaron algunas experiencias muy alentadoras, en donde los LTAP fueron utilizados como precursor de un adsorbente de colorantes muy eficiente: Nageeb Rashed et al. (2016) removieron hasta el 93.55 % del colorante “Azul de metileno”, mediante LTAP activados química y térmicamente; Tony (2020) halló que, al activar térmicamente a los LTAP, es posible lograr una remoción de más del 80 % del colorante “Procion Blue” de una muestra sintética; Laib et al. (2022) lograron remover hasta el 90.31 % del colorante “Azul reactivo 19” y 99.19 % del colorante “Azul de metileno”, mediante LTAP activados térmica y químicamente. Por lo que, la presente investigación, tuvo por objetivo evaluar el uso de los LTAP producidos en una Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) ubicada en el departamento de Arequipa, para remover un colorante orgánico utilizado en la industria textil local.

En consecuencia, a fin de que el lector tenga un mejor entendimiento de lo que se hizo en este estudio, se optó por dividirla en los siguientes cinco capítulos: (1) Planteamiento del problema; (2) Fundamento Teórico; (3) Metodología; (4) Resultados y Discusión; y (5) Conclusiones y Recomendaciones.



PROBLEMÁTICA DE LA INVESTIGACIÓN

La gestión de los residuos (sólidos, líquidos y gaseosos), es uno de los principales problemas a los que se enfrenta y enfrentará la humanidad. Si bien, no todas las actividades antropogénicas generan la misma cantidad de residuos, ni estos poseen la misma peligrosidad para el ser humano o el medio ambiente, darles un correcto tratamiento y disposición final, es indispensable para evitar la contaminación de nuestros ecosistemas (Husien et al., 2022). No obstante, repensar la manera en cómo los actuales ciclos productivos se relacionan con el agotamiento y degradación de los recursos naturales (proceso lineal), nos permite percibir a los residuos como posibles insumos, es decir, reinsertarlos en la cadena de valor (proceso circular) (MacArthur, 2013).

El paradigma de la Economía Circular (EC) viene tomando relevancia en distintas industrias, como la del tratamiento de agua potable (Nguyen et al., 2022). Esta, posee como principal componente productivo a las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP), las cuales (generalmente), emplean tecnologías de sedimentación, coagulación-floculación, filtración y desinfección, para cumplir con la calidad de agua para consumo que la normatividad vigente exige (Nguyen et al., 2022). En el Perú, a pesar de que el actual Reglamento del Decreto Legislativo N° 1278 - Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, considera a los residuos sólidos generados en los procesos de floculación y filtración (lodos de tratamiento de agua potable <LTAP>), como residuos “no peligrosos”, la concentración de determinados elementos (metales pesados y/o patógenos) en las condiciones propicias, podrían aumentar su peligrosidad (Ahmad et al., 2016b; Mortula et al., 2009; Nguyen et al., 2022). Actualmente los LTAP son dispuestos en rellenos sanitarios (en el mejor de los casos) o son liberados hacia algún cuerpo receptor (quebrada, río, terreno eriazo, acequia, entre otros) sin ningún tratamiento previo (Ahmad et al., 2016b; Nguyen et al., 2022). Tal es el caso de la PTAP “La Tomilla”, la cual libera sus lodos residuales (LTAP) generados en los procesos de floculación y decantación hacia el desagüe, sin reaprovecharlos o disponerlos en rellenos sanitarios.

En tal sentido, sabiendo que la industria textil genera grandes volúmenes de agua residual cargada de muchos elementos peligrosos, de entre los cuales, los colorantes o tintes reciben especial atención debido a su toxicidad para el medio ambiente (Azanaw et al., 2022); y, que a nivel local (Arequipa), esta industria emplea en sus procesos al colorante orgánico “Bordeaux B”, el cual genera una alta preocupación ambiental debido a su fuerte estabilidad fisicoquímica (Colina et al., 2022), se hace necesario poder hallar una alternativa eficiente, sostenible y de bajo costo para eliminar dicho colorante del agua residual, a partir de materiales que fácilmente se puedan encontrar en la localidad (Wakkal et al., 2019).

JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

La presente investigación puede justificarse desde los siguientes enfoques:

- **Ambiental**

Sabiendo que, actualmente los LTAP son liberados a cuerpos receptores sin ningún tratamiento previo, y que es posible que liberen compuestos peligrosos a determinadas condiciones (Ahmad et al., 2016b; Mortula et al., 2009; Nguyen et al., 2022), la presente investigación, pretende contribuir a la toma de decisiones sobre el actual y futuro manejo de estos, por parte de las empresas potabilizadoras de agua (EPS). Asimismo, sabiendo que la industria textil arequipeña utiliza un colorante de alta estabilidad fisicoquímica en sus procesos, llamado “Bordeaux B” (Colina et al., 2022), la presente investigación, pretende contribuir a la preservación del recurso hídrico de nuestra ciudad y proteger el ecosistema acuático de sus efectos adversos en la cadena trófica, posibilitando su remoción de manera sostenible mediante el uso de los LTAP.

- **Económico**

Sabiendo que, actualmente los LTAP no representan ningún valor económico para las empresas depuradoras de agua, pero sí un motivo por el cual se les puede sancionar monetariamente (Ahmad et al., 2016b; Nguyen et al., 2022), la presente investigación, evidenciará un posible reaprovechamiento de estos, siendo una posible fuente de ingresos al venderlos a otras industrias interesadas en su reutilización, así como evitar los costos derivados de su mala disposición y tratamiento (multas ambientales). Además de ello, sabiendo que la industria textil gasta cada vez más dinero en la depuración de sus aguas residuales (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019), la presente investigación, pretende disminuir los costos asociados al tratamiento de sus efluentes, al tener la opción de optar por un adsorbente económico y sostenible, generado a partir de los LTAP.

- **Social**

Al ser liberados los LTAP a cuerpos de agua sin ningún tratamiento previo, por su color y consistencia, es posible que la población pueda percibir esto como una contaminación deliberada del ecosistema (Nguyen et al., 2022; Smol et al., 2020), por lo que la presente investigación, pretende mejorar la imagen empresarial que proyectan las EPS a la sociedad, mostrando un sentido de responsabilidad para con el medio ambiente, al adoptar un enfoque de EC en sus actividades (simbiosis industrial). Ello, podría repercutir en la valoración y aceptación de la población a nuevos proyectos de saneamiento e industria textil en sus localidades.

- **Político**

Al ser uno de los objetivos principales de la Política Nacional del Ambiente y la Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, la investigación e innovación tecnológica de los

posibles usos que se le puede dar a los residuos sólidos generados por las actividades socioeconómicas en el territorio, la presente investigación, pretende contribuir con el afianzamiento de los objetivos, así como materializar sus metas.

- **Tecnológico**

Al existir un vacío en la literatura, respecto de los posibles usos que se les puede dar a los LTAP generados en países en vías de desarrollo (Ahmad et al., 2016b; Nguyen et al., 2022), con la presente investigación, se pretende determinar la eficiencia y viabilidad de utilizar a los LTAP generados en una PTAP local, como un adsorbente capaz de remover un colorante de alta preocupación ambiental. Además de ello, se pretende sentar las bases científicas y experimentales para que posteriores investigaciones, los utilicen como material precursor de un adsorbente capaz de remover contaminantes en estado acuoso.

OBJETIVOS

Objetivo general:

Evaluar la remoción del colorante orgánico “Bordeaux B” de una muestra sintética mediante el uso de un adsorbente generado a partir de los LTAP de una PTAP arequipeña.

Objetivos específicos:

- a) Caracterizar fisicoquímica y superficialmente una muestra de lodo residual crudo, pretratado y activado a la mejor temperatura, proveniente de una PTAP de la localidad.
- b) Determinar la temperatura de activación óptima del adsorbente para la remoción del colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética y su costo de producción.
- c) Determinar las condiciones operacionales óptimas (tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante) para la remoción del colorante “Bordeaux B”.
- d) Evaluar la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas.

HIPÓTESIS

Dado que los residuos sólidos generados en el proceso de potabilización del agua (LTAP) en las plantas de tratamiento de agua potable (PTAP), poseen una alta capacidad adsorptiva a determinadas condiciones operacionales (activación térmica, pH de la solución, tiempo de contacto, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante), es posible usarlos como material precursor de un adsorbente capaz de remover eficientemente un colorante orgánico utilizado en la industria textil arequipeña.



CAPÍTULO II

FUNDAMENTO TEÓRICO

ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Los residuos sólidos de mayor importancia generados en las Plantas de Tratamiento de Agua Potable (PTAP), son los llamados Lodos de Tratamiento de Agua Potable (LTAP) (Nguyen et al., 2022). Su ratio de producción se estima que puede llegar a ser de 100 000 ton/año en una PTAP convencional (Ahmad et al., 2016b), mientras que, a escala global, su producción diaria podría superar las 10 000 ton (Babatunde & Zhao, 2007). Gomes et al. (2019) mostraron que en países como Portugal, Taiwán y España se producen alrededor de 6.42, 5.06 y 2.59 ton/hab/año de LTAP, respectivamente.

La composición fisicoquímica de los LTAP va a depender de: **1)** La calidad del agua cruda captada (superficial o subterránea) y **2)** La metodología utilizada en el proceso de potabilización, específicamente en el tipo y dosis de coagulante aplicado (Ackah et al., 2018; Ahmad et al., 2016a, 2016b; Likus et al., 2021; Nguyen et al., 2022; Shen et al., 2019).

- 1)** Las fuentes de agua superficial por lo general requieren de tecnologías de potabilización más complejas que las subterráneas, debido a que poseen una gran cantidad y diversidad de materiales en suspensión (turbidez), los cuales dependen de la estación e intensidad de las precipitaciones (Crittenden et al., 2012). Sin embargo, se sabe que las aguas subterráneas pueden presentar una mayor concentración de metales pesados y compuestos orgánicos, producto de las actividades humanas (Abascal et al., 2022; Chandnani et al., 2022), por lo que, su tratamiento también precisará de tecnologías convencionales capaces de generar LTAP (Likus et al., 2021; Wolowiec et al., 2019).
- 2)** La metodología convencional en una PTAP consta de los siguientes procesos fisicoquímicos: sedimentación, coagulación-floculación, filtración y desinfección (Ahmad et al., 2016b; Crittenden et al., 2012). Los LTAP son considerados subproductos de los procesos de coagulación-floculación y filtración, gracias a la adición de sales a base de Al y/o Fe, las cuales tienen como objetivo hacer precipitar las partículas coloidales, arcillas, algas y sustancias húmicas del agua cruda, para posteriormente ser retiradas del sistema mediante filtros de material poroso (Abo-El-Enein et al., 2017; Crittenden et al., 2012; Shen et al., 2019).

Actualmente, un buen número de países disponen de manera correcta sus LTAP, sin embargo, la mayoría de países en vías de desarrollo los eliminan a través de la descarga a cuerpos de agua, alcantarillas, vertederos o terrenos eriazos, debido a la leve regulación ambiental (Ahmad et al., 2016b). Si bien el mayor riesgo asociado a la inadecuada disposición de los LTAP es una posible lixiviación de Al, Fe y metales pesados (Ahmad et al., 2016a; Dassanayake et al., 2015; Mortula et al., 2009), los costos operacionales relacionados con su disposición en rellenos sanitarios pueden llegar a ser muy significativos, debido a que su tasa de producción mundial aumenta, al mismo ritmo que la demanda por agua potable (Nguyen et al., 2022). Por lo tanto, se hace necesario poder repensar la idea de considerar a los LTAP como desechos, sino más bien,

como recursos (Ahmad et al., 2016b; Nguyen et al., 2022); ello, enmarcaría a la industria productora de agua potable en una Economía Circular, generando una cultura sostenible y orientada al reciclaje en este tipo de organizaciones, tal como se viene impulsando en la comunidad europea (Smol et al., 2020).

En tal contexto, investigadores de todo el mundo vienen sumando aportes que permitan justificar desde la ciencia, la reutilización de los LTAP en diferentes actividades como: mejorador de las características físicas y químicas del suelo (Dassanayake et al., 2015; Hou et al., 2018), materia prima o aditivo en la industria de la construcción (De Godoy et al., 2019; Gomes et al., 2019), coagulante o coadyuvante en los procesos de potabilización de agua (Foroughi et al., 2018; Khedher et al., 2022) o adsorbente de diversos contaminantes como el fósforo (Muisa et al., 2020), metales pesados y metaloides (Abo-El-Enein et al., 2017; Shen et al., 2019; Siswoyo et al., 2019), contaminantes emergentes (Martins et al., 2022), colorantes o tintes textiles (Elmontassir et al., 2019; Gadekar & Ahammed, 2019; Laib et al., 2022; Tony, 2020), entre otros.

En ese sentido, y para efectos de la presente investigación, se sabe que las industrias textiles utilizan grandes cantidades de agua e insumos químicos en sus procesos, por lo que la generación de efluentes cargados de distintos compuestos (orgánicos e inorgánicos), deben ser tratados previo a su vertimiento. Siendo los tintes o colorantes el compuesto de mayor importancia ambiental en sus efluentes residuales, debido a su alto grado de percepción y toxicidad para los ecosistemas, estos deben ser eliminados o removidos (Azanaw et al., 2022). Para ello, se dispone de métodos físicos, químicos o biológicos, dentro de los cuales, resaltan por su practicidad, bajo costo y alta eficiencia, los métodos físicos, específicamente los que involucran la adsorción (Husien et al., 2022). Ante esto, diversos autores han demostrado que los LTAP son una alternativa ecoeficiente para remover tintes textiles de efluentes industriales, en comparación con otros materiales adsorbentes (Laib et al., 2022). Las características más relevantes de los experimentos de remoción de tintes por adsorción utilizando LTAP, se resumen en la **Tabla 1**:

Tabla 1. Características de importancia para la adsorción de tintes por LTAP.

Método de activación del Adsorbente (Ads)	Colorante removido	Variables analizadas	Condiciones óptimas de remoción	Referencia
Ninguno*	Dianix Blue FBL-E y Ciba-corn Yellow P-6GS	pH de la solución y dosis de Ads.	Dianix Blue FBL-E: pH de 9.13 y dosis de Ads de 75 mg/L (88 %). Ciba-corn Yellow P-6GS: pH de 8.87 y dosis de Ads 75 mg/L (55 %).	Chu, 2001

Ninguno*	Basic Violet 16, Direct Blue 71, Acid Blue 40, Reactive Blue 29 y Disperse Brown 19	pH de la solución, dosis de Ads y tiempo de contacto.	Para todos los colorantes: pH de 5, dosis de Ads de 2 g/L (Acid Blue 40 = 7 g/L) y tiempo de contacto de 100 min.	Kayranli, 2011
Térmico (450 y 500 °C, ambos durante 4 h) y Químico (se usó NaOH)	Acid Red G	pH de la solución, dosis de Ads, tiempo de contacto y temperatura de la solución.	pH de 10, dosis de Ads (450 °C y NaOH 1 M) 0.05 mg/L, tiempo de contacto de 150 min y una temperatura de 25 °C (93.11 %).	Tong et al., 2012
Tuvo pretratamiento - Térmico (Pirólisis de 400- 900 °C) y Químico (se usó CH ₃ COOH y HNO ₃)	Azul de metileno	pH de la solución, dosis de Ads, dosis de colorante, tiempo de contacto y temperatura de la solución.	pH de 7, dosis de colorante de 100 mg/L, dosis de Ads (700 °C y HNO ₃) de 0.25 g en 100mL de solución, tiempo de contacto de 1 h, y una temperatura de 25°C (93.55 %).	Nageeb Rashed et al., 2016
Químico (se usó NaOH) y Térmico (600 °C durante 6 h, luego se calentó en baño maría durante 3, 6, 9 y 10 h)	Brillant Green	Dosis de Ads y tiempo de contacto.	Dosis de Ads (calentado en agua durante 9 h) de 0.2 g/L y un tiempo de contacto de 1 h (97.99 %).	Gomonsirisuk et al., 2018
Tuvo pretratamiento - Químico (se usó H ₂ SO ₄)	Azul de metileno	pH de la solución, dosis de Ads, tiempo de contacto y concentración del H ₂ SO ₄	pH de 8.26, dosis de Ads (H ₂ SO ₄ 2 M) de 1.6 g en 100 mL de solución, tiempo de contacto de 1 h, y una temperatura de 25 °C (93.5 %).	Elmontassir et al., 2019
Ninguno**	Disperse Blue 79	pH de la solución, dosis de colorante y dosis de Ads.	pH de 3, dosis de colorante de 75 mg/L, dosis de Ads de 30 g/L (52,6 ± 2,0 %).	Gadekar & Ahammed, 2019
Tuvo pretratamiento - Térmico (400, 600 y 800 °C durante 2 h)	Procion Blue MX-7RX	pH de la solución, dosis de colorante, dosis de Ads, tiempo de contacto y	pH de 7.5, dosis de colorante de 11.8 mg/L, dosis de Ads (400 °C) de 2 g/L, tiempo de contacto de	Tony, 2020

	temperatura de la solución.	2 h, y una temperatura de 25 °C.	
Tuvo pretratamiento – Químico (se usó nitrato de hierro) y Térmico (200-500 °C durante 1-4 h)	Azul reactivo 19 y Azul de metileno	pH de la solución, dosis de colorante, dosis de Ads, tiempo de contacto, T° de cocción y tiempo de cocción.	Azul reactivo 19: pH de 3, dosis de colorante de 50 mg/L, dosis de Ads (300 °C - 2 h) de 2 g/L y tiempo de contacto de 30 min (90.31 %). Azul de metileno pH de 6.5, dosis de colorante de 50 mg/L, dosis de Ads (300 °C - 2 h) de 1.5 g/L y tiempo de contacto de 30 min (99.19 %).

Laib et al.,
2022

* Se secó el LTAP crudo a 105°C durante 24 h, luego se pulverizó y tamizó.

** Se secó el LTAP crudo a temperatura ambiente y luego se tamizó.

Como se pudo observar en la **Tabla 1**, la mayoría de los colorantes utilizados en las experiencias previas son de tipo sintético, habiendo un claro vacío en la literatura respecto a los orgánicos. Ante esto, la presente investigación, tiene por objetivo brindar información confiable sobre la remoción del colorante orgánico “Bordeaux B”, presente en los efluentes textiles de la industria arequipeña, utilizando los LTAP generados en una PTAP ubicada en la misma región, como material precursor de un absorbente capaz de removerlo.

MARCO TEÓRICO

1. Efluentes residuales de la industria textil

La industria textil es una de las más antiguas en el mundo, sin embargo, el tratamiento de sus efluentes residuales no data de hace más de unas cuantas décadas atrás (Mani et al., 2019). Desde la revolución industrial y la globalización de mercados, la demanda por textiles coloreados en el mundo fue en aumento, y consecuentemente, la producción de agua residual (Azanaw et al., 2022).

En ese sentido, el gran volumen de agua residual ha provocado un importante problema de contaminación en todo el mundo, ya que, al ser vertida en cuerpos receptores sin ningún tratamiento previo, la gran cantidad de productos químicos auxiliares tóxicos y tintes (sintéticos o naturales) presentes, reducen la concentración de oxígeno en el agua, debido a que bloquean el paso de la luz solar, además de generar la muerte de muchos organismos por ingestión o contacto (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019).

1.1. Características

Las características de las aguas residuales textiles generalmente dependen de los textiles fabricados y los productos químicos utilizados en ellos, no obstante, por lo general estas tienen un alto contenido de DBO, DQO, sólidos totales, productos químicos, olor y color (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019).

Mani et al. (2019) presentan la siguiente tabla resumen de los parámetros y rangos de valores (más comunes) presentes en el agua residual de la industria textil (Tabla 2):

Tabla 2. Características típicas de las aguas residuales textiles.

Parámetro	Rango
pH	6 - 10
Temperatura (°C)	35 - 45
Sólidos Totales (mg/L)	8000 - 12000
DBO ₅ (mg/L)	80 - 6000
COD (mg/L)	150 - 12000
Cloro (mg/L)	1000 - 6000
Sodio (mg/L)	70%
Elementos Traza (mg/L)	<10
Aceites y grasas (mg/L)	10 - 30
Amonio libre (mg/L)	<10
Sulfatos (mg/L)	600 - 1000
Sílice (mg/L)	<15
Nitrógeno total (mg/L)	70 - 80
Color (UPC*)	50 - 2500

*Unidades de Platino-Cobalto

Nota: Adaptado de Mani et al., 2019.

1.2. Los colorantes

En comparación con las estructuras de la mayoría de los compuestos orgánicos e inorgánicos presentes en el agua residual de las industrias textiles, las moléculas de tinte son las más complicadas de tratar, principalmente debido a su estructura molecular pesada y compleja, que consta de varios anillos aromáticos, como el benceno o el naftaleno, los cuales le da una alta termoestabilidad y fotoestabilidad, permitiéndoles permanecer en el medio ambiente durante un período de tiempo prolongado (Azanaw et al., 2022; Benjelloun et al., 2021; Mani et al., 2019). Sumado a ello, se sabe que la producción mundial anual de tintes ha llegado a casi 700 000 toneladas y ha dado lugar a la generación de más de 100 000 variedades de tintes (Mani et al., 2019).

1.2.1. Clasificación:

Según Benjelloun et al. (2021) y Bilal et al. (2022) por lo general, los tintes o colorantes se pueden clasificar en dos grandes grupos: los naturales y los sintéticos. El primer grupo corresponde a los más conocidos por el hombre desde tiempos muy antiguos, ya que se extraen de plantas y/o animales. Con el paso del tiempo, los tintes naturales fueron insuficientes para la diversidad de requerimientos que tenía la industria, por lo que se desarrollaron los tintes sintéticos. Estos comúnmente se clasifican en dos tipos: los iónicos y no iónicos, siendo los segundos muy poco estudiados debido a las pocas aplicaciones que poseen en la industria. Los iónicos son muy utilizados en la industria textil debido a su alta capacidad de impregnación en las telas, gracias a interacciones covalentes entre la molécula del colorante y la prenda. De igual forma, estos se subdividen en dos categorías: los aniónicos y los catiónicos. Estos colorantes se clasifican según las cargas que predominan en su superficie cuando están en estado acuoso, siendo también conocidos como ácidos (aniónicos) y alcalinos (catiónicos). Los aniónicos liberan iones H^+ al medio cuando son disueltos en agua, por lo que este se acidifica. Los catiónicos liberan grupos OH^- al medio, por lo que este se alcaliniza. La información mencionada, puede verse esquematizada en la **Figura 1**.

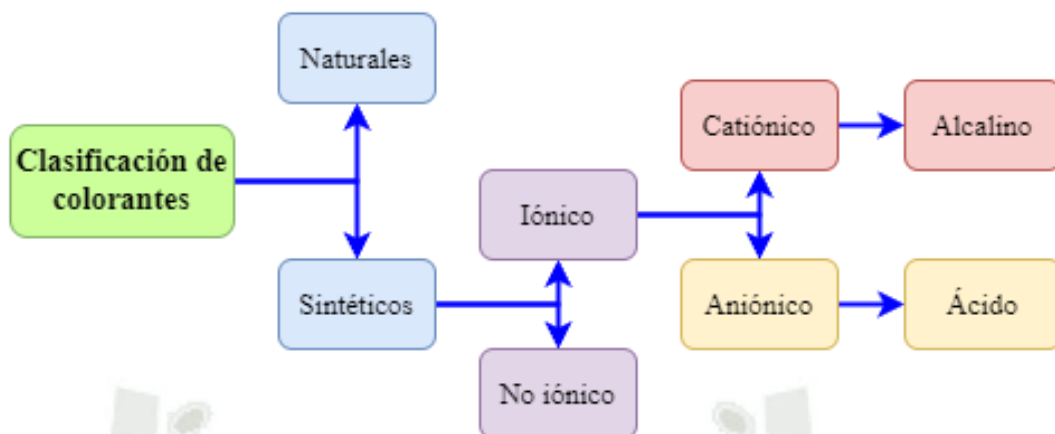


Figura 1. Clasificación de colorantes o tintes.

Nota: Adaptado de Bilal et al., 2022.

1.3. Impacto de los colorantes en el medio ambiente

Los tintes, al poseer una intensidad cromática mayor que la de otros compuestos son visibles a una concentración muy baja, siendo posible observar su presencia a concentraciones tan bajas como 1 ppm (Mani et al., 2019). Aproximadamente el 20% del colorante que se usa en los procesos de teñido de las industrias textiles se vierten al medio ambiente, lo que genera serios problemas ambientales como toxicidad para la vida acuática y mutagenicidad para los humanos (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019). El proceso mediante el cual los contaminantes del agua residual llegan a entrar en contacto con el medio ambiente se puede observar gráficamente en la **Figura 2**.

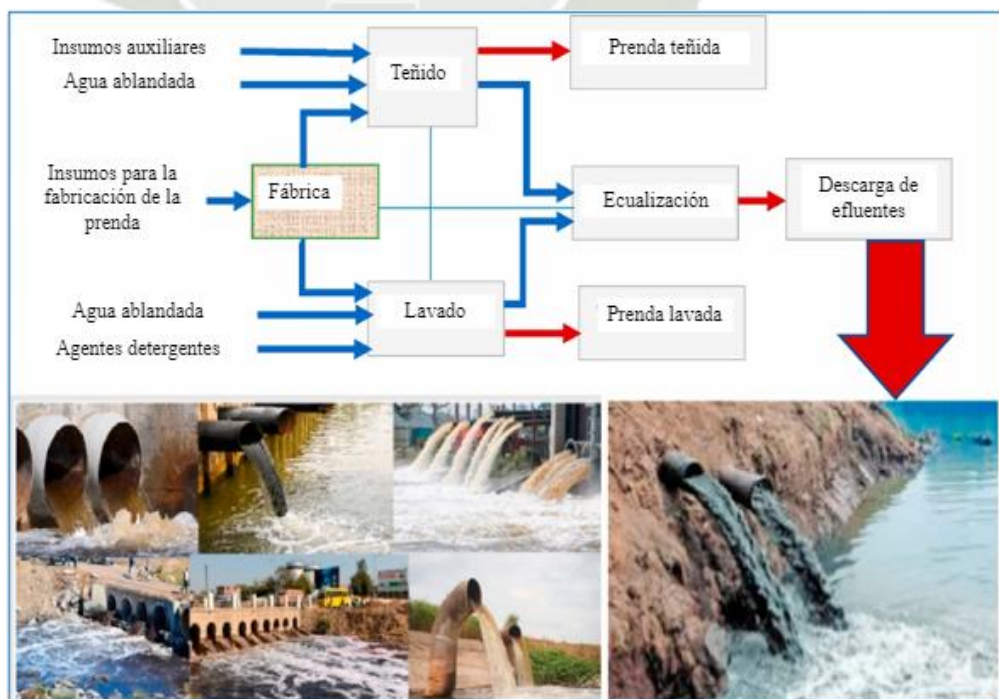


Figura 2. Llegada de efluentes textiles al medio ambiente.

Nota: Azanaw et al., 2022.

Los efectos agudos y/o crónicos de los colorantes dependen de la concentración del colorante y del tiempo de exposición de los organismos al contaminante (Mani et al., 2019). La mayor preocupación ambiental es la absorción y el reflejo de la luz solar en el agua que contiene tintes, ya que la disminución de luz solar afecta la actividad fotosintética de las algas y por lo tanto, altera la cadena alimenticia (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019). En lo que respecta a la salud del ser humano se ha informado que algunos tintes y sus derivados son cancerígenos, mutagénicos y/o tóxicos, afectando directamente al riñón, la vejiga e hígado de los trabajadores de industrias textiles (Azanaw et al., 2022; Mani et al., 2019). Además de ello, también pueden causar dermatitis por contacto directo, reacción alérgica en los ojos, enfermedades respiratorias e irritación de la membrana mucosa y del tracto respiratorio superior (Azanaw et al., 2022).

2. Los LTAP y la adsorción de colorantes

Como se mencionó en el apartado anterior, la contaminación causada por las aguas residuales textiles cargadas de tintes o colorantes, viene siendo un grave problema que los investigadores, la industria y los tomadores de decisión están intentando resolver. Ello, se ve reflejado en las más de 27 000 publicaciones sobre la eliminación de colorantes de aguas residuales entre los años 2010 – 2017 (Li et al., 2019). Los métodos para la eliminación de dichos contaminantes pueden ser físicos, químicos, fisicoquímicos o biológicos (Azanaw et al., 2022). Dentro de los métodos fisicoquímicos, podemos encontrar a la tecnología de adsorción, la cual debido a su fácil operatividad, flexibilidad, rentabilidad económica y eficiencia, es la más utilizadas (Azanaw et al., 2022; Benjelloun et al., 2021; Li et al., 2019; Shi et al., 2022).

Si bien el carbón activado es el material absorbente más usado, los investigadores e ingenieros han venido desarrollando adsorbentes a base de diversos compuesto orgánicos e inorgánicos, los cuales pueden ser obtenidos a partir de los residuos generados por diversas industrias (Azanaw et al., 2022; Husien et al., 2022). Estos adsorbentes no convencionales, han mostrado una eficiencia casi tan alta como la de los convencionales, ser económicamente más baratos de producir (materia prima disponible y constante en cualquier parte del mundo) y generar muchos más beneficios ambientales (Li et al., 2019). Tal es el caso de los LTAP (lodos de tratamiento de agua potable), los cuales son usados como materia prima para la generación de un adsorbentes capaz de remover los tintes o colorantes del agua, dando muy buenos resultados en comparación con otros residuos (Laib et al., 2022).

2.1. Obtención de los LTAP

2.1.1. Potabilización del agua cruda

El suministro y aprovisionamiento de agua para consumo humano data de hace muchos siglos atrás (primeras civilizaciones), sin embargo, su tratamiento, producción a gran escala y control de calidad, empezaron a finales del siglo XIX en algunos lugares de Europa, gracias al avance de las ciencias médicas y el descubrimiento de enfermedades causadas por el consumo de agua sin tratar (Crittenden et al., 2012). Ante esto, las tecnologías aplicadas para la purificación del agua cruda fueron evolucionando y mejorando cada vez más, aumentando paulatinamente la calidad del agua potable. Sumado a ello, las regulaciones legales respecto a las características físicas, químicas y biológicas que puede poseer el agua de consumo, fueron endureciéndose con los años, aumentando la rigurosidad de los estándares de calidad, fiscalización y supervisión de las empresas encargadas de potabilizar el agua cruda (Mihelcic & Zimmerman, 2012).

En ese sentido, el diseño de plantas de tratamiento de agua potable (PTAP) capaces de eliminar o disminuir la concentración de los constituyentes, debe considerar no sólo la calidad del agua cruda a tratar, sino también, la calidad del agua tratada exigida según la normatividad vigente, insumos químicos y la tasa de producción en base a la demanda poblacional (Crittenden et al., 2012).

El tratamiento de agua puede considerarse como una suerte de barreras que, según la finalidad de uso (consumo humano, riego, uso industrial, entre otros), esta debe atravesar. Por lo que, para que la producción de agua potable sea rentable, se deben considerar en el diseño de una PTAP, sólo las tecnologías más idóneas, desde un análisis costo-beneficio.

2.1.2. Procesos y operaciones unitarias involucradas en la potabilización del agua cruda

Como se mencionó anteriormente, la determinación de tal o cual tecnología que deberá aplicarse para llevar a cabo la potabilización del agua cruda hasta los parámetros exigidos por la norma, dependerá enteramente de la finalidad de uso. En el caso del agua para consumo humano, las tecnologías más usadas se enfocan básicamente en la eliminación de partículas (para mejorar sus características organolépticas) y la eliminación de gérmenes o microorganismos patógenos para los seres humanos.

Los procesos y operaciones unitarias comúnmente involucrados en el tratamiento de agua cruda de una PTAP convencional que capta agua cruda de fuentes superficiales, son los siguientes:

- **Coagulación:** La coagulación puede definirse como un proceso de neutralización de la carga superficial de la materia suspendida, coloidal y disuelta al añadir algún agente coagulante. Esto, gracias a que la mayoría de las partículas que se encuentran en las aguas naturales poseen carga negativa, por lo que pueden desestabilizarse mediante la adsorción

de cationes con carga positiva, proporcionados a través de polímeros como sales metálicas (Al y Fe) o polímeros orgánicos catiónicos. Añadir la dosis adecuada de coagulante, evitará que las partículas adquieran una carga positiva y se vuelvan nuevamente estables, en vez de neutralizarse (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2012).

- **Floculación:** Puede definirse como la agregación de partículas desestabilizadas y la formación de partículas más grandes conocidas como flóculo. Se da después de la adición de coagulantes y la desestabilización de las partículas. La formación de microflóculos y macroflóculos depende en gran medida, de la agitación, mezcla del coagulante en el medio (flujo no laminar) y el tiempo de residencia hidráulico. La agregación de partículas es un proceso físico, generado por las colisiones y adherencia de partículas de menor tamaño a las de mayor o igual tamaño. Cuando estos agrupamientos logran ser estables y son más densos que el fluido, tienen de sedimentar (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2012).
- **Sedimentación o decantación:** Consiste en el asentamiento de partículas gracias a su densidad, la fuerza de gravedad, el tipo de flujo del fluido y el tiempo necesario para que la partícula cambie su posición vertical y logre asentarse o impactar con la infraestructura. La velocidad de asentamiento de las partículas en un líquido como el agua, se puede describir ya sea por la ley de Stokes o la ley de Newton, teniendo en consideración uso del modelo matemático propuesto por Reynolds (R_e). Esta etapa es muy importante para la eliminación de partículas de distintas características (orgánicas e inorgánicas), permitiendo la clarificación del agua cruda (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2012).
- **Filtración:** Esta operación unitaria puede definirse como la remoción de partículas remanentes, virus, bacterias, compuestos orgánicos insolubles y cualquier otro compuesto que pudo escapar de las etapas previas, por intercepción o adherencia a un material poroso, gracias a sus características físicas (porosidad y área superficial específica) y químicas (carga superficial y composición mineralógica). Los dos tipos de filtración más empleados en las instalaciones de tratamiento de aguas son la filtración por medio granular (antracita, carbón activado, arena silicatada, entre otros) y filtración por membrana (microfiltración, ultrafiltración y nanofiltración) (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2012).
- **Desinfección:** Es el proceso final de todo el tratamiento de agua potable, donde los patógenos (microorganismos) residuales de todas las etapas previas, son eliminados mediante la adición de compuestos químicos (desinfectantes) capaces de inactivarlos. Los desinfectantes más comúnmente utilizados son el cloro libre o gas, sales de cloro, ozono, dióxido de cloro y luz ultravioleta (UV). La variable más importante en este proceso es

el pH, ya que, dependiendo del tipo de agente desinfectante, su potencial oxidativo irá variando según varía el pH del medio. En las PTAP convencionales, el uso de cloro gas o sales de cloro, son económicamente más rentables y fáciles de manejar, en comparación a los otros agentes desinfectantes. Cabe mencionar que, es muy importante que el agente desinfectante posea una concentración residual para garantizar la inactivación de microgramos patógenos a lo largo del sistema de distribución, hasta el punto de recepción del usuario final (Crittenden et al., 2012; Mihelcic & Zimmerman, 2012).

El orden de los procesos y operaciones descritas anteriormente, pueden verse gráficamente en la **Figura 3**.

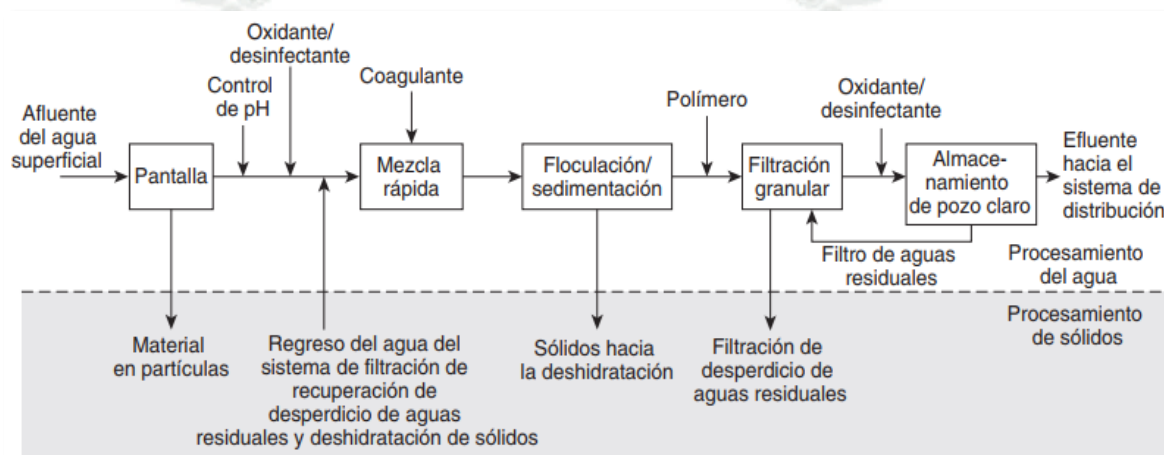


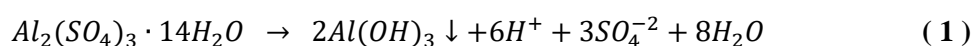
Figura 3. Tren de procesos y operaciones involucradas en una PTAP convencional.

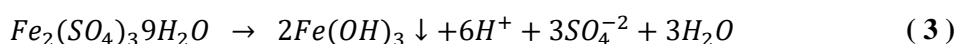
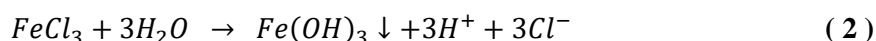
Nota: Mihelcic & Zimmerman, 2012.

2.1.3. Los lodos de tratamiento de agua potable (LTAP)

La generación de residuos sólidos producto de los procesos involucrados en la potabilización del agua cruda, son los llamados lodos de tratamiento de agua potable (LTAP). Estos, poseen toda clase de compuestos orgánicos e inorgánicos, los cuales son retirados del afluente para garantizar el cumplimiento de la normativa vigente de calidad de agua para consumo humano.

Su composición está directamente influenciada por la calidad del agua cruda a tratar y la dosis de coagulante utilizado (Abo-El-Enein et al., 2017). Pueden ser considerados como subproductos de los procesos de floculación, sedimentación y filtración, gracias a la adición de sales a base de Al y/o Fe, las cuales tienen como objetivo hacer precipitar las partículas coloidales, arcillas, algas, microorganismos y sustancias húmicas (Crittenden et al., 2012). Crittenden et al. (2012) mencionan que las reacciones involucradas en la generación de los LTAP pueden representarse mediante las siguientes ecuaciones químicas:





Como se pudo observar en las ecuaciones **1**, **2** y **3** la formación de hidróxidos de Hierro o Aluminio permiten la precipitación de partículas del agua cruda. La concentración de partículas, por lo general, es mayor cuando la captación de agua cruda proviene de una fuente superficial, a comparación de una fuente subterránea, esto porque, las diferentes capas litológicas y materiales porosos que tiene que atravesar el agua subterránea, las capturan y retienen (Chandnani et al., 2022). Sin embargo, la presencia de metales pesados y microorganismos en las aguas subterráneas provoca la adición de coagulantes, por lo que la formación de LTAP, no es exclusiva de PTAP que agua de origen superficial (Likus et al., 2021; Wolowiec et al., 2019).

En lo que respecta a los LTAP formados a partir del tratamiento de agua cruda proveniente de fuentes superficiales, su composición será muy variada. La fracción orgánica será dependiente de las estaciones (radiación y temperatura) y del nivel de contaminación por nutrientes (eutroficación) que pueda tener la fuente de agua superficial; asimismo, la fracción inorgánica, será dependiente del tipo de suelo, intensidad de la precipitación, pendiente del terreno y nivel de conservación de la cuenca (Crittenden et al., 2012).

No obstante, en la **Tabla 3** se presentan algunas de las características químicas y físicas más comunes en los LTAP.

Tabla 3. Características químicas y físicas típicas de los LTAP.

Característica	Parámetro	Unidad	Tipo de coagulante	
			Aluminio	Hierro
Física	Volumen	% de agua tratada	0.05 - 0.15	0.06 - 0.15
	Sólidos Totales	%	0.1 - 4	0.25 - 3.5
	Densidad seca	kg/m ³	1200 - 1500	1200 - 1800
	Densidad húmeda	kg/m ³	1025 - 1100	1050 - 1200
	Viscosidad a 20 °C	N * s/m ²	2 - 4 *10 ⁻³	2 - 4 *10 ⁻³
	Velocidad de sedimentación inicial	m/h	2.2 - 5.5	1 - 5
Química	DBO	mg/L	30 - 300	30 - 300
	COD	mg/L	30 - 5000	30 - 5000
	pH	Unidades	6 - 8	6 - 8
	Al ₁₂ O ₃ • 5.5H ₂ O	%	15 - 40	-
	Fe	%	-	4 -21
	Silicatos y materiales inertes	%	35 - 70	35 - 70
	Compuestos orgánicos	%	10 -25	5- 15

Nota: Adaptado de Crittenden et al., 2012.

Si bien los países desarrollados (Europa y Norte América) disponen de los LTAP adecuadamente, en los países en vías de desarrollo, su gestión es deficiente o nula (Ahmad et al., 2016b). El tratamiento que usualmente se les aplica consiste en poder eliminar la mayor cantidad de humedad posible, mediante su compactación o empaquetamiento, para finalmente disponerlos en rellenos sanitarios (Crittenden et al., 2012). No obstante, enmarcar la gestión del tratamiento de agua para consumo humano en una Economía Circular (EC), podría resultar beneficioso no sólo para los índices económicos de las industrias involucradas, sino también, para beneficios sociales y ambientales para con el ciclo urbano del agua, a diferencia de una Economía Lineal (EL) (Nguyen et al., 2022). Gráficamente, dicho paradigma se puede observar en la **Figura 4**.

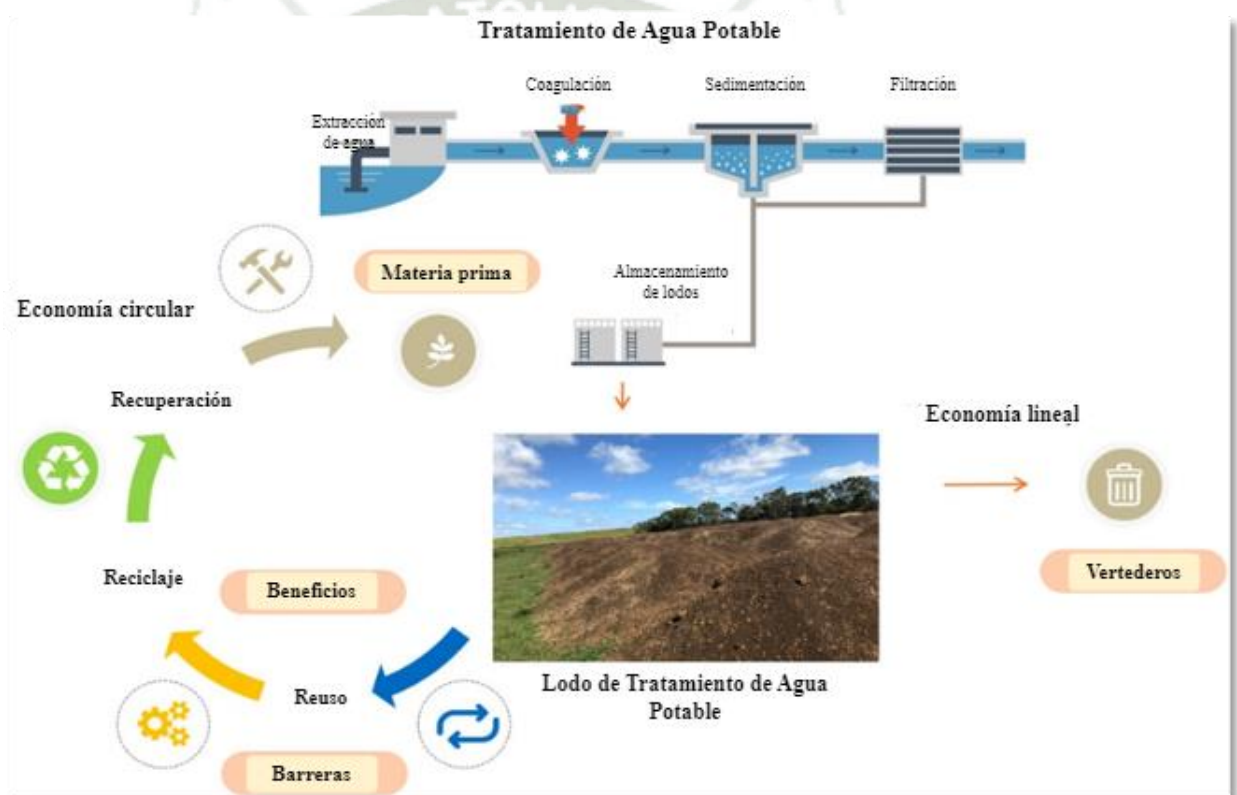


Figura 4. Diagrama de procesos del tratamiento de agua potable en una EL y una EC.

Nota: Nguyen et al., 2022.

2.2. Adsorción

El método de adsorción se utiliza ampliamente para el tratamiento de aguas residuales, aguas subterráneas y efluentes industriales, incluida la producción de agua potable. Este método, puede ofrecer varias ventajas para la purificación del agua gracias a que se puede operar bajo diferentes escenarios, su operación es sencilla y posee un diseño versátil, además que, sus requisitos energéticos son bajos y su eficiencia alta (Bonilla-Petriciolet et al., 2017).

2.2.1. Definición

La adsorción, puede definirse como la remoción de sustancias solubles presentes en una solución, las cuales se transfieren del fluido (gas o líquido) a una superficie sólida, siendo clasificada como es un fenómeno de interfase (Crittenden et al., 2012). Se pueden definir dos elementos necesarios e interdependientes: el adsorbente (material capaz de adsorber el compuesto) y el adsorbato (compuesto que se desea adsorber).

Cualquier sólido puede ser un potencial material adsorbente, sin embargo, la fase en la que se encuentre el adsorbato (acuosa, sólida o gaseosa) repercutirá en el proceso de equilibrio adsorbente-adsorbato, ya que la entropía del sistema es distinta para cada caso (Domènech & Peral, 2006). En otras palabras, los recursos necesarios para pasar de un estado de mayor (molécula libre en el fluido) a menor energía (molécula adsorbida), estarán en función al medio en el que se dé el fenómeno. Esta adherencia de moléculas en la superficie de un sólido (superficie de contacto), provocará que la concentración del compuesto en el medio, disminuya, por lo que el efluente final poseerá características distintas a las de su ingreso (Majd et al., 2022).

Según diversos autores como Benjelloun et al. (2021), Bonilla-Petriciolet et al. (2017), Majd et al. (2022), Shi et al. (2022) y J. Wang & Guo (2020), este fenómeno está gobernado por dos mecanismos:

- **Fisisorción:** También llamada adsorción física. Se da gracias a la interacción entre moléculas y átomos cargados electrostáticamente en la superficie del adsorbente con la carga del adsorbato (interacción polar y fuerzas de Van der Waals). Asimismo, se considera adsorción física a la intercepción de las partículas o moléculas lo suficientemente grandes como para quedar atrapadas en los micro, meso y macroporos del adsorbente. La relación adsorbente-adsorbato es débil, y por lo general, logran formar más de una capa en la superficie del sólido (multicapa). Es un proceso exotérmico y es reversible.
- **Quimisorción:** También llamada adsorción química. Se da gracias a la interacción química (intercambio de electrones) entre los átomos y las moléculas del adsorbato y el adsorbente. Este último, debe ser afín al compuesto con el que va a interactuar (naturaleza química). La cantidad de sitios activos del adsorbente capaces de interactuar químicamente con el adsorbato, condicionará el proceso. La relación adsorbente-adsorbato es fuerte, y por lo general, sólo se forma una capa (monocapa) en la superficie del sólido. Es un proceso endotérmico y generalmente irreversible.

Gráficamente, las principales fuerzas intervinientes en los mecanismos de adsorción se pueden observar en la **Figura 5**.

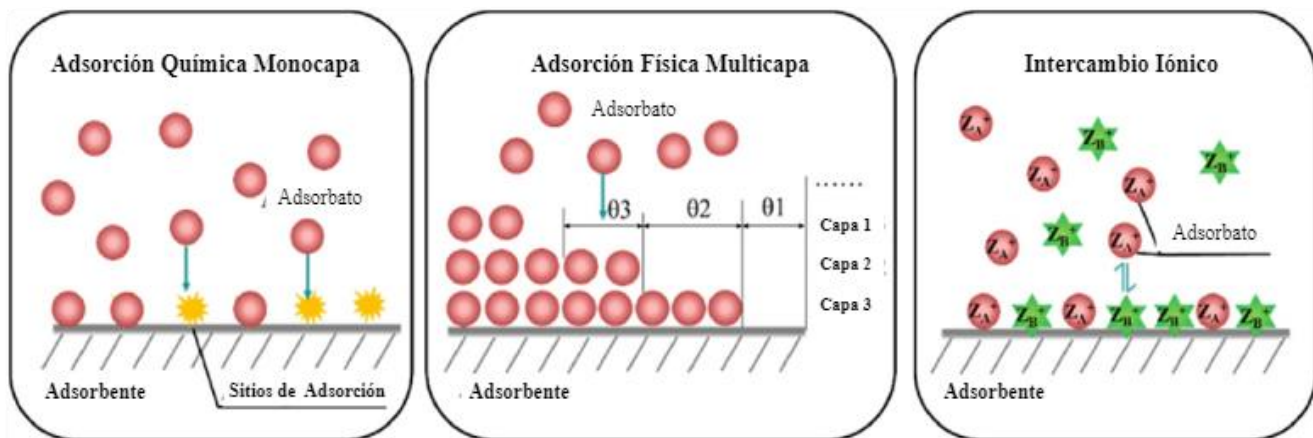


Figura 5. Mecanismos de adsorción según la fuerza predominante.

Nota: J. Wang & Guo, 2020.

La determinación precisa de la intervención de un mecanismo u otro (físico o químico) en un proceso de adsorción es poco probable ya que, por lo general, es una combinación de ambos. Es por ello que, diversos autores mencionan que, para simplificar y englobar a ambos mecanismos en uno solo, se puede utilizar el término “sorción” (Crittenden et al., 2012). Además de ello, cabe precisar que existe una clasificación de materiales adsorbentes según su origen (natural o sintético) y según su composición (orgánico o inorgánico) (Laib et al., 2022).

2.2.2. Variables de importancia en la adsorción de colorantes

Según Benjelloun et al. (2021), Bonilla-Petriciolet et al. (2017), Hou et al. (2018), Majd et al. (2022) y Shi et al. (2022), para que un proceso de adsorción se dé correctamente, se deben tener en consideración las siguientes variables ambientales y operacionales:

- Temperatura:** En la gran mayoría de procesos de adsorción la temperatura juega un rol clave, no sólo en el estado del adsorbato, sino también en la capacidad de adsorción del adsorbente. Existe una relación inversamente proporcional entre la temperatura del proceso y la eficiencia de adsorción en medio acuosos. Es importante que la temperatura del proceso se mantenga constante, es decir, que sea isotérmico, ello permitirá que las condiciones fisicoquímicas del adsorbato y del adsorbente no cambien. Si la adsorción se ve favorecida por bajas temperaturas, es exotérmica, en caso contrario, se puede inferir que es endotérmica. En el caso de los colorantes, existen evidencias de que la temperatura puede jugar a favor o en contra de la capacidad de adsorción, ya que esta, afecta no sólo a la solubilidad de dicho contaminante en el agua, sino también, a su estructura molecular (H. Wang et al., 2021).

- **Concentración inicial del adsorbato:** La concentración inicial de algún compuesto que se desea remover de un volumen o caudal de agua, si es afín con el adsorbente, condicionará la eficiencia de adsorción para un tiempo determinado. Por lo general, si la concentración de un adsorbato para el cual una cantidad de adsorbente es eficiente (remoción cercana al 100%), aumenta, en la mayoría de las situaciones, la concentración a la salida también aumentará. Sin embargo, existen situaciones en las que las características del adsorbato mejoran el proceso de adsorción, cuanto mayor sea su concentración en la solución. Esto puede deberse a que las moléculas adsorbidas, se convierten en nuevos sitios de adsorción, favoreciendo la adsorción de sus contrapartes a través de la atracción electrostática y otras interacciones fisicoquímicas. En el caso de los colorantes (catiónicos y aniónicos), cuanto mayor sea la concentración de colorante en la solución, mayor será la capacidad de adsorción (cantidad de compuesto adsorbido por unidad de masa de adsorbente).
- **Cantidad de adsorbente:** En la mayoría de los procesos de adsorción, la cantidad de adsorbente se relaciona de manera directa con la remoción de una concentración de adsorbato constante, es decir, a mayor cantidad de adsorbente, mayor será cantidad de adsorbato capturado. Sin embargo, en sistemas de lecho inmóvil o columnas empacadas, puede que una cantidad excesiva de adsorbente dificulte la transmisividad del fluido (conductividad hidráulica disminuida) y, por ende, el proceso tome más tiempo o no logre salir el fluido. Además de ello, desde el punto de vista económico, usar más adsorbente del que se necesita, para remover una cantidad de adsorbato, generaría que existan sitios activos que jamás se van a utilizar.
- **pH del medio:** Las características tanto del adsorbato, como del adsorbente, pueden verse seriamente influenciadas por las variaciones en el pH de la solución, ya que la selectividad del adsorbente cambia. Esta variable, es realmente importante para los procesos de adsorción donde predominan las interacciones electrostáticas entre el adsorbente y el adsorbato. Sólo se puede lograr una alta selectividad dentro de un cierto rango de pH. Cuando cambia el pH de la solución, la superficie del adsorbente puede cambiar (grupos funcionales positivos cambian a negativos), dando como resultado una selectividad pobre o incluso inversa. En compuestos metálicos, el cambio de pH del medio puede alterar su estado (acuoso a sólido) y hacerlos precipitar, de la misma manera, los colorantes pueden ver alteradas sus propiedades fisicoquímicas, variando su tonalidad y color. Asimismo, se sabe que los colorantes aniónicos se adsorben mejor en soluciones ácidas, mientras que la adsorción de colorantes catiónicos es más eficaz en soluciones alcalinas.
- **Características fisicoquímicas, morfológicas y morfométricas del adsorbente:** Caracterizar correctamente al adsorbente, permite entender a profundidad

los procesos y mecanismos que intervienen en el proceso de adsorción para determinado compuesto. Asimismo, es posible observar la efectividad que poseerá el material frente a diversos adsorbatos, por lo que será de utilidad a la toma de decisiones de un proyecto. Los análisis más comúnmente realizados a los materiales adsorbentes para su caracterización son: Área superficial específica, volumen y diámetro de poros (porosidad), potencial de carga neutra, composición mineralógica o química, granulometría, análisis térmico y morfología.

- **Capacidad de regeneración del adsorbente:** La regeneración de adsorbentes agotados es una variable fundamental para establecer la viabilidad económica de un proyecto que involucre el tratamiento del agua cruda mediante el proceso de adsorción. Se sabe que, el rendimiento del adsorbente se reduce gradualmente debido a la acumulación progresiva de adsorbatos en su superficie (sitios activos), por lo que, la regeneración será la eliminación de estos adsorbatos acumulados, para así recuperar su capacidad adsorptiva. Cabe mencionar que, por lo general, se presenta una disminución de la capacidad de adsorción del adsorbente, en cada ciclo de regeneración (Salvador et al. 2015). Las estrategias de regeneración se pueden clasificar en regeneración térmica, química, microbiológica y al vacío (Salvador et al., 2015).

2.2.3. Isotermas de adsorción

La palabra “Isoterma” etimológicamente significa: iso = constante o igual y therm = referido a la temperatura (Domènech & Peral, 2006). Desde el punto de vista teórico-analítico, una isoterma puede definirse como la representación matemática de una función (lineal, no lineal, exponencial, entre otras), que relaciona la cantidad de adsorbato adsorbido en el adsorbente y la cantidad de adsorbato que queda en la fase acuosa, cuando las dos fases están en equilibrio dinámico a una temperatura determinada (Al-Ghouti & Da’ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). En el sentido práctico, las isotermas, permiten caracterizar los procesos de adsorción de manera completa y minuciosa, ya que a partir de estas, se puede determinar la capacidad máxima de adsorción de un adsorbente, los parámetros termodinámicos del proceso, propiedades de los adsorbentes y los mecanismos de interacción entre el material adsorbente y el adsorbato a una temperatura constante (Al-Ghouti & Da’ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). En las últimas décadas se han desarrollado varios modelos matemáticos de isotermas de adsorción, Chen et al. (2022) los clasificaron en función a la cantidad de parámetros intervinientes en el proceso (**Figura 6**).

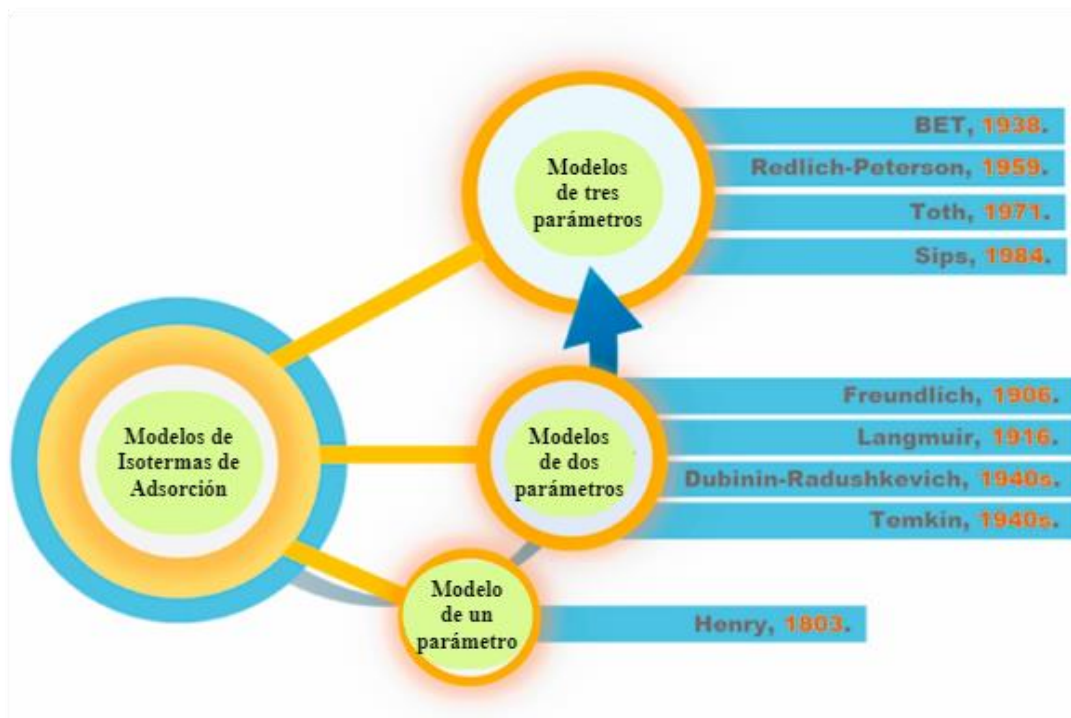


Figura 6. Historia del desarrollo de los modelos de isothermas de adsorción.

Nota: Chen et al., 2022.

La determinación de dichos parámetros, por lo general, implica el uso de sistemas experimentales de tipo discontinuos (reactores por lotes), donde se dispone una cierta cantidad de material adsorbente, con una solución de volumen conocido y una concentración inicial de adsorbato conocida (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Bonilla-Petriciolet et al., 2017; J. Wang & Guo, 2020). La solución se agita a temperatura constante hasta el final del proceso (equilibrio), es decir, hasta que el adsorbente no pueda adsorber más moléculas de adsorbato (tiempo de contacto), luego los datos deben ser analizados estadísticamente e insertados en el modelo matemático de la isoterma que mejor se ajuste a los valores experimentales (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Bonilla-Petriciolet et al., 2017; J. Wang & Guo, 2020). Cabe mencionar que, los sistemas de adsorción por lotes discontinuos son útiles y fundamentales para verificar la calidad de un adsorbente y definir algunos parámetros operativos, como pH, temperatura, cantidad de adsorbente y tiempo de contacto, a escala de laboratorio (Bonilla-Petriciolet et al., 2017).

Siendo menester de la presente investigación los mecanismos implicados en la adsorción de colorantes, diversos autores indican que las isothermas que mejor describen y explican el proceso de adsorción para dichos contaminantes, son las propuestas por: Freundlich y Langmuir (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Benjelloun et al., 2021; Majd et al., 2022; Shi et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). Por ende, a continuación, ambas isothermas serán descritas y explicadas.

2.2.3.1. Isoterma de Freundlich

Este modelo fue propuesto por Herbert Freundlich en 1907 (Freundlich, 1907), como una extensión y mejora del modelo propuesto por Henry años antes (Bonilla-Petriciolet et al., 2017). La premisa principal del modelo indica que el adsorbente tiene una superficie heterogénea compuesta por varios tipos de sitios de adsorción (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022). Según este punto de vista, la cantidad adsorbida es la suma de la adsorción en todos los sitios hasta que la energía de adsorción disminuye exponencialmente al final del proceso de adsorción (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022). El modelo de Freundlich es considerado como un modelo empírico sin significado físico, el cual permite representar la adsorción multicapa en superficies heterogéneas (J. Wang & Guo, 2020). Matemáticamente, la isoterma de Freundlich, se puede expresar en su versión original (4) y linealizada (5):

$$q_e = K_F * (C_e)^{\frac{1}{n}} \quad (4)$$

$$\ln(q_e) = \ln(K_F) + \frac{1}{n} * \ln(C_e) \quad (5)$$

Donde: q_e = Representa la cantidad de adsorbato presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio (mg/g); K_F = Representa a la constante de Freundlich (relacionada con la capacidad de adsorción) (mg/g); n = Representa otra constante (relacionada con la intensidad de la adsorción o la heterogeneidad superficial) (adimensional); y C_e = Representa la concentración del adsorbato en el medio cuando se llega al equilibrio (mg/L).

Cabe mencionar que, el valor de $1/n$ representa a la afinidad del adsorbato por el adsorbente, siendo favorable cuando $1/n$ es mayor que cero pero menor que uno ($0 < 1/n < 1$), desfavorable cuando $1/n$ es mayor que uno ($1/n > 1$) y muy favorable cuando $1/n$ es igual a la unidad ($1/n = 1$), es decir, irreversible.

Este modelo es aplicable en los estudios de adsorción donde se observen superficies rugosas y/o con una alta concentración de cargas superficiales reactivas y disponibles, por lo que las fuerzas electroestáticas y químicas del adsorbente y el adsorbato, condicionarán el proceso según su nivel de afinidad (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020).

2.2.3.2. Isoterma de Langmuir

De acuerdo con la teoría de Langmuir, la adsorción sobre una superficie sólida, se basa en la selectividad de los sitios activos disponibles que pueda tener el material adsorbente, por lo tanto, el adsorbente poseerá una capacidad máxima de

adsorción (Langmuir, 1916). Según Bonilla-Petriciolet et al. (2017), esta isoterma se fundamenta en 4 suposiciones:

- La adsorción no puede ocurrir más allá de la monocapa.
- Cada sitio activo puede contener solo una molécula de adsorbato.
- Todos los sitios activos son energéticamente equivalentes y la superficie es uniforme (no rugosa).
- La capacidad de una molécula para adsorberse en un sitio activo dado es independiente de la ocupación del sitio activo adyacente.

La adsorción bajo la isoterma de Langmuir considera una superficie idealmente limpia y homogénea, donde todos los sitios activos son equivalentes (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). No obstante, en la realidad los sólidos tienen superficies heterogéneas y, en consecuencia, los sitios de adsorción no son todos equivalentes. Ello, da lugar a que se ocupen en primer lugar los sitios activos más accesibles y, por lo tanto, la adsorción es cada vez más difícil, a medida que la superficie va ocupándose (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). Swenson & Stadie (2019) explican y describen matemáticamente los seis mecanismos de adsorción que Langmuir identificó, según la diversidad química de la superficie y la geometría estructural del material sólido adsorbente:

Primer mecanismo: La adsorción se da en un solo sitio en una superficie, ya que los sitios de adsorción son idénticos y capaces de captar una sola molécula adsorbida.

Segundo mecanismo: La adsorción multisitio en una superficie que contiene más de un tipo de sitios activos de adsorción y cada sitio adsorbe una sola molécula, se caracteriza por la independencia de los sitios de unión y la poca injerencia de las interacciones adsorbente-adsorbato.

Tercer mecanismo: Adsorción generalizada (caso de materiales amorfos continuos), es decir, existente varios sitios de adsorción y varias afinidades adsorbentes. La isoterma de adsorción depende de la energía de enlace ya que las interacciones adsorbente-adsorbato son insignificantes.

Cuarto mecanismo: Adsorción cooperativa en una superficie de sitios de adsorción elementales idénticos capaces de captar varias moléculas adsorbidas.

Quinto mecanismo: Adsorción disociativa por enlace químico, disociación molecular y desorción

Sexto mecanismo: Adsorción multicapa donde cada sitio de adsorción es independiente e idéntico, y se podría adsorber un número ilimitado de moléculas.

Las isotermas de Langmuir explican la mayoría de los fenómenos de adsorción de interés ambiental, ya que suele ajustar bien los datos de adsorción de iones metálicos en superficies minerales (Domènech & Peral, 2006; Majd et al., 2022).

Matemáticamente, la isoterma de Langmuir, se puede expresar en su versión original (6) y linealizada (7):

$$q_e = \frac{q_m * K_L * C_e}{1 + K_L * C_e} \quad (6)$$

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{C_e}{q_m} + \frac{1}{K_L * q_m} \quad (7)$$

Donde: q_e = Representa la cantidad de adsorbato presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio (mg/g); q_m = Representa la capacidad máxima de adsorción del adsorbente para un determinado adsorbato (mg/g); K_L = Representa a la constante de Langmuir (relacionada con tasa de adsorción y desorción) (L/mg); y C_e = Representa la concentración del adsorbato en el medio cuando se llega al equilibrio (mg/L).

2.2.4. Cinética de adsorción

Como se pudo observar hasta el momento, la adsorción es un fenómeno complejo que consta de la difusión en los poros, la dispersión del adsorbato en toda la superficie del adsorbente y la cavidad del adsorbente (Benjelloun et al., 2021). Dicha situación, requiere de un lapso para que suceda, por lo que, determinar la cinética del proceso de adsorción (variación de la capacidad de adsorción respecto del tiempo) brinda a los investigadores e ingenieros valiosos datos de estimación del proceso en diferentes condiciones de operación que se pueden aplicar para diseñar, optimizar y solucionar problemas (Majd et al., 2022).

En ese sentido, Benjelloun et al. (2021) indican que, el modelo cinético de pseudo primer orden propuesto por Lagergren (1898) es el más utilizado para los sistemas de adsorción líquido-sólido, por su simplicidad y eficiencia para describir el proceso.

Moussout et al. (2018) en su investigación, presenta al modelo matemático propuesto por Lagergren para sistemas de adsorción por lotes, el cual describe la difusión de solutos en la superficie y en los poros del adsorbente:

$$\frac{dq}{dt} = K_1 * (q_e - q_t) \quad (8)$$

Donde: dq/dt = Representa el cambio de la concentración del adsorbato en el adsorbente respecto de un cambio en el tiempo (mg/g*min); K_1 = Representa a la constante cinética de primer orden de Lagergren (min^{-1}); q_e = Representa la cantidad de

adsorbato presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio final (determinada aplicando alguna isoterma) (mg/g); y q_t = Representa la cantidad de adsorbato para un tiempo “t” presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio (mg/g).

Según Moussout et al. (2018), aplicando las siguientes condiciones iniciales y de frontera en la ecuación diferencial: $t = 0, q_t = 0$ y $t = t, q = q_t$; la ecuación 8 puede integrarse y linealizarse sin ningún problema, dando como resultado la siguiente expresión matemática:

$$\ln(q_e - q_t) = \ln(q_e) - K_1 * t \quad (9)$$

Asimismo, autores como Benjelloun et al. (2021) y Bonilla-Petriciolet et al. (2017) incluyen en el análisis de cinético del proceso al modelo de pseudo segundo orden:

$$\frac{dq}{dt} = K_2 * (q_e - q_t)^2 \quad (10)$$

Al igual que con la ecuación 8, la ecuación 10 puede integrarse y linealizarse aplicando las mismas condiciones iniciales y de frontera, tal como lo hicieron Elmontassir et al. (2019), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony, (2020):

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k_2 * q_e^2} + \frac{1}{q_e} * t \quad (11)$$

Donde: K_2 = Representa a la constante cinética de pseudo segundo orden (min^{-1}); q_e = Representa la cantidad de adsorbato presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio final (determinada aplicando alguna isoterma) (mg/g); y q_t = Representa la cantidad de adsorbato para un tiempo “t” presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio (mg/g).

2.3. Adsorción de colorantes usando LTAP

Como se describió en todos los apartados anteriores, la contaminación por colorantes en las aguas residuales, la falta de gestión de los LTAP por parte de las industrias potabilizadoras de agua, las características y consideraciones más importantes en el proceso de adsorción de colorantes y la necesidad de encontrar nuevos adsorbentes que sean capaces de remover dicho contaminante, generan una oportunidad para que investigadores e ingenieros desarrollen soluciones sostenibles que contribuyan a conservar y gestionar correctamente nuestro medio ambiente. En tal sentido, usar a los LTAP como material adsorbente de colorantes, es una solución barata, sostenible y eficiente, que se viene desarrollando e investigando para aplicarla a escala industrial (Chu, 2001; Elmontassir et al., 2019; Gadekar & Ahammed, 2019; Gomonsirisuk et al., 2018; Kayranli, 2011; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tong et al., 2012; Tony, 2020).

Si bien su composición puede dividirse en una fracción orgánica (compuesta principalmente por materia orgánica) y una fracción inorgánica (compuesta principalmente por arcillas silicatadas y óxidos de Al y Fe), es la segunda fracción la más abundante

(generalmente) e importante para la remoción de cualquier contaminante, mediante mecanismos fisicoquímicos (interacción electrostática en la gran mayoría de experiencias) (Abo-El-Enein et al., 2017; Gadekar & Ahammed, 2019; Laib et al., 2022; Shen et al., 2019; Siswoyo et al., 2019; Tony, 2020). Dicha fracción, es originada por la remoción de partículas coloidales (estables), las cuales están suspendidas en el afluente que ingresa a la PTAP, y que deben ser eliminadas por medio de la adición de coagulantes y etapas de filtrado (Crittenden et al., 2012). La presencia de estas, se debe principalmente, al arrastre de material edáfico hacia los cauces de los ríos, producto de la erosión hídrica que sufren las cuencas hidrográficas en mayor o menor medida (Crittenden et al., 2012). Por ello, las características de los LTAP serán muy distintas y estarán en función a más de una variable.

Como se sabe desde hace muchos años atrás, las partículas coloidales inorgánicas del suelo son: Arcillas silicatadas (expandibles y no expandibles) y óxidos de Al, Si y Fe, las cuales le brindan tanto estabilidad física como fertilidad química a la capa arable del suelo, gracias a su alta capacidad para capturar e intercambiar iones en solución acuosa y a valores de pH naturales (Carretero & Pozo, 2007; Domènech & Peral, 2006; Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003). La adsorción de iones en arcillas expandibles (como la Esmectita o la Montmorillonita), es mucho mayor en comparación con otros coloides inorgánicos, ya que poseen una mayor área superficial específica y una mayor cantidad de sitios activos disponibles (Carretero & Pozo, 2007; Domènech & Peral, 2006; Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003). La adsorción de iones se puede observar gráficamente en la **Figura 7**.

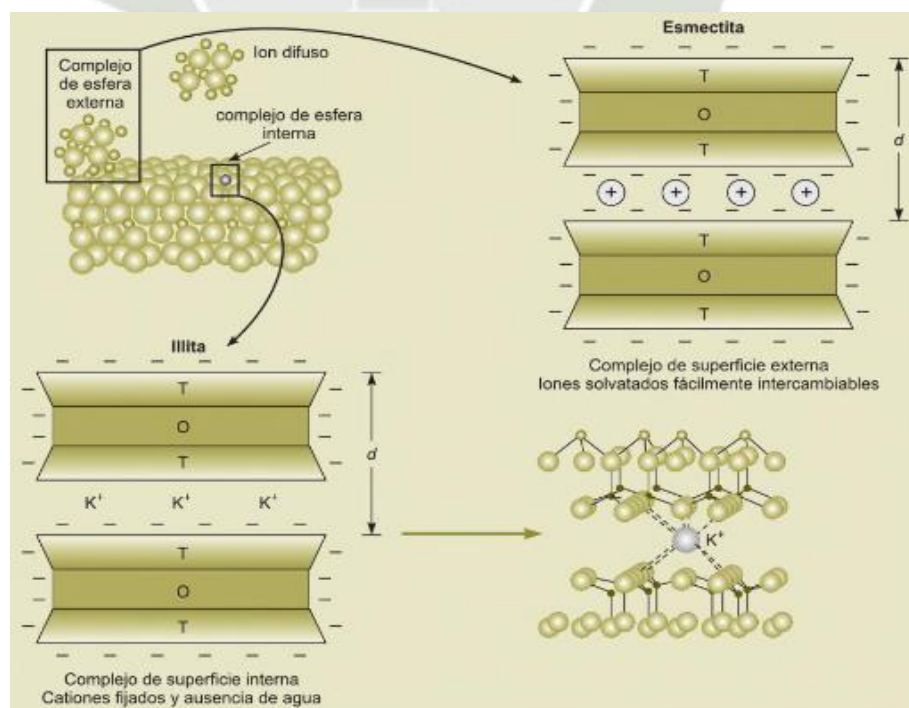


Figura 7. Adsorción de iones en arcillas silicatadas.

Nota: Carretero & Pozo, 2007.

Es por ello, que los LTAP poseen una capacidad adsorptiva de contaminantes per se, y esta, se ve beneficiada cuando se le aplican procesos de activación química o física (Shen et al., 2019).

En ese sentido, la gran capacidad de adsorción de los LTAP para remover colorantes, puede decirse que se debe a sus características fisicoquímicas (dadas por el tipo de agua que se trata en la PTAP y el tipo y dosis de coagulante), su morfología (área superficial específica) y textura (porosidad), composición química, naturaleza química de su superficie, composición mineralógica y el tipo de activación que se le aplique (Kausar et al., 2018; Nguyen et al., 2022; Shen et al., 2019). En la **Tabla 4** se presenta las características más importantes de los LTAP, cuando se van a reutilizar como materia prima en diversas cadenas productivas.

Tabla 4. Composición y superficie específica de los LTAP usados como material adsorbente.

Superficie específica (Sin activación) (m ² /g)	Composición mineralógica (Sin activación)	Referencia
97.31	Material amorfo pobremente cristalino y Gehlenita.	Zhou & Haynes, 2011
-	Óxidos de Si y Al e Hidróxidos de Al, y K, Cuarzo y Hematita	Tong et al., 2012
120	Cuarzo y Óxido de Manganeso	Ociński et al., 2016
-	Cuarzo, Albita, Microclina y Apatita.	Nageeb Rashed et al., 2016
145	Cuarzo y Moscovita	Dahhou et al., 2016
22	Cuarzo e Ilita	Abo-El-Enein et al., 2017
-	Calcita, Cuarzo y Feldespato	Ackah et al., 2018
-	Cuarzo, Moscovita, Caolinita y óxidos de hierro.	Gomonsirisuk et al., 2018
83.2	-	Siswoyo et al., 2019
-	Moscovita, Caolinita, Calcita, Talco y Cuarzo.	Elmontassir et al., 2019
145	Ferritahidratada, Cuarzo, Calcita y Feldespatos	Wołowiec et al., 2019
62.2	-	Gadekar & Ahammed, 2019
23.35	Cuarzo, Caolinita y Albita	De Godoy et al., 2019
61.58	Cuarzo, Grafito, Aluminosilicatos de calcio	Tony, 2020
49 – 246	Ferritahidratada, Cuarzo, Calcita y Feldespatos	Likus et al., 2021

15.58	Cuarzo, Calcita, Magnetita, Goetita, Almadino, Caolinita, Ilita y Sulfato férrico	Laib et al., 2022
81.32	Caolinita	Martins et al., 2022



MARCO LEGAL

1. Constitución Política del Perú de 1993, promulgada el 29 de diciembre de 1993 y aprobada mediante referéndum el mismo año.

La Constitución Política del Perú es la ley fundamental sobre la que se rige el derecho, la justicia y las normas del país. Asimismo, determina la estructura y organización del Estado peruano.

Artículo 2, inciso 22: Toda persona tiene derecho

Toda persona tiene derecho a goza de la paz, la tranquilidad, disfrute del tiempo libre y al descanso, así como gozar de un medio ambiente equilibrado y adecuado para el desarrollo de su vida. Por lo que, el Estado peruano, está obligado a garantizar el equilibrio ecológico y ecosistémico del medio ambiente en todo el territorio nacional, para el disfrute de cualquier ciudadano peruano o residente extranjero. Siendo entonces, de necesidad nacional el tratamiento de los residuos sólidos capaces de alterar o contaminar el medio ambiente y, por consiguiente, la salud del ser humano.

2. Ley General del Ambiente, aprobada el 13 de octubre de 2005 mediante el Decreto Legislativo N° 28611.

Es la norma ordenadora del marco normativo legal para la gestión ambiental en el país. Establece los principios y normas básicas para asegurar el efectivo ejercicio del derecho a un ambiente saludable, equilibrado y adecuado para el pleno desarrollo de la vida, así como el cumplimiento por parte del Estado peruano respecto de la protección, conservación y aprovechamiento del medio ambiente en nuestro territorio, con el objetivo de mejorar la calidad de vida de la población y lograr el desarrollo sostenible del país.

Artículo 67: Del saneamiento básico

Las autoridades públicas de nivel nacional, sectorial, regional y local priorizan medidas de saneamiento básico que incluyan la construcción y administración de infraestructura apropiada; la gestión y manejo adecuado del agua potable, las aguas pluviales, las aguas subterráneas, el sistema de alcantarillado público (...), calidad y continuidad de los servicios de saneamiento, así como el establecimiento de tarifas adecuadas y consistentes con el costo de dichos servicios, su administración y mejoramiento.

Artículo 119: Del manejo de los residuos sólidos

119.1 La gestión de los residuos sólidos de origen doméstico, comercial o que siendo de origen distinto presenten características similares a aquellos, son de responsabilidad de los gobiernos locales. Por ley se establece el régimen de gestión y manejo de los residuos sólidos municipales.

119.2 La gestión de los residuos sólidos distintos a los señalados en el párrafo precedente son de responsabilidad del generador hasta su adecuada disposición final, bajo las condiciones de control y supervisión establecidas en la legislación vigente.

3. Política Nacional del Ambiente, aprobada el 25 de julio de 2021 mediante el Decreto Supremo N° 023-2021-MINAM.

En este documento se plantea como situación futura deseada al 2030, que el Perú disminuya la fragilidad de sus ecosistemas, conserve su biodiversidad y recupere los servicios ecosistémicos, de tal manera que se contribuya con la mejora en la calidad de vida de las personas.

Objetivo prioritario 4: Incrementar la disposición adecuada de los residuos sólidos

A través de este objetivo, se aborda el deterioro de las estructuras productivas, que se ven afectadas por la mala disposición de los residuos. Asimismo, busca contribuir en la reducción del deterioro de los suelos y de los espacios urbanos, que tiene incidencia directa en el precio de las propiedades, afectando la economía y las inversiones de las personas naturales y jurídicas.

4. Ley orgánica de municipalidades, aprobada el 27 de mayo de 2003 mediante el Decreto Legislativo N° 27972.

La presente ley, establece normas sobre la creación, origen, naturaleza, autonomía, organización, finalidad, tipos, competencias, clasificación y régimen económico de las municipalidades; también sobre la relación entre ellas y con las demás organizaciones del Estado y las privadas, así como sobre los mecanismos de participación ciudadana y los regímenes especiales de las municipalidades.

Artículo 80: Saneamiento, Salubridad y Salud

1. Funciones específicas

1.1 Regular y controlar el proceso de disposición final de desechos sólidos, líquidos y vertimientos industriales en el ámbito provincial.

2. Funciones específicas compartidas de las municipalidades provinciales:

2.1 Administrar y reglamentar directamente o por concesión el servicio de agua potable, alcantarillado y desagüe, limpieza pública y tratamiento de residuos sólidos, cuando por economías de escala resulte eficiente centralizar provincialmente el servicio.

5. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, aprobada el 07 de junio de 2017 mediante el Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM.

En este documento se establecen los valores fisicoquímicos y microbiológicos que los distintos cuerpos de agua superficial y subterránea de nuestro país, deben poseer. Su fin es garantizar que el recurso hídrico se encuentre en buenas condiciones para ser aprovechado por el ser humano y el ecosistema en sí, seguimiento así los principios de la Ley General del Ambiente y los objetivos de la Política Nacional del Ambiente.

Artículo 5: Los Estándares de Calidad Ambiental para Agua como referente obligatorio

5.1 Los parámetros de los ECA para Agua que se aplican como referente obligatorio en el diseño y aplicación de los instrumentos de gestión ambiental, se determinan considerando las siguientes variables, según corresponda:

a) Los parámetros asociados a los contaminantes que caracterizan al efluente del proyecto o la actividad productiva, extractiva o de servicios.

b) Las condiciones naturales que caracterizan el estado de la calidad ambiental de las aguas superficiales que no han sido alteradas por causas antrópicas.

c) Los niveles de fondo de los cuerpos naturales de agua; que proporcionan información acerca de las concentraciones de sustancias o agentes físicos, químicos o biológicos presentes en el agua y que puedan ser de origen natural o antrópico

6. Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelo, aprobada el 02 de diciembre de 2017 mediante el Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM.

En este documento se establecen los valores fisicoquímicos y microbiológicos que los suelos de nuestro país, deben poseer. Su fin es garantizar que el recurso edáfico se encuentre en buenas condiciones para ser aprovechado por el ser humano y el ecosistema en sí, seguimiento así los principios de la Ley General del Ambiente y los objetivos de la Política Nacional del Ambiente.

Artículo 3: De la superación de los ECA para Suelo

De superarse los ECA para Suelo, en aquellos parámetros asociados a las actividades productivas, extractivas y de servicios, las personas naturales y jurídicas a cargo de estas deben realizar acciones de evaluación y, de ser el caso, ejecutar acciones de remediación de sitios contaminados, con la finalidad de proteger la salud de las personas y el ambiente.

7. Plan Nacional de Gestión Integral de Residuos Sólidos 2016-2024, aprobado el 27 de julio de 2016 mediante la Resolución Ministerial N° 191-2016-MINAM.

Este documento constituye el mayor instrumento de gestión nacional de residuos sólidos del país y tiene como eje prioritario la gestión integral de residuos sólidos a nivel nacional, centrandose esfuerzos hacia el mejoramiento operativo del manejo de residuos sólidos que se encuentra bajo responsabilidad de los gobiernos locales, realizándose diversas iniciativas y proyectos que buscan mejorar los servicios de limpieza pública, la construcción de infraestructura para el manejo de residuos sólidos, el incremento del reciclaje de residuos sólidos municipales y la educación ambiental hacia el consumo responsable.

Objetivos:

2. Promover la ampliación e implementación de sistemas de minimización, reutilización y reciclaje de residuos sólidos adoptando aspectos de inclusión social y de responsabilidad ambiental hacia la gestión sostenible de residuos sólidos.

8. Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, aprobada el 24 de abril de 2017 mediante el Decreto Legislativo N° 1278.

Esta ley establece derechos, obligaciones, atribuciones y responsabilidades de la recuperación de componentes, tratamiento o recuperación de suelos, entre otras opciones que eviten su disposición final. Es aplicable a todas las actividades, procesos y operaciones de la gestión y manejo de residuos sólidos, desde la generación hasta su disposición final, incluyendo las distintas fuentes de generación de dichos residuos, en los sectores económicos, sociales y de la población.

Artículo 37: Valorización

La valorización constituye la alternativa de gestión y manejo que debe priorizarse frente a la disposición final de los residuos. Esta incluye las actividades de reutilización, reciclaje, compostaje, valorización energética, entre otras alternativas (...).

Artículo 40: Tratamiento

Son los procesos, método o técnicas que permiten modificar las características químicas, físicas o biológicas del residuo sólido (...) con la finalidad de eliminar el potencial peligro de causar daños a la salud o al ambiente.

9. Reglamento del Decreto Legislativo N° 1278, aprobado el 21 de diciembre de 2017 mediante el Decreto Supremo N° 014-2017-MINAM.

Este reglamento, tiene como objeto reglamentar el Decreto Legislativo N° 1278, Ley de Gestión Integral de Residuos Sólidos, a fin de asegurar la maximización constante de la eficiencia en el uso de materiales, y regular la gestión y manejo de residuos sólidos, que comprende la minimización de la generación de residuos sólidos en la fuente, la valorización material y energética de los residuos sólidos, la adecuada disposición final de los mismos y la sostenibilidad de los servicios de limpieza pública.

Artículo 65: Disposiciones generales

La valorización constituye la alternativa de gestión y manejo que debe priorizarse frente a la disposición final de los residuos sólidos. Son consideradas operaciones de valorización: reciclaje, compostaje, reutilización, recuperación de aceites, bio-conversión, (...) entre otras alternativas posibles y de acuerdo a la disponibilidad tecnológica del país. Los generadores del ámbito de la gestión no municipal pueden ejecutar operaciones de valorización respecto de sus residuos sólidos.

Anexo IV: B2 Residuos que contengan principalmente constituyentes inorgánicos, que a su vez puedan contener metales y materiales orgánicos

B2100: Residuos de hidratos de aluminio y residuos de alúmina, y residuos de la producción de alúmina, con exclusión de los materiales utilizados para la depuración de gases, o para los procesos de floculación o filtrado.

10. Reglamento de la calidad del Agua para Consumo Humano, aprobado el 26 de diciembre de 2010 mediante el Decreto Supremo N° 031-2010-SA.

Este reglamento establece las disposiciones generales con relación a la gestión de la calidad del agua para consumo humano, con la finalidad de garantizar su inocuidad, prevenir los factores de riesgos sanitarios, así como proteger y promover la salud y bienestar de la población.

Artículo 3: Ámbito de Aplicación

3.1 El presente Reglamento y las normas sanitarias complementarias que dicte el Ministerio de Salud son de obligatorio cumplimiento para toda persona natural o jurídica, pública o privada, dentro del territorio nacional, que tenga responsabilidad (...) en la administración, operación, mantenimiento, control, supervisión o fiscalización del abastecimiento del agua para consumo humano, desde la fuente hasta su consumo.

Artículo 48: Requisitos sanitarios de los componentes de los sistemas de abastecimiento de agua

La Autoridad de Salud del nivel nacional normará los requisitos sanitarios que deben reunir los componentes de los sistemas de abastecimiento de agua para consumo humano en concordancia con las normas de diseño del Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento, los que serán vigilados por la Autoridad de Salud del nivel regional (...).



CAPÍTULO III
METODOLOGÍA

TIPO Y NIVEL DE LA INVESTIGACIÓN

Según el enfoque holístico de la metodología de investigación, esta investigación presenta un nivel integrativo y es de tipo evaluativa, ya que los resultados que se pretenden obtener, son específicos y se orientan hacia la solución de un problema concreto, resuelven una necesidad específica y llenan un vacío en la literatura (Gutiérrez Pulido, 2012).

DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

Hacer cambios estratégicos y deliberados a las variables que condicionan un determinado proceso, para provocar respuestas útiles a los objetivos de la investigación, enmarca a la presente investigación en una de tipo experimental (Gutiérrez Pulido, 2012).

No obstante, esta no posee un diseño experimental per se, debido a que el estudio de optimización del proceso se llevará a cabo utilizando el método de evaluación factor por factor, tal como lo reportaron investigaciones previas: Chu (2001), Elmontassir et al. (2019), Gadekar & Ahammed (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016), Tong et al. (2012) y Tony (2020). Las variables que se estudiaron en la presente investigación pueden observarse en la **Tabla 5**.

Tabla 5. Variables de la investigación.

Tipo de Variable	Variable	Unidad	Niveles
Independiente	Temperatura de activación (TA)	°C	200, 300, 400, 500, 600 y 700
	Tiempo de contacto (TC)	min	5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 y 60
	pH de la solución	Unidades	3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9
	Dosis del adsorbente (DA)	g/L	1, 1.5, 2, 5 y 7.5
	Concentración inicial del colorante (Co)	mg/L	20, 30, 40, 50, 60, 70 y 80
Dependiente	Porcentaje de remoción (%R)	%	-

Cabe mencionar que, si bien es cierto el diseño de experimentos (DDE) y su análisis mediante técnicas estadísticas permite examinar una serie de variables para identificar las más impactantes u optimizar el proceso con la menor cantidad de datos posibles, es necesario para su correcta aplicación, determinar o preseleccionar los niveles de las variables que condicionan el experimento (Weissman & Anderson, 2015). En ese sentido, y particularmente cuando se trabajan procesos de adsorción con materiales adsorbentes poco estudiados, es preferible utilizar métodos experimentales más sencillos, que permitan analizar (a nivel preliminar o exploratorio) el efecto de diversas variables y niveles que puedan influir (intuitivamente o mediante revisión

bibliográfica) en el experimento de adsorción (Gorbounov et al., 2022; Lee et al., 2022). Es por ello que, tal como lo expresan Husien et al. (2022) en su investigación, una gran cantidad de estudios aplican el enfoque de optimización mediante la técnica de factor por factor, para posteriormente aplicar un DEE que les permita obtener resultados robustos y significativos. Tal es el caso de la investigación hecha por Sarkar et al. (2021), quienes analizaron un adsorbente no convencional a base de restos de cianobacterias, o la investigación realizada por Gadekar & Ahammed (2019), quienes también utilizaron LTAP para remover un colorante en estado acuoso.

Ante ello, estando la presente investigación enmarcada en los alcances de una tesis de pregrado, y siendo el objetivo general evaluar un adsorbente nuevo y no convencional, se optó por aplicar el método de evaluación factor por factor en los experimentos de adsorción.

MÉTODOS DE INVESTIGACIÓN

Área de estudio

Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla”, ubicada en el distrito de Cayma - Arequipa.

Población

Lodo de Tratamiento de Agua Potable (LTAP) proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla”.

Muestra

50 L de Lodo de Tratamiento de Agua Potable (LTAP) proveniente de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla” - Unidad Decantadora N° 1.

Materiales y reactivos

- Colorante orgánico textil “Bordeaux B”.
- Material de laboratorio de vidrio (probetas, Beaker, fiolas, matraces Erlenmeyer y baguetas).
- Material de laboratorio de porcelana (mortero, pilón y crisoles).
- Crisoles cuadrangulares de cuarzo.
- Recipiente cuadrangular de aluminio 50 cm de ancho y 40 cm de largo.
- Recipientes herméticos de plástico (baldes de plástico y tubos Eppendorf).
- Bromuro de Potasio (KBr) al 99.5 %.
- Nitrógeno líquido (N₂) de ultra alta pureza (UAP).
- Agua ultrapura a 18.2 MΩ.
- Ácido Sulfúrico (H₂SO₄) a 0.1 N e Hidróxido de Sodio (NaOH) a 0.025 N.
- Micropipetas de 20 μL, 200 μL, 1000 μL y 5 mL.
- Tamizador manual de malla de 245 μm.

- Pinzas de acero inoxidable.
- Pastillas magnéticas.
- Guantes de látex y de fibra de vidrio resistentes al calor.

Equipos

- Estufa marca BINDER modelo FDS056.
- Balanza analítica marca FISHERBRAND modelo FAS224.
- Horno mufla marca THERMO SCIENTIFIC modelo FB1310M.
- Agitador magnético marca VELP SCIENTIFICA modelo Multistirrer Digital.
- pHmetro analítico marca JENWAY modelo M3520.
- Sortómetro de fisisorción marca ANTON PAAR modelo Nova 600.
- Espectrómetro de FTIR marca THERMO SCIENTIFIC modelo Nicolet Summit.
- Difractómetro de Rayos X marca RIGAKU modelo Miniflex 600.
- Centrífuga marca KOSODO modelo PLC-05.
- Espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC modelo Genesys 150.
- Mini prensa de pellets marca SPECAC modelo GS03940.

MÉTODOS PARA LA OBTENCIÓN DE RESULTADOS

Los métodos aplicados para la obtención de resultados en la presente investigación, se muestran esquematizados en la siguiente figura (**Figura 8**):

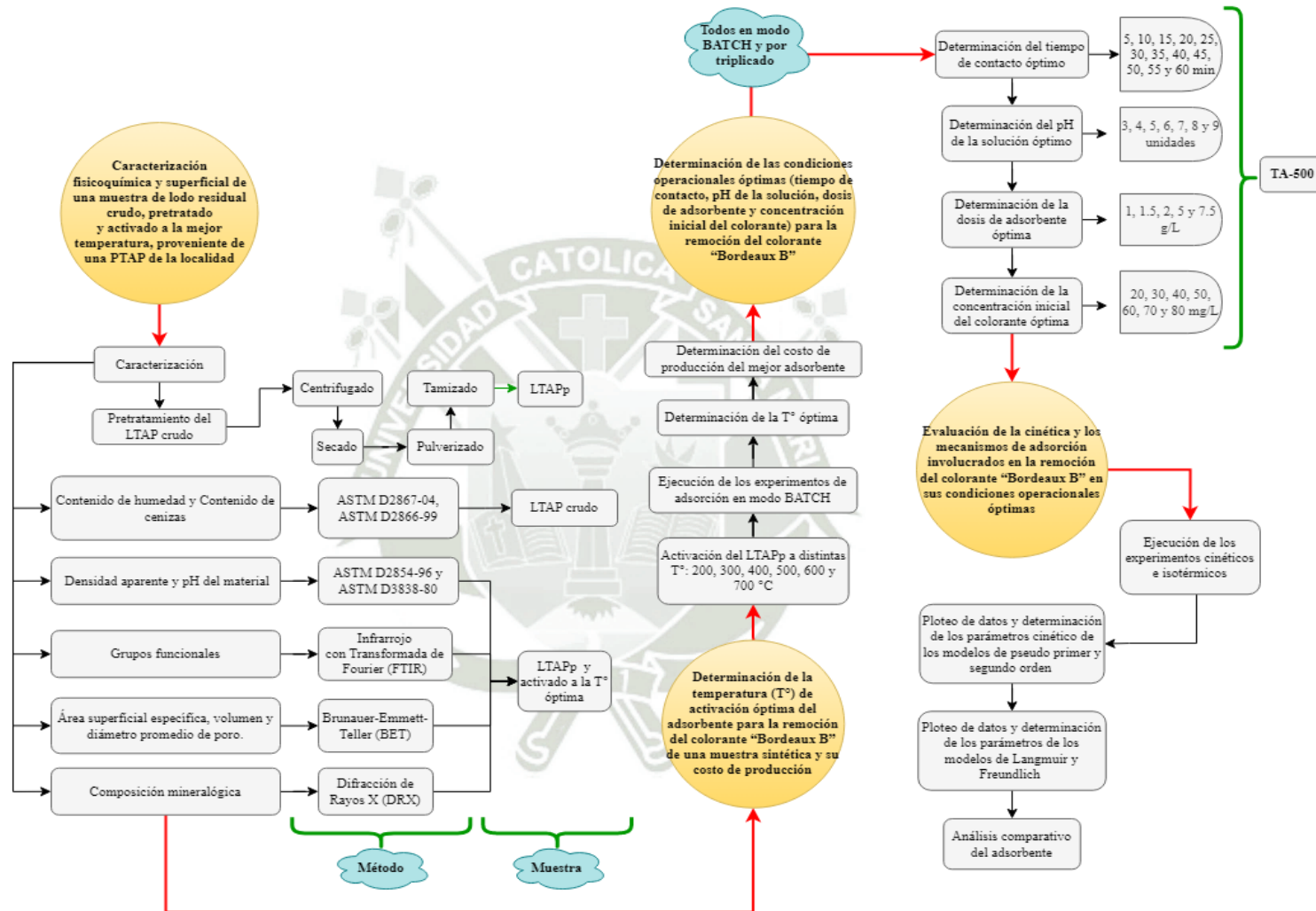


Figura 8. Flujograma de la metodología aplicada en la presente investigación.

1. Caracterización fisicoquímica y superficial de una muestra de lodo residual crudo, pretratado y activado a la mejor temperatura, proveniente de una PTAP de la localidad

1.1. Caracterización de la muestra cruda

1.1.1. Obtención de la muestra cruda

El lodo residual (LTAP crudo) utilizado en esta investigación, provino de la Unidad Decantadora N° 1 de la Planta de Tratamiento de Agua Potable (PTAP) “La Tomilla”, la cual está ubicada en el distrito de Cayma, departamento de Arequipa-Perú. La toma de muestras se realizó mediante el uso de baldes de plástico de 6 L de capacidad cada uno y una soga de nailon de 5 m, la cual fue atada al asa del balde para poder sumergirlo y extraerlo de la cámara de eliminación de la Unidad Decantadora N° 1. Las muestras colectadas fueron rotuladas con fecha, hora y punto de muestreo, para luego ser trasladadas hasta el laboratorio de la UCSM, donde finalmente fueron dispuestas en el equipo de refrigeración a una temperatura constante de 4 °C, hasta su posterior uso.

El sobrenadante líquido de las muestras refrigeradas, producto de la sedimentación de las partículas con coagulante, fue extraído paulatinamente con el objetivo de eliminar la mayor cantidad de líquido posible y así quedarse únicamente con el LTAP crudo.

1.1.2. Contenido de Humedad

El contenido de humedad se determinó siguiendo el procedimiento estándar ASTM D2867-04 (2004). Se dejaron secando en la estufa marca BINDER a 105 °C, 3 crisoles (sin tapa) de tamaño y peso aproximadamente igual, durante 24 h. Transcurrido el tiempo establecido, se los extrajo y colocó en el desecador de vidrio, hasta que su temperatura se estabilizó. Se los pesó en la balanza analítica marca FISHERBRAND y se anotó los valores resultantes. Luego se les añadió aproximadamente 2 g de LTAP crudo centrifugado en la centrífuga marca KOSODO a 10 000 RPM durante 10 min para eliminar el agua en exceso, se volvió a pesar el crisol con la muestra cruda y se anotó los valores resultantes. Los crisoles con muestra cruda fueron introducidos nuevamente en la estufa a 105 °C durante 24 h. Finalmente, estos fueron extraídos, estabilizados en el desecador y pesados en la balanza analítica marca FISHERBRAND. Toda la manipulación de los recipientes se hizo con pinzas de aluminio, a fin de evitar alterar el peso de estos. Con los datos resultantes del pesado en cada etapa, se utilizó la ecuación 12 para determinar el contenido de humedad de las muestras sólidas.

$$H = \left(\frac{(P + m_h) - P_m}{P_m} \right) * 100 \quad (12)$$

Donde: H = Representa el contenido de humedad de la muestra (%); P = Representa el peso del crisol seco sin muestra (g); m_h = Representa el peso de la muestra húmeda (g) y; P_m = Representa el peso del crisol con la muestra seca (g).

1.1.3. Contenido de Cenizas

El contenido de cenizas se determinó siguiendo el procedimiento estándar ASTM D2866-99 (1999). Se pesó en la balanza analítica marca FISHERBRAND 3 crisoles (sin tapa) y se anotaron los valores resultantes. Luego se les añadió aproximadamente 5 g de LTAP crudo centrifugado en la centrífuga marca KOSODO a 10 000 RPM durante 10 min (eliminando el agua en exceso) en cada uno, se volvió a pesar el crisol con la muestra y se anotó los valores resultantes. Los crisoles con muestra cruda fueron introducidos en el horno mufla marca THERMO SCIENTIFIC a 650 °C, una vez el equipo había alcanzado la temperatura deseada, durante 3 h. Finalmente, estos fueron extraídos, estabilizados en el desecador y pesados en la balanza analítica marca FISHERBRAND. Toda la manipulación de los recipientes se hizo con pinzas de aluminio, a fin de evitar alterar el peso de estos. Con los datos resultantes del pesado en cada etapa, se utilizó la ecuación 13 para determinar el contenido de humedad de las muestras sólidas.

$$C = \left(\frac{P_i - P}{P_c - P} \right) * 100 \quad (13)$$

Donde: C = Representa el contenido de ceniza de la muestra (%); P = Representa el peso del crisol seco sin muestra (g); P_i = Representa el peso del crisol con la muestra incinerada (g) y; P_c = Representa el peso del crisol con la muestra cruda (g).

1.2. Pretratamiento de la muestra cruda

Se dispuso aproximadamente 1.5 L de LTAP crudo refrigerado, previamente homogenizado, en bandejas de aluminio para ser secado a 105 °C durante 24 h en la estufa marca BINDER (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020). Posteriormente fue extraído y pulverizado en un mortero, con el objetivo de obtener partículas con el menor diámetro posible. Luego, la muestra pulverizada, fue tamizada manualmente en un cernidor de malla de 245 μ m, con el objetivo de obtener un diámetro de partícula promedio lo más pequeño posible (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016). El material resultante fue denominado como LTAP pretratado (LTAPp) y se almacenó en recipientes herméticos de plástico dentro del desecador de vidrio hasta su posterior uso y caracterización, a fin de evitar el contacto con los compuestos presentes en la atmósfera del laboratorio (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020).

1.3. Caracterización fisicoquímica de la muestra pretratada y activada a la mejor temperatura

1.3.1. Densidad aparente

La densidad aparente se determinó siguiendo el procedimiento estándar ASTM D2854-96 (2000). Se pesó una probeta de 25 mL en una balanza analítica marca FISHERBRAND, luego se le añadió 5 g (aproximadamente) de lodo y se volvió a pesar la probeta con la muestra. Se la agitó manualmente hasta que la muestra se encontró uniformemente compactada y se anotó el volumen alcanzado en la probeta. El análisis se realizó por triplicado. Con los datos resultantes del pesado en cada etapa, se utilizó la ecuación 14 para determinar la densidad aparente de las muestras.

$$D_a = \frac{(P_m - P)}{V_m} \quad (14)$$

Donde: D_a = Representa la densidad aparente de la muestra (g/mL); P = Representa el peso de la probeta sin la muestra (g); P_m = Representa el peso de la probeta con la muestra (g); y V_m = Representa el volumen alcanzado en la probeta por la muestra compactada (mL).

1.3.2. pH del material

El pH del material se determinó siguiendo el procedimiento estándar ASTM D3838-80 (1999). El equipo condensador de reflujo que se utilizó consto de: un tubo condensador de vidrio con 2 entradas y 2 salidas, una bomba peristáltica que permitió mover el líquido a través del serpentín, un matraz aforado y un equipo calefactor. Se agregó 5 g de muestra de lodo en 100 mL de agua ultrapura a 18.2 MΩ y pH de 7.1, dentro de un matraz de fondo redondo de vidrio, el cual se colocó dentro de un equipo calefactor para llevar el líquido a ebullición. Se cubrió el orificio del tubo condensador opuesto al ingreso del vapor para evitar su escape. Se dejó en ebullición durante 10 min y posteriormente se traspasó todo el contenido del matraz aforado a un matraz Erlenmeyer, donde se mantuvo hasta que su temperatura se estabilizó. El líquido fue separado de las partículas sólidas mediante una bomba de vacío y un papel filtro de 125 mm de diámetro. Finalmente, el líquido filtrado fue dispuesto en un Beaker de 100 mL para medir su pH mediante el pHmetro marca JENWAY, hallando así (indirectamente), el pH del material.

1.3.3. Composición mineralógica

El análisis de la composición mineralógica de las muestras, fue realizado por el laboratorio de materiales de la Universidad Nacional de San Agustín (UNSA)-Arequipa. Para ello, se utilizó 6 g de muestra de lodo tamizado por una malla de 100 mm y un equipo Difractómetro de Rayos X (XRD) marca RIGAKU. Los porcentajes del contenido y tipo

de mineral hallados en las muestras fueron analizados y comparados con lo reportado por otros autores.

1.4. Caracterización superficial de la muestra pretratada y activada a la mejor temperatura

1.4.1. Análisis cualitativo de grupos funcionales presentes

Se realizó el análisis cualitativo de grupos funcionales presentes en las muestras de lodo, utilizando un Espectrómetro de Infrarrojo con Transformada de Fourier (FTIR) marca THERMO SCIENTIFIC. Las muestras de lodo (0.05 mg) fueron trituradas en un mortero de ágata junto con Bromuro de Potasio (KBr) (50 mg) (Wolowiec et al., 2019). Luego, con ayuda de una mini prensa de pellets marca SPECAC, las muestras se comprimieron manualmente a 1.75 TONS para formar pastillas, las cuales fueron colocadas en el porta muestras del equipo FTIR para su correspondiente análisis. Los espectros resultantes fueron dilucidados para determinar los grupos funcionales correspondiente según el valor de las longitudes de onda halladas (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Tong et al., 2012).

1.4.2. Análisis de superficie (área superficial, diámetro promedio de poro y volumen promedio de poro)

Se realizó el análisis de superficie de las muestras utilizando un Sortómetro de Fisisorción marca ANTON PAAR. Las muestras fueron introducidas en celdas de cuarzo con bulbo para su análisis utilizando N₂ líquido en un termo de aproximadamente 2 L, el cual fue suficiente para el análisis de 2 muestras en simultáneo. Para la generación de la Isoterma se consideró el análisis de 25 puntos de adsorción y 25 de desorción, haciendo un total de 50 puntos de análisis. La presión de entrada del N₂ gas de ultra alta pureza (UAP) fue de 1 bar y el tiempo aproximado de cada corrida fue de 3 h, para cada muestra analizada. Los valores resultantes fueron analizados y comparados con lo reportado por otros autores.

2. Determinación de la temperatura de activación óptima del adsorbente para la remoción del colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética y su costo de producción

2.1. Análisis del colorante “Bordeaux B”

2.1.1. Determinación de la curva de calibración del colorante “Bordeaux B”

Para determinar la curva de calibración del colorante “Bordeaux B”, se pesó en la balanza analítica marca FISHERBRAND, usando papel aluminio como recipiente, distintas cantidades de colorante seco, las cuales fueron calculadas previamente, para después disolverlas con agua ultrapura en un Beaker con ayuda de una bagueta. El colorante disuelto fue vertido en fioles de igual volumen (10 mL), las cuales fueron

enrasadas con agua ultrapura hasta su tope. Posteriormente se tomó una alícuota de 800 μL , con la ayuda de la micropipeta de 1000 μL , para ser vertida en una celda de cuarzo y poder ser insertada en el Espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC. El método de lectura empleado fue el de “barrido espectral completo”, a fin de obtener los picos de absorbancia para los cuales, la longitud de onda fuera la más representativa dentro de todo el espectro de UV visible (λ_{max}). Este procedimiento se realizó por triplicado para cada concentración de solución patrón establecida (8, 10, 20, 30, 40, 50, 60, 70 y 80) mg/L. Para la lectura del “blanco” se utilizó agua ultrapura a 18.2 M Ω . Los resultados de la absorbancia para cada concentración fueron tratados estadísticamente y se determinó la longitud de onda máxima para el colorante (Rodríguez & Galindo, 2010). Se graficaron los resultados de las absorbancias vs las soluciones estándar, se aplicó un modelo de regresión lineal simple y se obtuvo la ecuación de la recta con su respectivo coeficiente de correlación lineal simple (R^2) (Rodríguez & Galindo, 2010).

2.1.2. Determinación del pH en solución y pKa del colorante “Bordeaux B”

Para determinar el pH en solución del colorante, se disolvió 8 mg de colorante en 100 mL de agua de UAP, para así obtener una concentración de 80 mg/L. Esta solución se traspasó a un Beaker con una pastilla magnética y se la agitó a 250 RPM. Se insertó el electrodo del pHmetro analítico marca JENWAY en la solución, mientras estaba en agitación constante; finalmente, se anotó el valor resultante una vez que se estabilizó el equipo. Este procedimiento se realizó por triplicado.

Para determinar el pKa del colorante se utilizó ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 0.1 N e hidróxido de sodio (NaOH) a 0.025 N. Se calculó el volumen necesario de ácido sulfúrico para el cual, las cargas de las partículas del colorante en solución (volumen = 100 mL y concentración = 80 mg/L), quedarían completamente protonadas (+). Luego se fue añadiendo pequeños volúmenes de NaOH, hasta que el pHmetro detectara el cambio de unidad en el valor del pH de la solución, mientras esta se agitaba con una pastilla y agitador magnético a 250 RPM. Este procedimiento se realizó por triplicado.

2.1.3. Efecto del pH sobre del colorante “Bordeaux B”

La determinación del efecto de la variación de pH en el colorante, se realizó paralelamente a los experimentos de la determinación de su pKa. El procedimiento consistió en la toma de pequeñas alícuotas de la solución (2 mL), cada vez que esta cambiaba una unidad en su valor de pH, para luego ser medidas en el Espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC a la longitud de onda máxima del colorante (λ_{519}). El volumen utilizado para la medición de absorbancia fue devuelto a la solución en agitación para continuar con el cambio de pH. Este procedimiento se realizó por triplicado.

2.2. Análisis de la temperatura de activación (TA) óptima del adsorbente

2.2.1. Activación térmica del adsorbente

Se dispuso 7.5 g de LTAPp en cada crisol cuadrangular de cuarzo (2) y se programó el horno mufla marca THERMO SCIENTIFIC a las temperaturas definidas previamente (200, 300, 400, 500, 600 y 700) °C (Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020). Una vez el equipo alcanzó la temperatura deseada, se introdujeron los crisoles con el LTAPp durante 2 h (Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020). Una vez transcurrido el tiempo de cocción, se extrajeron ambos recipientes con pinzas y guantes resistentes al calor, para luego ser colocados en el desecador hasta que su temperatura se estabilizó. Finalmente, fueron almacenados en recipientes herméticos de plástico dentro del desecador de vidrio hasta su posterior uso, a fin de evitar el contacto con los compuestos presentes en la atmósfera del laboratorio (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020). El material resultante sería denominado según la temperatura a la cual se activó (TA-200, TA-300, TA-400, TA-500, TA-600 y TA-700). Se activó aproximadamente 50 g de LTAPp para el total de experimentos.

2.2.2. Experimentación

Las condiciones operacionales de la experimentación (**Tabla 6**) se definieron en base a los siguientes autores: Chu (2001), Elmontassir et al. (2019), Gadekar & Ahammed (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016), Tong et al. (2012) y Tony (2020); asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos a partir de experimentos preliminares.

Tabla 6. Condiciones operacionales para la variable TA.

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	5
Masa del adsorbente (LTAPp, TA-200, TA-300, TA-400, TA-500, TA-600 y TA-700)	g	0.5
C _o (Nominal)	mg/L	50
Agitación (magnética)	RPM	350
TC	min	30
T	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	Natural del colorante
Volumen de experimentación	mL	100

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se traspasó a un Beaker con una pastilla magnética y finalmente se le agregó el

colorante en solución. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada adsorbente (21 experimentos en total), todos en modo BATCH.

Transcurrido el tiempo de contacto, se dispuso una alícuota de 3.5 mL de la solución en tubos Eppendorf de 5 mL, los cuales fueron colocados en la centrífuga marca KOSODO durante 10 min a 10 000 RPM, con el objetivo de que el material disperso en el líquido pueda sedimentar. Finalmente, se extrajo 1500 μ L del sobrenadante de cada tubo y se midió su absorbancia en el Espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC a la longitud de onda máxima del colorante ($\lambda_{519\text{ nm}}$) (ver **ANEXO 1**). Para la lectura del “blanco” se utilizó agua ultrapura a 18.2 M Ω .

2.2.3. Determinación de la temperatura de activación óptima

Para determinar el Porcentaje de Remoción (%R) del colorante de la solución cuando el proceso llegó al equilibrio, se usó la ecuación **15**, la misma que diversos autores como Bonilla-Petriciolet et al. (2017), Laib et al. (2022) y Nageeb Rashed et al. (2016) aplican en sus investigaciones.

$$R = \frac{C_0 - C_e}{C_0} * 100 \quad (15)$$

Donde: R = Representa la eficiencia de remoción del colorante de la solución (%); C_0 = Representa la Concentración inicial del colorante (mg/L); y C_e = Representa la Concentración del Colorante en el Equilibrio (mg/L).

Los valores resultantes de la experimentación fueron tratados estadísticamente y sometidos a un análisis de medias (ANOVA de un solo factor) para determinar cuál/les son significativamente diferentes ($p = 0.05$) utilizando el método LDS de Fisher y el de Tukey (Pigatto et al., 2021). El tratamiento que obtuvo una media significativamente diferente a las demás, fue catalogado como el óptimo, es decir, la TA más eficiente para la remoción del colorante.

2.3. Determinación del costo de producción del adsorbente óptimo

Se realizó una estimación y comparación del costo que implica producir el adsorbente óptimo, con relación al costo de producción de otros adsorbentes no convencionales (Bilal et al., 2022; Ighalo et al., 2022). El costo de producción se determinó mediante la suma de los costos directos e indirectos, entre la cantidad total de adsorbente producido en una sola tanda (Mochón, 1995).

3. Determinación de las condiciones operacionales óptimas (tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante) para la remoción del colorante “Bordeaux B”

Para determinar el porcentaje de remoción (%R) del colorante cuando el proceso llegó al equilibrio, se usó la ecuación anteriormente mencionada (**15**), en todas las

experimentaciones (Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016). Los valores resultantes de todas las experimentaciones fueron tratados estadísticamente y sometidos a un análisis de medias (ANOVA de un sólo factor) para determinar cuál o cuáles fueron significativamente diferentes e iguales ($p = 0.05$), utilizando el método LDS de Fisher y el de Tukey (Pigatto et al., 2021).

Para todos los experimentos, una vez transcurrido el Tiempo de contacto propuesto, se dispuso una alícuota de 3.5 mL de la solución en tubos Eppendorf de 5 mL, los cuales fueron colocados en la centrífuga marca KOSODO durante 10 min a 10 000 RPM, con el objetivo de que el material disperso en el líquido pueda sedimentar. Finalmente, se extrajo 1500 μ L del sobrenadante de cada tubo y se midió su absorbancia en el Espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC a la longitud de onda máxima del colorante (λ_{519}) (ver ANEXO 1). Para la lectura del “blanco” se utilizó agua ultrapura a 18.2 M Ω .

3.1. Tiempo de contacto (TC)

Las condiciones operacionales de la experimentación (Tabla 7) se definieron en base a los siguientes autores: Elmontassir et al. (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016), Tong et al. (2012) y Tony (2020); asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos a partir de experimentos preliminares.

Tabla 7. Condiciones operacionales para la variable TC.

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	5
Masa del adsorbente con la TA óptima	g	0.5
C ₀ (Nominal)	mg/L	50
Agitación (magnética)	RPM	350
TC	min	5, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 40, 45, 50, 55 y 60
T	°C	25 \pm 0.5
pH de la solución	Unidades	Natural del colorante
Volumen de experimentación	mL	100

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se traspasó a un Beaker con una pastilla magnética, y finalmente se le agregó el colorante en solución. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada TC (3 experimentos en total), todos en modo BATCH.

3.1.1. Determinación del tiempo de contacto óptimo

Entendiendo que, los procesos de adsorción por lo general llegan al equilibrio a un determinado tiempo, y que a partir del cual, la remoción del adsorbato es despreciable o nula (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020); los tratamientos que obtuvieron una media significativamente igual, fueron catalogado como los óptimos, es decir, los TC más eficientes para la remoción del colorante.

3.2. pH de la solución

Las condiciones operacionales de la experimentación (**Tabla 8**) se definieron en base a los siguientes autores: Chu (2001), Elmontassir et al. (2019), Gadekar & Ahammed (2019), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016), Tong et al. (2012) y Tony (2020); asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos a partir de experimentos preliminares.

Tabla 8. Condiciones operacionales para la variable pH de la solución.

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	5
Masa del adsorbente con la TA óptima	g	0.5
C _o (Nominal)	mg/L	50
Agitación (magnética)	RPM	350
TC	min	45
T	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9
Volumen de experimentación	mL	100

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se lo traspasó a un Beaker con una pastilla magnética, y finalmente se le agregó el colorante en solución con un pH previamente modificado. La modificación del pH de la solución se hizo utilizando ácido sulfúrico (H₂SO₄) a 0.1 N e hidróxido de sodio (NaOH) a 0.025 N. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada pH de la solución propuesto (21 experimentos en total), todos en modo BATCH.

3.2.1. Determinación del pH de la solución óptimo

El tratamiento que obtuvo una media significativamente diferente a las demás fue catalogado como el óptimo, es decir, el pH de la solución más eficiente para la remoción del colorante.

3.3. Dosis de Adsorbente (DA)

Las condiciones operacionales de la experimentación (**Tabla 9**) se definieron en base a los siguientes autores: Chu (2001), Elmontassir et al. (2019), Gadekar & Ahammed (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016), Tong et al. (2012) y Tony (2020); asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos a partir de experimentos preliminares.

Tabla 9. Condiciones operacionales para la variable DA.

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	1, 1.5, 2, 5 y 7.5
Masa del adsorbente con la TA óptima	g	0.1, 0.15, 0.2, 0.5 y 0.75
C ₀ (Nominal)	mg/L	50
Agitación (magnética)	RPM	350
TC	min	45
T	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	3.48
Volumen de experimentación	mL	100

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se traspasó a un Beaker con una pastilla magnética, y finalmente se le agregó el colorante en solución con el valor de pH más eficiente. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada DA (15 experimentos en total), todos en modo BATCH.

3.3.1. Determinación de la Dosis de adsorbente óptima

El tratamiento que obtuvo una media significativamente diferente a las demás fue catalogado como el óptimo, es decir, la DA más eficiente para la remoción del colorante.

3.4. Concentración inicial del colorante (C₀)

Las condiciones operacionales de la experimentación (**Tabla 10**) se definieron en base a los siguientes autores: Gadekar & Ahammed (2019), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony (2020); asimismo, se tomó en consideración los resultados obtenidos a partir de experimentos preliminares.

Tabla 10. Condiciones operacionales para la variable C_o .

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	5
Masa del adsorbente con la TA óptima	g	0.5
C_o (Nominal)	mg/L	20, 30, 40, 50, 60, 70 y 80
Agitación (magnética)	RPM	350
TC	min	45
T	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	3.48
Volumen de experimentación	mL	100

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se traspasó a un Beaker con una pastilla magnética, y finalmente se le agregó el colorante en solución (a distintas concentraciones) con el valor de pH más eficiente. Este procedimiento se realizó por triplicado para cada C_o (21 experimentos en total), todos en modo BATCH.

3.4.1. Determinación de la Concentración inicial del colorante óptima

El tratamiento que obtuvo una media significativamente diferente a las demás fue catalogado como el óptimo, es decir, la C_o más eficiente para su remoción.

4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas

4.1. Cinética de adsorción

Finalizada la determinación de las mejores condiciones operacionales para la remoción del colorante “Bordeaux B” (TA, pH de la solución, DA y C_o), se procedió a analizar el cambio del valor de la capacidad de adsorción en el tiempo. Para ello, se utilizaron los modelos de pseudo primer y segundo orden al ser los más idóneos y comúnmente utilizados en ensayos discontinuos (tipo BATCH) donde se aplica la remoción de colorantes por mecanismos de adsorción (Benjelloun et al., 2021; Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Majd et al., 2022).

Las condiciones operacionales de la experimentación se pueden observar en la **Tabla 11**.

Tabla 11. Condiciones operacionales para de la determinación de la cinética de adsorción.

Condición Operacional	Unidad	Valor
DA	g/L	5
Masa del adsorbente con la TA óptima	g	0.5
C ₀ (Nominal)	mg/L	40
Agitación (magnética)	RPM	350
Capacidad de adsorción en el equilibrio (q _e)	mg/g	6.96 ± 0.1
T	°C	25 ± 0.5
pH de la solución	Unidades	3.48
Volumen de experimentación	mL	100
Intervalos de tiempo analizados	min	2, 5, 8, 10, 15, 20, 25, 30, 35, 45, 60, 80, 100, 120 y 180

Se pesó en una balanza analítica marca FISHERBRAND el material adsorbente, luego se lo traspasó a un Beaker con una pastilla magnética, y finalmente se le agregó el colorante en solución (a la concentración más eficiente) con el valor de pH más eficiente. Este procedimiento se realizó por triplicado (3 experimentos en total), todos en modo BATCH.

Transcurrido el intervalo de tiempo propuesto, se dispuso una alícuota de 3.5 mL de la solución en tubos Eppendorf de 5 mL, los cuales fueron colocados en la centrífuga marca KOSODO durante 10 min a 10 000 RPM, con el objetivo de que el material disperso en el líquido pueda sedimentar. Finalmente, se extrajo 1500 µL del sobrenadante de cada tubo y se midió su absorbancia en el espectrofotómetro de UV visible marca THERMO SCIENTIFIC a la longitud de onda máxima del colorante (λ_{519}).

Para determinar el %R del colorante de la solución cuando el proceso llegó al equilibrio, para cada intervalo de tiempo, se usó la ecuación anteriormente mencionada (17). El valor de la capacidad de adsorción para cada intervalo de tiempo analizado, se obtuvo a partir de la ecuación 16, la misma que fue aplicada en las investigaciones de Bonilla-Petriciolet et al. (2017), Laib et al. (2022) y Nageeb Rashed et al. (2016).

$$q_e = \frac{(C_0 - C_e) * V}{m} \quad (16)$$

Donde: q_e = Representa la cantidad de adsorbato presente en el adsorbente cuando llegan al equilibrio (mg de adsorbato/g de adsorbente); m = Representa la masa del adsorbente (g); y V = Representa el volumen de la solución (L); C₀ = Representa la

concentración inicial del colorante (mg/L); y C_e = Representan la concentración del colorante en el equilibrio (final) en la solución (mg/L).

4.1.1. Determinación de la constante cinética de pseudo primer orden

Para determinar la constante cinética de pseudo primer orden se reemplazaron los resultados de la capacidad de adsorción para cada Intervalo de Tiempo analizado, en la ecuación linealizada del modelo matemático (9).

Se obtuvo la ecuación de la recta a partir del método de regresión lineal simple, para los valores ploteados de " $\ln(q_e - q_t)$ " vs " t ". Luego se reemplazó el valor de la pendiente por la variable correspondiente del modelo cinético de Pseudo Primer Orden, de la misma forma que lo hicieron Elmontassir et al. (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony (2020) en sus investigaciones. Finalmente se obtuvo el valor promedio de la constante y su respectiva desviación estándar.

4.1.2. Determinación de la constante cinética de pseudo segundo orden

Para determinar la constante cinética de pseudo segundo orden se reemplazaron los resultados de la capacidad de adsorción para cada Intervalo de Tiempo analizado, en la ecuación linealizada del modelo matemático (11).

Se obtuvo la ecuación de la recta a partir del método de regresión lineal simple, para los valores ploteados de " t/q_t " vs " t ". Luego se reemplazó el valor de la ordenada en el origen por la variable correspondiente del modelo cinético de Pseudo Segundo Orden, de la misma forma que lo hicieron Elmontassir et al. (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony (2020) en sus investigaciones. Finalmente se obtuvo el valor promedio de la constante y su respectiva desviación estándar.

4.2. Isotermas de adsorción

Siendo los modelos matemáticos más idóneos para caracterizar y explicar los mecanismos de adsorción de colorantes en sistemas tipo BATCH, los propuestos por Freundlich y Langmuir, tal como lo indican: Al-Ghouti & Da'ana (2020), Benjelloun et al. (2021), Chen et al. (2022), Majd et al. (2022), Shi et al. (2022) y J. Wang & Guo (2020). Determinar sus constantes matemáticas permitió conocer a detalle los mecanismos intervinientes en la remoción del colorante "Bordeaux B".

Si bien la metodología más utilizada para la construcción de isotermas de adsorción para adsorbentes convencionales (como el carbón activado), se basa en variar la dosis del adsorbente para una concentración inicial de adsorbato constante, diversos autores indican que, para los no convencionales, lo más idóneo es utilizar una dosis constante de adsorbente e ir variando la concentración inicial del adsorbato (Benjelloun

et al., 2021; Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Laib et al., 2022). Por lo tanto, para ambos modelos (Freundlich y Langmuir), se determinó el valor de la capacidad de adsorción a una temperatura controlada para cada C_0 (20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 120 y 150) mg/L, a partir de la ecuación 16.

4.2.1. Determinación de las constantes del modelo de Freundlich

Para determinar las constantes de la Isoterma de Freundlich se reemplazaron los resultados de la capacidad de adsorción para cada concentración en el equilibrio del colorante, en la ecuación linealizada del modelo matemático (5).

Se obtuvo la ecuación de la recta a partir del método de regresión lineal simple, para los valores ploteados de “ $\ln(q_e)$ ” vs “ $\ln(C_e)$ ”. Luego se reemplazó el valor de la pendiente y la ordenada en el origen por las variables del modelo de Freundlich, tal como lo hicieron Elmontassir et al. (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony (2020) en sus investigaciones. Se obtuvo el valor promedio de las constantes y su respectiva desviación estándar.

Finalmente, se determinó si la adsorción fue favorable, mediante el análisis del valor de $1/n$, siendo la afinidad del adsorbente por el adsorbato favorable, cuando $1/n$ es mayor que cero pero menor que uno ($0 < 1/n < 1$), desfavorable cuando $1/n$ es mayor que uno ($1/n > 1$) y muy favorable cuando $1/n$ es igual a la unidad ($1/n = 1$), es decir, irreversible.

4.2.2. Determinación de las constantes del modelo de Langmuir

Para determinar las constantes de la Isoterma de Freundlich se reemplazaron los resultados de la capacidad de adsorción para cada concentración en el equilibrio del colorante, en la ecuación linealizada del modelo matemático (7).

Se obtuvo la ecuación de la recta a partir del método de regresión lineal simple, para los valores ploteados de “ C_e/q_e ” vs “ C_e ”. Luego se reemplazó el valor de la pendiente y la ordenada en el origen por las variables del modelo de Langmuir, tal como lo hicieron Elmontassir et al. (2019), Gomonsirisuk et al. (2018), Kayranli (2011), Laib et al. (2022), Nageeb Rashed et al. (2016) y Tony (2020) en sus investigaciones. Se obtuvo el valor promedio de las constantes y su respectiva desviación estándar.

Finalmente, se determinó si el proceso fue favorable para la adsorción química, utilizando la siguiente ecuación (17):

$$R_L = \frac{1}{1 + K_L * C_0} \quad (17)$$

Donde: R_L = Representa una constante adimensional que permite determinar si el proceso fue favorecido por la quimisorción del adsorbato. Siendo $R_L > 1$, desfavorable; $R_L = 1$, poco significativa; $1 > R_L > 0$, favorable; y $R_L = 0$, irreversible.

Finalmente, se compararon los resultados determinados por esta investigación con los señalados por otros estudios, sobre la capacidad de adsorción máxima (q_{max}) y el %R en las Mejores Condiciones Operacionales (MCO), en adsorbentes no convencionales para la eliminación de tintes o colorantes textiles en soluciones acuosas (Laib et al., 2022).





CAPÍTULO IV
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Determinación de la temperatura óptima de activación del LTAP para remover el colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética

1.1. Caracterización de la muestra cruda

El LTAP crudo utilizado en esta investigación, fue obtenido de la Unidad Decantadora N° 1, gracias a la sedimentación de los flóculos formados por el agrupamiento de los sólidos suspendidos que trae consigo el afluente de agua cruda que ingresa a la planta (Figura 9).



Figura 9. Tren de tratamientos aplicados en la PTAP “La Tomilla” para la potabilización del agua cruda.

Asimismo, la Figura 10 muestra la fotografía de una muestra de LTAP crudo proveniente de la de la PTAP “La Tomilla”, la cual usa sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) como agente coagulante.



Figura 10. Fotografía de una muestra de LTAP crudo proveniente de la PTAP “La Tomilla”.

Como se aprecia en la Figura 10, el LTAP crudo, mostró un alto contenido de humedad y partículas finas en su composición, además de una apariencia y consistencia muy similar a la de los sedimentos de un río.

Los resultados de la caracterización física del LTAP crudo se pueden observar en la Tabla 12.

Tabla 12. Resultados de la caracterización física del LTAP crudo.

Parámetro	Método	Unidad	Valor numérico
Contenido de humedad (H)	Gravimétrico	%	91.93 ± 1.42
Contenido de cenizas totales (C _T)	Gravimétrico	%	24.87 ± 0.21

Como se aprecia en la **Tabla 12**, el LTAP crudo mostró un alto H posiblemente debido al modo de eliminación del residuo de las cámaras decantadoras de la PTAP “La Tomilla”; el cual consiste en la descarga del caudal de purga de los decantadores (que contiene a los LTAP), haciendo uso de la presión hidrostática del agua y la pendiente del terreno, para trasladarlos hacia el desagüe sin consumir energía eléctrica (**Figura 9**). Se sabe que, típicamente los LTAP crudos (sin pasar por etapas de espesamiento o secado), poseen un H que varía entre el 90 y 99 % (Babatunde & Zhao, 2007; Crittenden et al., 2012; Yang et al., 2023), por lo que el porcentaje hallado se encuentra dentro del rango de valores normales.

Asimismo, el C_T hallado en el LTAP crudo, indicó que este posee una fracción predominantemente inorgánica, ya que los compuestos que lograron volatilizarse a 650 °C son considerados como materia orgánica. El valor hallado fue similar a lo reportado por otros autores que también estudiaron el C_T en LTAP crudos: C_T = 19.36 % (De Godoy et al., 2019), C_T = 26.1 % (Pigatto et al., 2021) y C_T = 22.4 % (Yang et al., 2023). Cabe mencionar que, la predominancia de material capaz de soportar temperaturas mayores a los 650 °C, es producto de las partículas no sedimentables, como las arcillas y limos, presentes en el agua cruda que ingresa a las PTAP, es decir, la fracción inorgánica de los LTAP (Crittenden et al., 2012).

1.2. Activación térmica del LTAP

Luego de que el LTAP crudo fuese colectado y pretratado (LTAPp), fue sometido a un proceso de activación térmica a distintas temperaturas, tal como puede observarse en la **Figura 11**.

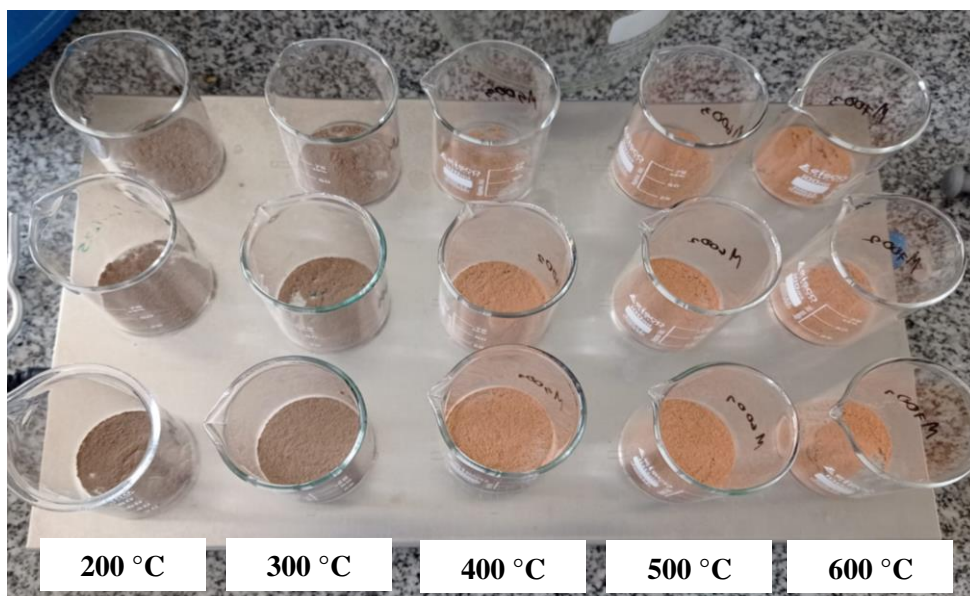


Figura 11. LTAPp activado a distintas temperaturas.

Como se aprecia en la **Figura 11**, los colores del LTAPp activado varían con la temperatura de activación, siendo el color de los primeros (TA-200 y TA-300) más oscuro (marrón), en comparación a los posteriores (TA-400 hasta TA-700) (naranja ocre), intensificándose conforme aumentó la temperatura de activación. Este cambio de color es muy común, debido a la transformación de elementos que poseen óxidos de hierro (Fe_2O_3) en minerales cerámicos como la hematita (De Godoy et al., 2019; Tantawy & Mohamed, 2017; Yang et al., 2023). En la presente investigación, es posible que la presencia de Caolinita en el LTAPp (ver **Figura 15**) haya influido en las variaciones del color del material, ya que a temperaturas mayores a los 350 °C la Caolinita se transforma en Caolín, gracias a la deshidratación basal de su estructura, otorgándole ese color naranja ocre (Tantawy & Mohamed, 2017; Yang et al., 2023).

1.3. Análisis del colorante “Bordeaux B”

1.3.1. Determinación de la curva de calibración del colorante “Bordeaux B”

La determinación de la ecuación de la curva de calibración para el colorante “Bordeaux B”, puede observarse la **Figura 12**.

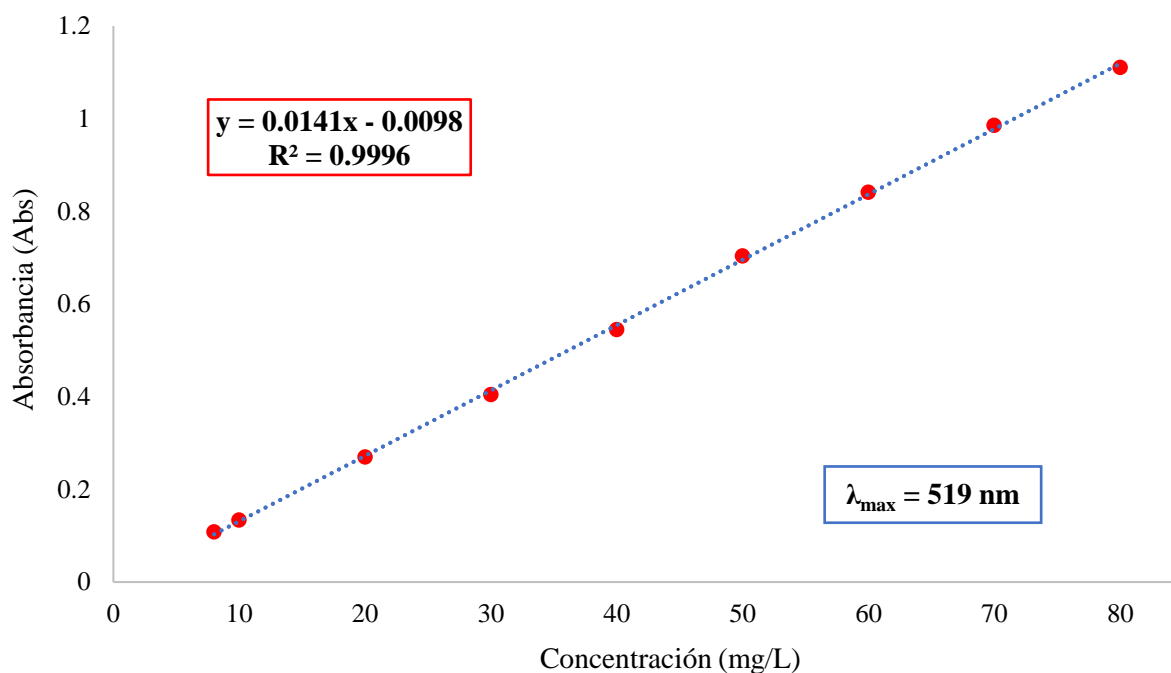


Figura 12. Curva de calibración para el colorante “Bordeaux B”.

Como se aprecia en la **Figura 12**, los resultados de la curva de calibración para el colorante “Bordeaux B”, estarían denotando que todos puntos experimentales siguen una tendencia lineal sin dispersión significativa sobre el centro de gravedad para todas las muestras patrón, así como una fuerte correlación positiva entre ambas variables ($R^2 = 0.9996$) (Rodríguez & Galindo, 2010). Por lo que, la ecuación de la recta determinada a partir del modelo de regresión lineal simple, es confiable para estimar la concentración del colorante en estado acuoso mediante el valor de su absorbancia a su máxima longitud de onda ($\lambda_{\max} = 519$ nm). Dicho valor, fue muy similar al reportado por Vilca (2022) ($\lambda_{\max} = 520$ nm). El **ANEXO 2** muestra los datos de la absorbancia del colorante, con los que fue construida la curva de calibración.

1.3.2. Determinación del pH en solución y pKa del colorante “Bordeaux B”

Los valores determinados de pH y pKa del colorante “Bordeaux B”, se pueden observar en la **Tabla 13**.

Tabla 13. Resultados de la determinación del pH y pKa del colorante “Bordeaux B”.

Análisis	Unidad	Valor numérico
pH en solución a 25 °C	Unidades	6.46 ± 0.1
pKa	Unidades	3.67 ± 0.04

Como se observa en la **Tabla 13**, el valor de pH en solución del colorante “Bordeaux B” está por debajo de la neutralidad (7), por lo que es posible categorizarlo como un colorante aniónico o ácido (Bilal et al., 2022). Ello concuerda con lo reportado por Colina et al. (2022), quienes lo categorizaron como un colorante orgánico aniónico.

En lo que respecta al pKa del “Bordeaux B”, su valor fue similar al reportado por otros autores en tintes orgánicos aniónicos: 4.4 (Abidi et al., 2017) y 1 - 4.5 (G. Wang et al., 2017). Zaharia & Suteu (2012) indican que, el pKa de los colorantes orgánicos textiles por lo general se encuentra a valores de pH muy bajos (< 5), debido a las moléculas orgánicas presentes en su composición, como las cadenas bencénicas y los grupos aminos terciarios, los cuales le otorgan una alta estabilidad fisicoquímica y comportamiento anfótero. Cabe mencionar que, el pKa “Bordeaux B”, indicaría que a valores de pH bajos (entre 3 y 4), su concentración de cargas positivas superficiales e internas serán mayores a las negativas, es decir, estará más protonado

1.3.3. Análisis del efecto pH en el colorante “Bordeaux B”

Los resultados del análisis del efecto del pH sobre el colorante “Bordeaux B”, pueden observarse en la **Tabla 14**.

Tabla 14. Valores resultantes del análisis del colorante “Bordeaux B” a distintos valores de pH a una concentración de 80 mg/L.

Valor de pH	Absorbancia (λ_{519})
3.34	1.099 ± 0.01
4.45	1.109 ± 0.02
5.21	1.115 ± 0.01
6.44	1.118 ± 0.02
7.43	1.118 ± 0.03
8.24	1.119 ± 0.02
9.46	1.122 ± 0.03
10.38	1.123 ± 0.01
11.25	1.125 ± 0.01

Los resultados presentados en la **Tabla 14**, evidencian que la Absorbancia (λ_{519}) del colorante no varía considerablemente en pH ácidos o básicos. Ello indicaría que muy probablemente, el “Bordeaux B” no se altera o degrada si se cambia el pH del medio en el que se encuentra disuelto, gracias a la presencia de grupos naftalenos, grupos aromáticos y aminas en su estructura molecular, los cuales le dan una alta resistencia a la degradación o alteración ante cambios de pH (Colina et al., 2022). Zaharia & Suteu (2012) indican que, debido a su naturaleza sintética y estructura principalmente aromática, la mayoría de los tintes orgánicos no son biodegradables, siendo potencialmente cancerígenos al entrar en contacto con la piel de cualquier organismo acuático o ingresar a su sistema digestivo; asimismo, cuando su presencia es considerable, la oxigenación del cuerpo de agua receptor puede verse afectada debido a que interfieren en el ingreso de luz solar, por lo que la actividad fotosintética se ralentiza o detiene. Ante ello, se refuerza y afianza la necesidad de poder encontrar un método sostenible para removerlo de los efluentes textiles que lo contengan.

1.4. Análisis de la temperatura de activación (TA) del adsorbente óptima para remover el colorante “Bordeaux B”

Los resultados de la experimentación para determinar la temperatura óptima de activación del adsorbente, pueden observarse en la **Figura 13**.

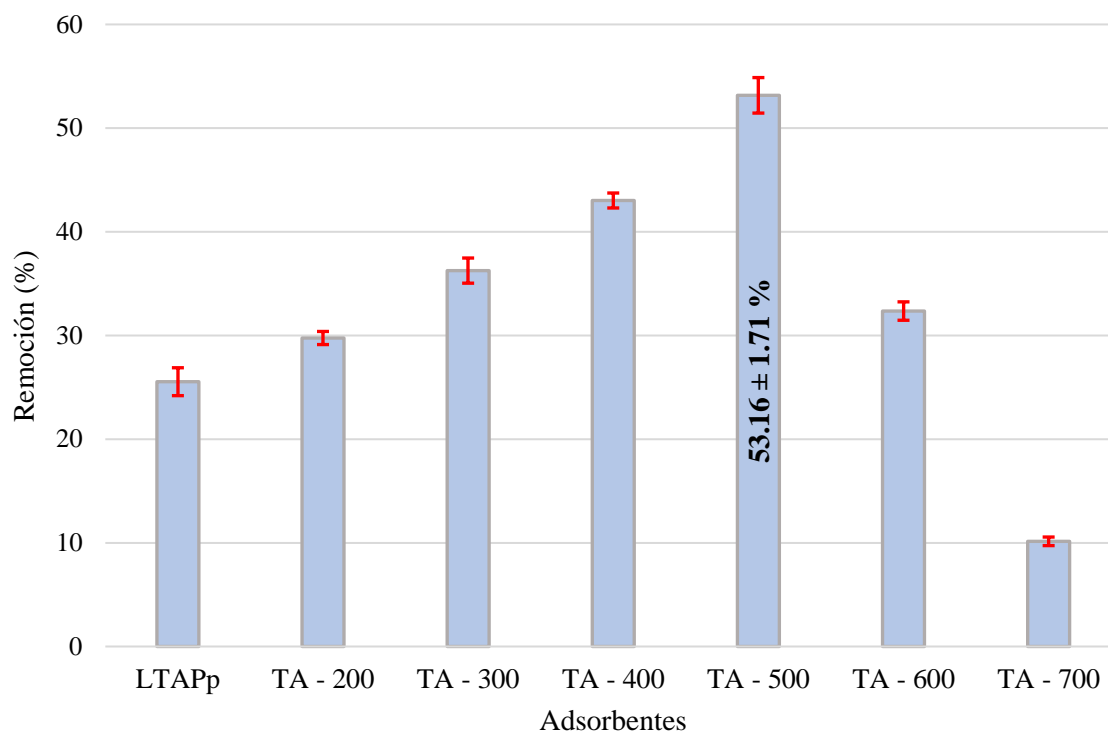


Figura 13. Porcentaje de remoción (%R) del colorante “Bordeaux B” sobre el LTAP activado a diferentes TA.

Como se ve en el **Figura 13**, el adsorbente con un mayor porcentaje de remoción (%R) del colorante “Bordeaux B” a las condiciones operacionales definidas previamente (TC = 30 min, DA = 5 g/L, $C_0 = 50$ mg/L, pH de la solución = natural del colorante <6.46>, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), fue el **TA-500 (53.16 %)**.

Este resultado difiere con lo obtenido por Nageeb Rashed et al. (2016), quienes obtuvieron una mayor remoción del colorante “Azul de metileno” a la TA de 700 °C, en comparación a la de 500 °C (LTAP pirolizados durante 1 h). Tony (2020) encontró que a una TA de 400 °C la adsorción del colorante “Proción Blue”, fue mucho mayor que a 600 °C y 800 °C (LTAP calcinados durante 2 h). Laib et al. (2022) concluyeron que a una TA de 300 °C (LTAP calcinados durante 2 h), se pudo obtener una mayor remoción de los colorantes “Azul reactivo 19” y “Azul de metileno”.

Los resultados de esta investigación y la de todos los autores mencionados en el párrafo anterior, coinciden en que, al someter a los LTAP a TA mayores a los 105 °C, el %R aumenta considerablemente; en este caso pasó de 25.54 % (LTAPp) a 53.16 % (TA-500). Ello puede deberse a la eliminación de ciertos compuestos orgánicos presentes en el lodo (moléculas con carga negativa predominante) y/o a la formación de grupos

funcionales en el adsorbente, con una mayor afinidad a las moléculas del contaminante (Gomonsirisuk et al., 2018; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tong et al., 2012; Tony, 2020). Además de ello, es posible que el aumento del área superficial específica (ver **Tabla 20**), producto de la activación térmica, haya influido en la cantidad de sitios activos disponibles en el adsorbente. Es poco probable que la alta presencia de Moscovita en el LTAPp e Ilita en el TA-500, hayan influido en la adsorción del colorante, debido a que, en medios cercanos a la neutralidad, estas arcilla de tipo 2:1 no expansibles (ver **Figura 7**), poseen una baja capacidad adsorptiva de aniones, ya que las cargas de su estructura poseen una carga neta superficial negativa (Amrhar et al., 2021; Dash et al., 2022; G. Wang et al., 2017); más aún, cuando el pH no favorece la sustitución isomórfica de sus cargas interlaminares (Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022). De igual forma, la Dolomita, la Cal y la Calcita, no intervinieron en la adsorción del colorante debido a que estos minerales en medios con pH neutro, poseen una carga neta superficial negativa (Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003); por lo que estos, al poseer la misma carga que el colorante, repelieron sus moléculas (Vieira et al., 2022). Sin embargo, los minerales que favorecieron la adsorción del colorante aniónico, tanto en el LTAPp como en el TA-500 fueron la Magnetita, la Albita y la Anortoclasa, debido a que estos al poseer una carga superficial neta positiva, pudieron interactuar con el colorante y retenerlo a través de mecanismos electroestáticos o iónicos (Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003); siendo posiblemente, el aumento de la presencia en el TA-500 del feldespato alcalino denominado Anortoclasa, el responsable de aumentar el %R del colorante, debido a que posee una carga neta superficial preponderantemente positiva, gracias a la cantidad de cationes en su composición (Harlow, 1982).

Cabe mencionar que, los minerales intervinientes en la remoción del “Bordeaux B” en un medio cercano a la neutralidad, no se comportan de la misma manera frente a variaciones de pH más alcalinos o ácidos, tal como se verá en los apartados posteriores; esto, debido principalmente a la capacidad de intercambio iónico particular y dependiente del pH que posee cada uno, sobre todo los del grupo silicatos: Caolinita, Ilita, Moscovita y los del grupo feldespatos: Anortoclasa y Albita (Carretero & Pozo, 2007; Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003).

Asimismo, la disminución del %R a TA mayores a los 500 °C, pudo deberse a una recomposición mineralógica y estructural de los minerales presentes en los LTAP. Gadekar & Ahammed (2019), Tong et al. (2012) y Tony (2020) reportan la síntesis de zeolitas al someter a los LTAP a TA entre los 550 - 650 °C a atmósferas no inertes, tal como se trabajó en esta investigación; este mineral, al poseer una alta concentración de cargas superficiales negativas en pH neutros (Hillel, 2003; Kausar et al., 2018; Vieira

et al., 2022), pudo mermar la adsorción de las moléculas del colorante, cargadas con igual signo, sobre la superficie del TA-600 y el TA-700.

1.4.1. Determinación de la TA óptima

El resumen del análisis estadístico de los datos de la variable TA del adsorbente, se presentan en la **Tabla 15**. El análisis de homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se realizó asumiendo que la distribución de los datos siempre será normal, por lo que se usó el método de Bartlett.

Tabla 15. Resumen del análisis estadístico para la variable TA.

Grupos	%R promedio	Desviación Estándar (\pm)	Intervalo de confianza de 95%
LTAPp	25.54	1.35	(24.21; 26.87)
TA - 200	29.75	0.63	(28.42; 31.08)
TA - 300	36.25	1.21	(34.92; 37.58)
TA - 400	43.01	0.72	(41.68; 44.35)
TA - 500	53.16	1.71	(51.83; 54.49)
TA - 600	32.35	0.89	(31.02; 33.68)
TA - 700	10.14	0.41	(8.81; 11.47)
		Significancia estadística (α)	Valor p
Homocedasticidad		0.05	0.64
ANOVA		0.05	0.00

Como se aprecia en la **Tabla 15**, la homocedasticidad para todos los grupos de datos de la variable TA reveló que, todas las varianzas son significativamente iguales (valor $p > \alpha$), por lo que se cumplieron los requisitos necesarios para realizar el ANOVA de los datos (Gutiérrez Pulido, 2012). El ANOVA reveló que, existió por lo menos una media significativamente diferente a las demás (valor $p < \alpha$).

Ante esto, fue coherente realizar la comparación en parejas para las medias de los datos del %R de la variable TA.

Tabla 16. Comparación en parejas para la variable TA a una confianza del 95 %.

Método	Medias significativamente iguales	Medias significativamente diferentes
Tukey	TA - 600 y TA - 200	LTAPp, TA - 300, TA - 400, TA - 500 y TA - 700
LSD de Fisher	Ninguna	Todas

La **Tabla 16** muestra de manera sintetizada la comparación estadística para todas las parejas de medias bajo las metodologías LSD de Fisher y Tukey (para más detalle ver el **ANEXO 3**); ambas metodologías coincidieron en que, la TA a 500 °C, difiere significativamente de las otras para una confianza del 95 %. Por lo que al ser la que obtuvo un mayor %R y ser significativamente diferente a las demás, se la determinó como óptima para el proceso. Todas las experimentaciones posteriores se realizaron con el adsorbente **TA-500**.

2. Caracterización fisicoquímica y superficial del LTAPp y el TA-500

2.1. Caracterización fisicoquímica

El LTAP pretratado (LTAPp) y activado a 500 °C (TA-500) pueden observarse en la **Figura 14**. Por cada 1.5 L de LTAP crudo se generó aproximadamente 30 g de LTAP pretratado (LTAPp), es decir, se obtuvo un rendimiento de 20 g de LTAPp, por cada 1 L de LTAP crudo.



Figura 14. A) LTAP pretratado (LTAPp) y B) LTAP activado a 500 °C (TA-500).

Como se observa en la **Figura 14**, el LTAPp y el TA-500, poseen colores diferentes entre sí, siendo el color del primero más oscuro en comparación con el segundo. Este cambio de color muy común, debido a la presencia de minerales arcillosos que se transforman a causa de la temperatura, en minerales cerámicos como el caolín (Bouachera et al., 2021).

La cuantificación de la pérdida de masa del adsorbente, asociada a la activación térmica a 500 °C, se puede observar en la **Tabla 17**.

Tabla 17. Pérdida de masa del LTAPp por la activación térmica a 500 °C.

Temperatura de activación (°C)	Masa inicial (g)	Masa final (g)	Pérdida de masa (%)	Rendimiento (g TA-500/g LTAPp)
500	9.5 ± 0.01	7.82 ± 0.22	17.68	0.82

Como se observa en la **Tabla 17**, el porcentaje de masa perdida a causa de la activación térmica del LTAPp a 500°C fue de casi 18 %, siendo este valor más bajo, en

comparación con lo reportado por la literatura: 25 – 42 % (Likus et al., 2021; Pigatto et al., 2021; Yang et al., 2023). Esta pérdida de masa puede deberse a la eliminación del material orgánico y agua remanente tanto en el interior de las partículas, como en los espacios intersticiales del LTAPp a temperaturas mayores a los 400 °C (Bouachera et al., 2021; Likus et al., 2021; Nageeb Rashed et al., 2016; Pigatto et al., 2021; Tantawy & Mohamed, 2017).

Los resultados de la caracterización fisicoquímica del LTAPp y el TA-500, se pueden observar en la **Tabla 18**.

Tabla 18. Resultados de la caracterización fisicoquímica del LTAPp y el TA-500.

Muestra	Parámetro	Método	Unidad	Resultado
LTAPp	D_a	Volumétrico	g/mL	0.83 ± 0.01
	pH	Analítico (Potenciométrico)	Unidades	6.20
TA - 500	D_a	Volumétrico	g/mL	0.83 ± 0.02
	pH	Analítico (Potenciométrico)	Unidades	6.88

Como se aprecia en la **Tabla 18**, la densidad aparente (D_a) para ambas muestras se mantuvo constante. Ello indicaría que, tanto el LTAPp como el TA-500, son apropiados para ser confinados en columnas de adsorción o de lecho fijo ($D_a > 0.3$ g/mL), pues no presentan una resistencia mecánica significativa (Crittenden et al., 2012); asimismo, les permite ser utilizados como aditivo para materiales de construcción (Bouachera et al., 2021). El valor de la D_a hallado para ambas muestras, fue menor que el reportado por Yang et al. (2023), quienes estudiaron un LTAP proveniente de una fuente de agua superficial (2.26 – 2.36 g/mL).

De igual forma, el valor de pH obtenido para ambas muestras, presenta una ligera variación de 6.20 para el LTAPp a 6.88 para el TA-500. Ello puede deberse gracias a la activación térmica a la que fue sometido el LTAPp, transformando minerales y grupos funcionales capaces de aceptar iones H^+ con mayor facilidad como la Cal, la Dolomita, o el Cuarzo (Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003) (ver **Figura 15**). Los valores de pH obtenidos para ambas muestras, son similares a lo reportado en la literatura: 6 - 8.5 (Babatunde & Zhao, 2007; De Godoy et al., 2019; Likus et al., 2021; Wolowiec et al., 2019).

En lo que respecta a la composición mineralógica de las muestras, tal como se aprecia en la **Figura 15**, la Moscovita (47.11 %), Albita (14.43 %), Caolinita (13.93 %) e Ilita (12.73 %), fueron los principales componentes cristalinos hallados en el LTAP. La presencia de dichos minerales es muy común en los LTAP, no obstante, otros autores reportan haber hallado gran presencia de otros minerales como Esmectita, Ferrita, Feldespato, Hematita, Talco Goetita, Almandino, entre otros (ver **Tabla 4**), reflejando

que la composición mineralógica de los LTAP, está condicionada por la litología regional en donde se ubique la PTAP (Bouachera et al., 2021; Dahhou et al., 2016; De Godoy et al., 2019; Pigatto et al., 2021; Tantawy & Mohamed, 2017; Yang et al., 2023). La alta presencia de la arcilla silicatada “Muscovita o Moscovita”, puede explicarse debido a que este mineral de origen ígneo es producto del enfriamiento y cristalización del magma al llegar a la superficie terrestre (Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003), y la ciudad de Arequipa, cuenta con un evidente historial de erupciones volcánicas. En ese sentido, Díaz & Ramírez en el año 2010, a través de un estudio realizado por el INGEMMET, hallaron que el distrito de Cayma y sus alrededores, poseen un gran porcentaje de Moscovita en sus formaciones litológicas. Ello indicaría que, las rocas ígneas con presencia de dicho mineral en su composición, son erosionadas y transportadas por agentes abrasivos como la lluvia o el viento, hacia el cauce del río del cual se extrae el agua que trata la PTAP “La Tomilla”.

Asimismo, para el TA-500, los principales componentes minerales hallados fueron la Ilita (34.93 %), el Cuarzo (14.57 %), la Anortoclasa (14.77 %) y la Moscovita (16.37 %). Tal como se aprecia en la **Figura 15**, la reducción de Moscovita, Albita y Caolinita en el TA-500, puede deberse a la deshidroxilación de su estructura mineral gracias al aumento de temperatura (deshidratación de la capa basal), lo que ocasionó que su red cristalina se reorganizara en una nueva fase (recristalización), sintetizándose posiblemente nuevos compuestos minerales (Pigatto et al., 2021; Tantawy & Mohamed, 2017; Tony, 2020; Yang et al., 2023). En ese sentido, es posible que la descomposición de la Caolinita y la recristalización de la Moscovita haya dado lugar a la formación de nuevas arcillas como la Ilita en el TA-500 (Chermak & Rimstidt, 1990; Zhang et al., 2022); asimismo, la formación de Anortoclasa puede que se haya dado gracias a la descomposición de la de la Albita (Chang et al., 2022; Yang et al., 2023). De igual forma, el aumento de la presencia de Cuarzo en el TA-500, puede que se haya debido a la recristalización de los óxidos de silicio amorfos presentes en la muestra del LTAPp (Bouachera et al., 2021; De Godoy et al., 2019; Tantawy & Mohamed, 2017; Yang et al., 2023).

La mayoría de las arcillas silicatadas presentes en la muestra de LTAPp y el TA-500 (Moscovita e Ilita), con excepción de la Caolinita (1:1), son clasificadas como de tipo 2:1 no expansibles (no se hidratan); esto significa que, poseen una capa octaédrica unida a dos tetraédricas formando una estructura laminar, la cual está unida mediante átomos de K^+ o Al^{+3} , por lo que estos estarán ubicados en la zona interlaminar de la arcilla (complejos de esfera interna) y unidos mediante enlaces covalentes a la capa basal de cada lámina (Hillel, 2003). Este hecho, les da una alta estabilidad en medios acuosos, ya que las moléculas de agua no logran ingresar a la zona interlaminar por el tipo de unión

entre los átomos y las capas basales (ver **Figura 7**); sin embargo, son susceptibles a la pérdida de dichos átomos por efecto del pH, por lo que su capacidad de adsorción estará condicionada al pH del medio en el que se encuentren (Porta Casanellas et al., 2003). La arcilla Caolinita, al ser de tipo 1:1, no posee espacios interlaminares, por lo que no es posible su expansión en medios acuosos; asimismo, su capacidad de adsorción de iones, depende del pH y se da a través de mecanismos electrostáticos o fisicoquímicos (Porta Casanellas et al., 2003).

Cabe mencionar que, los LTAP por lo general, suelen contener un alto contenido de $\text{Al}(\text{OH})_3$ gracias al agente coagulante utilizado en las PTAP (como sucede en este caso), sin embargo, el pico de difracción para este compuesto no puede detectarse debido a su naturaleza coloidal amorfa (Yang et al., 2023).

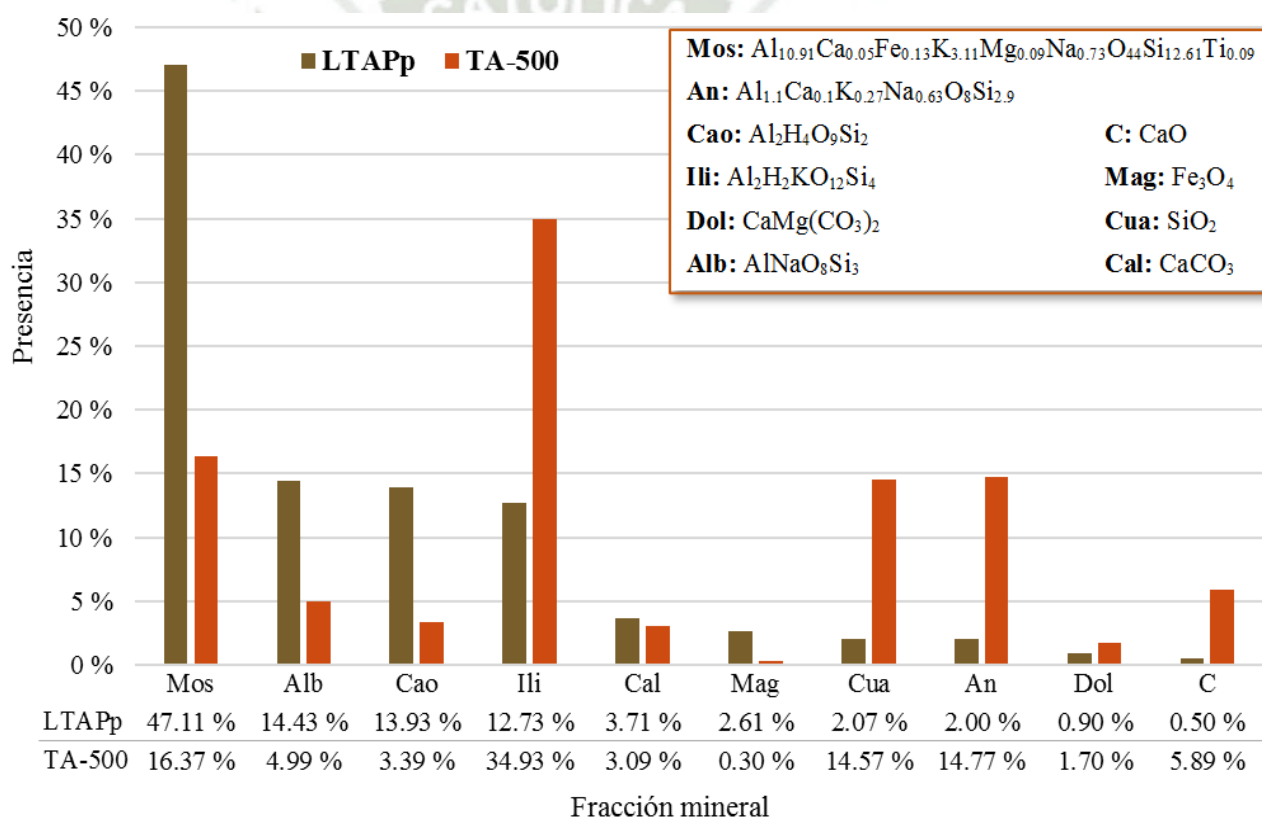


Figura 15. Composición mineralógica del LTAPp y el TA-500 (Mos: moscovita, Alb: albita, Cao: caolinita, Ili: ilita, Cal: calcita, Mag: magnetita, Cua: cuarzo, An: anortoclasa, Dol: dolomita y C: cal).

2.2. Caracterización superficial

Los resultados del análisis de los grupos funcionales presentes en el LTAP pretratado (LTAPp) y activado a 500 °C (TA-500), se pueden observar en la **Tabla 19**.

Tabla 19. Grupos funcionales presentes en el LTAPp y el TA-500.

Muestra	Número de onda (cm ⁻¹)	Grupo funcional asociado	Referencias
LTAPp	3439 y 3621	O-H	Dash et al., 2022; Laib et al., 2022; Likus et al., 2021; Pigatto et al., 2021; Tantawy & Mohamed, 2017; Yang et al., 2023
	1636	O-H-O	
	954	Al-OH	
	468	Si-O-Si y Si-O-Al	
	536	Fe-O y Al-O	
TA-500	3431	O-H	
	1630	O-H-O	
	955	Al-OH	
	472 y 795	Si-O-Si y Si-O-Al	

El análisis presentado en la **Tabla 19** mostró que: las bandas 3439, 3431 y 3621 cm⁻¹ estarían asociadas al grupo funcional O-H, perteneciente a las moléculas de agua que conforman las estructuras mineralógicas hidratadas de ambas muestras (agua estructural); las bandas 1636 y 1630 cm⁻¹ estarían asociadas al grupo funcional H-O-H, característico de la vibración de moléculas de agua presentes en la zona interlaminar de ambas muestras; las bandas 954 y 955 cm⁻¹ estarían asociadas al grupo funcional Al-OH, presente en los minerales feldespáticos de ambas muestras; las bandas 472, 468 y 795 cm⁻¹ estarían asociadas al grupo funcional Si-O-Si y al Si-O-Al, pertenecientes a la estructura de los minerales silicatados de ambas muestras; la banda 536 cm⁻¹ observada sólo en el LTAPp, estaría asociada tanto al grupo Fe-O, presente en la magnetita, como al grupo Al-O, presente en los óxidos e hidróxidos minerales de la muestra; ello indicaría que, la activación térmica a 500 °C del LTAPp, ocasionó que la señal asociada a dicho grupo funcional desapareciera, posiblemente gracias a la transformación de la magnetita, óxidos e hidróxidos de aluminio, en minerales cerámicos más complejos como los feldespatos (Pigatto et al., 2021; Yang et al., 2023). Los resultados del análisis de grupos funcionales superficiales (**Tabla 20**) denotaron concordancia con los resultados del análisis mineralógico (ver **Figura 15**). Los espectros del análisis FTIR para ambas muestras, se presentan en la **Figura 16**.

Adicionalmente, el análisis cualitativo de espectroscopía infrarroja realizado al TA-500 saturado del colorante “Bordeaux B” (**Figura 16**), confirmó la presencia de los grupos funcionales orgánicos del colorante sobre el adsorbente: la banda 1039 cm⁻¹ estuvo asociada al estiramiento del grupo CO (Kandil & Ali, 2023), la banda 1553 cm⁻¹ estuvo asociada al grupo C=O (Colina et al., 2022), la banda 1444 cm⁻¹ estuvo asociada al grupo aromático C=C (Colina et al., 2022; Kandil & Ali, 2023), la banda 1487 cm⁻¹ estuvo asociada al grupo azo N=N- (Bourahla et al., 2023) y la banda 1712 cm⁻¹ estuvo asociada al grupo amida NH₂ (Bourahla et al., 2023). La mayoría de los grupos hallados en el adsorbente saturado se encuentran presentes en el colorante “Bordeaux B”, el cual fue estudiado y caracterizado por

Colina et al. (2022). Ante este hecho es posible inferir que, efectivamente, el colorante fue adsorbido por el adsorbente y no fueron las condiciones operacionales las que provocaron su desaparición en la muestra sintética.

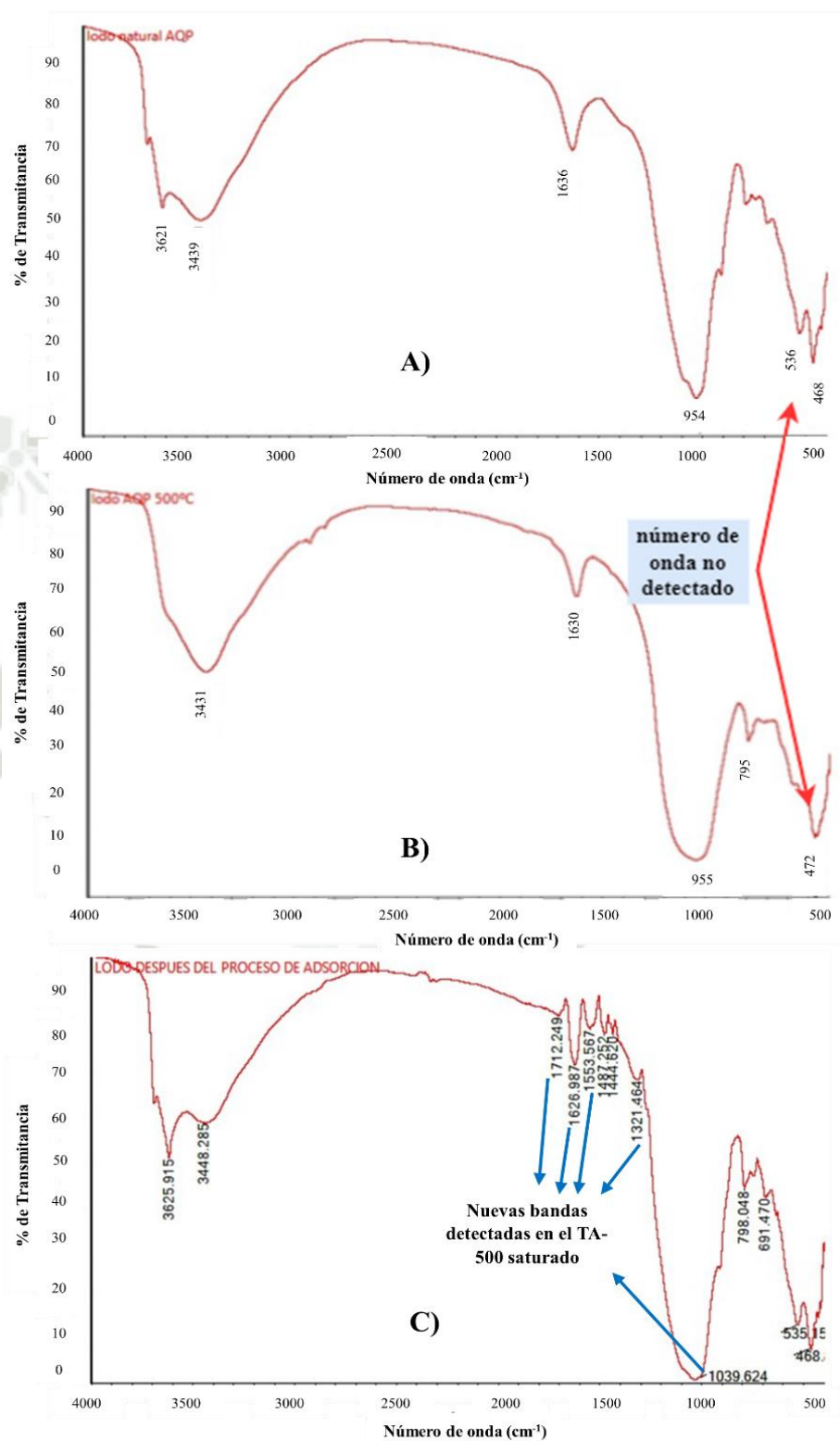


Figura 16. Espectros resultantes del análisis FTIR para la muestra del A) LTAPp, B) TA-500 y C) TA-500 saturado del colorante “Bordeaux B”.

Asimismo, los resultados del análisis de superficie del LTAPp y el TA-500, se pueden observar en la **Tabla 20**.

Tabla 20. Resultados del análisis de superficie (S_{BET}) a 77 K del LTAPp y el TA-500.

Muestra	Parámetro	Método	Unidad	Resultado
LTAPp	Área superficial específica (S_{BET})	Analítico (Cuantitativo)	m^2/g	54.77
	Volumen promedio de poro (Vol_p)		cm^3/g	0.01
	Diámetro promedio de poro (D_p)		nm	3.14
TA - 500	Área superficial específica (S_{BET})	Analítico (Cuantitativo)	m^2/g	67.90
	Volumen promedio de poro (Vol_p)		cm^3/g	0.01
	Diámetro promedio de poro (D_p)		nm	3.00

Como se observa en la **Tabla 20**, el área superficial específica aumentó de $54.77 m^2/g$ para el LTAPp a $67.90 m^2/g$ para el TA-500; ello puede deberse a la eliminación del material orgánico y/o agua remanente en los espacios intersticiales de las partículas del LTAPp, por lo que se estaría modificando, tanto su morfología como su área superficial específica (Likus et al., 2021; Nageeb Rashed et al., 2016; Pigatto et al., 2021). El área superficial específica del LTAPp se encuentra dentro del rango promedio reportado por otros autores que también estudiaron LTAP provenientes de aguas superficiales, donde el rango típico se encuentra entre los 15 a $120 m^2/g$ (Abo-El-Enein et al., 2017; De Godoy et al., 2019; Gadekar & Ahammed, 2019; Laib et al., 2022; Martins et al., 2022; Ociński et al., 2016; Siswoyo et al., 2019; Yang et al., 2023; Zhou & Haynes, 2011); sin embargo, este valor es menor en comparación con los provenientes de aguas subterráneas: $49 - 246 m^2/g$ (Likus et al., 2021) y $145 m^2/g$ (Wolowiec et al., 2019). Esta diferencia, posiblemente se deba a las características mineralógicas de los sedimentos presentes en aguas subterráneas (Crittenden et al., 2012). Asimismo, el aumento del área superficial específica del TA-500 respecto del LTAPp por efecto de la temperatura, coincide con lo reportado por Abo-El-Enein et al. (2017) y Pigatto et al. (2021), sin embargo, Yang et al. (2023) reportaron el efecto inverso en su investigación. Ello puede deberse, tanto a la morfología del LTAP estudiado, como a su composición mineralógica (De Godoy et al., 2019). Todos los autores mencionados realizaron el análisis del área superficial específica del material mediante la misma técnica aplicada en esta investigación (método estándar): adsorción de nitrógeno gas (N_2) a 77 K y uso de la metodología BET (Brunauer–Emmett–Teller).

De igual forma, como se ve en la **Tabla 20**, ambas muestras no presentaron ninguna diferencia en lo que respecta al Vol_p , no obstante, el D_p presentó una mínima diferencia. Los valores hallados para ambos parámetros, están por debajo de lo reportado en la literatura: $Vol_p = 0.07 - 0.17 cm^3/g$ y $D_p = 5.79 - 6.91 nm$ (Abo-El-Enein et al., 2017); $Vol_p = 0.11 - 0.15 cm^3/g$ y $D_p = 11.3 - 19.2 nm$ (Pigatto et al., 2021). Asimismo, las gráficas BET de

adsorción (25 puntos) y desorción (25 puntos) de N_2 a 77 K, indicaron una débil presencia del fenómeno llamado histéresis ($LTAPp > TA-500$) (ver **ANEXO 4**). Con lo cual se estaría corroborando que ambas muestras, poseen en su estructura un número reducido de micro y/o mesoporos con volumen despreciable, es decir, son materiales poco porosos.

3. Determinación de las condiciones operacionales óptimas (tiempo de contacto, pH de la solución, dosis de adsorbente y concentración inicial del colorante) para la remoción del colorante “Bordeaux B”

3.1. Tiempo de contacto (TC)

Los resultados de la experimentación para determinar el efecto del TC en el porcentaje de remoción (%R) del colorante sobre el TA-500, pueden observarse en la **Figura 17**.

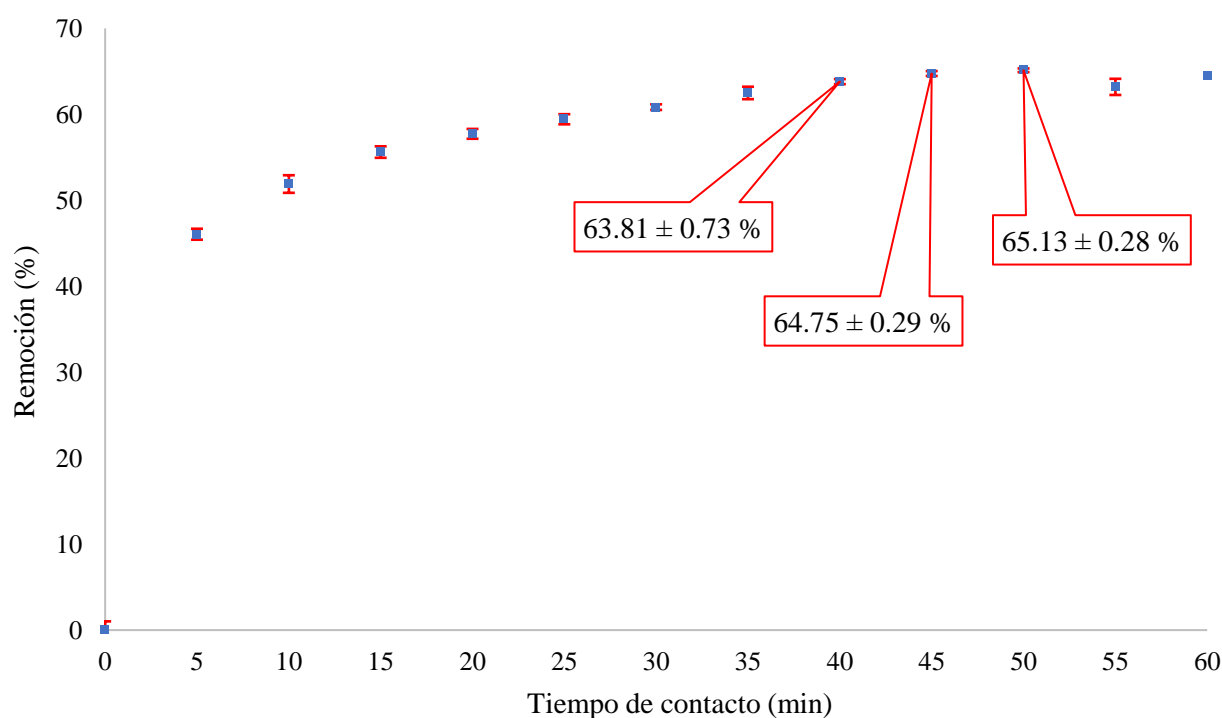


Figura 17. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintos TC.

Como se observa en la **Figura 17**, el TC para el cual se obtuvo un mayor %R del “Bordeaux B” a las condiciones operacionales definidas previamente ($DA = 5$ g/L, $C_0 = 50$ mg/L, pH de la solución = natural del colorante $<6.46>$, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), fue a **50 min (65.13 %)**.

Kayranli (2011) reportó que, para todos los colorantes de su investigación el mejor TC fue a 100 min. Tong et al. (2012) determinaron que a los 150 min, el adsorbente perdía toda capacidad de remover el colorante “Acid Red G” de la solución. Nageeb Rashed et al. (2016) y Elmontassir et al. (2019) reportan que al TC de 60 min, el proceso de adsorción llegó al equilibrio para el colorante “Azul de metileno”, de igual forma,

Gomonsirisuk et al. (2018) indicaron el mismo TC para el colorante “Brillant Green”. Tony (2020) reportó que para llegar al equilibrio de remoción del colorante “Procion Blue” requirió de 120 min. Laib et al. (2022) reportaron en su investigación que, tanto el colorante “Reactive Blue 19” como el “Azul de metileno”, llegaron al equilibrio a los 30 min.

Si bien los diferentes TC reportados en la bibliografía, difieren del hallado por la presente investigación, este se encuentra dentro del rango de valores reportados (30 – 150) min; esta variación de resultados puede que sea ocasionada por el tipo de interacción entre el adsorbente y el colorante, siendo dependiente de las características fisicoquímicas de ambos, así como de las condiciones operacionales (Benjelloun et al., 2021; Bonilla-Petriciolet et al., 2017).

No obstante, en la mayoría de los casos se observó que el mayor %R para los colorantes estudiados, se encuentra entre los 2 y 30 min. Ello puede explicarse debido a que, al principio de la reacción, existe una gran cantidad de sitios activos disponibles para que el colorante se transfiera a la superficie expuesta del adsorbente (macro, mesoporos y/o grupos funcionales); conforme pasa el tiempo, estas interacciones pierden intensidad debido a la disminución de sitios activos (Elmontassir et al., 2019; Gomonsirisuk et al., 2018; Kayranli, 2011; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tong et al., 2012; Tony, 2020). Ello indicaría que, el TA-500 logra remover eficientemente al colorante en los primeros minutos de reacción, debido a que este posee gran afinidad por el adsorbato. Dicha situación se observó y discutió en el apartado **4.1**.

3.1.1. Determinación del TC óptimo

El resumen del análisis estadístico de los datos de la variable TC, se presentan en la **Tabla 21**. El análisis de homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se realizó asumiendo que la distribución de los datos siempre será normal, por lo que se usó el método de Bartlett.

Tabla 21. Resumen del análisis estadístico para la variable TC.

Grupos	%R promedio	Desviación Estándar (\pm)	Intervalo de confianza de 95%
5	46.05	1.02	(45.26; 46.85)
10	51.89	0.64	(51.10; 52.69)
15	55.61	1.02	(54.82; 56.41)
20	57.73	0.67	(56.94; 58.53)
25	59.43	0.57	(58.63; 60.22)
30	60.84	0.59	(60.05; 61.64)
35	62.49	0.33	(61.70; 63.28)
40	63.81	0.73	(63.01; 64.60)
45	64.75	0.29	(63.96; 65.54)
50	65.13	0.28	(64.33; 65.92)
55	63.20	0.22	(62.40; 63.99)
60	64.51	0.94	(63.72; 65.31)
		Significancia estadística (α)	Valor p
Homocedasticidad		0.05	0.65
ANOVA		0.05	0.00

Como se aprecia en la **Tabla 21**, la homocedasticidad para todos los grupos de datos de la variable TC reveló que, todas las varianzas son significativamente iguales (valor $p > \alpha$), por lo que se cumplieron los requisitos necesarios para realizar el ANOVA de los datos (Gutiérrez Pulido, 2012). El ANOVA reveló que, existió por lo menos una media significativamente diferente a las demás (valor $p < \alpha$).

Ante esto, fue coherente realizar la comparación en parejas para las medias de los datos del %R de la variable TC.

Tabla 22. Comparación en parejas para la variable TC a una confianza del 95 %.

Método	Medias significativamente iguales	Medias significativamente diferentes
Tukey	20 – 60 min	5 - 15 min
LSD de Fisher	35 - 60 min	5 - 30 min

La **Tabla 22** muestra de manera sintetizada la comparación estadística para todas las parejas de medias bajo las metodologías LSD de Fisher y Tukey (para más detalle ver el **ANEXO 3**); si bien estas no coincidieron en sus resultados (para una confianza del 95

%), el intervalo de tiempos de contacto que se repite para ambas metodologías se encuentra entre los 35 y 60 min. Esto puede deberse a que, cuando los procesos de adsorción llegan al equilibrio en un determinado tiempo (TC), la remoción del adsorbato es despreciable o nula, a pesar de que el experimento continúe (Al-Ghouti & Da'ana, 2020; Majd et al., 2022; J. Wang & Guo, 2020). Por ello, los tratamientos que obtuvieron una media significativamente igual, fue debido a que el adsorbente había llegado al punto de saturación. Ante esto, y para efectos prácticos, se determinó que el TC óptimo para la remoción del colorante, pudo ser cualquiera que se encuentre entre los 35 y 60 min, por lo que todas las experimentaciones posteriores se trabajaron con un TC de **45 min**.

3.2. pH de la solución

Los resultados de la experimentación para determinar el efecto del pH de la solución en el %R del colorante sobre el TA-500, pueden observarse en la **Figura 18**.

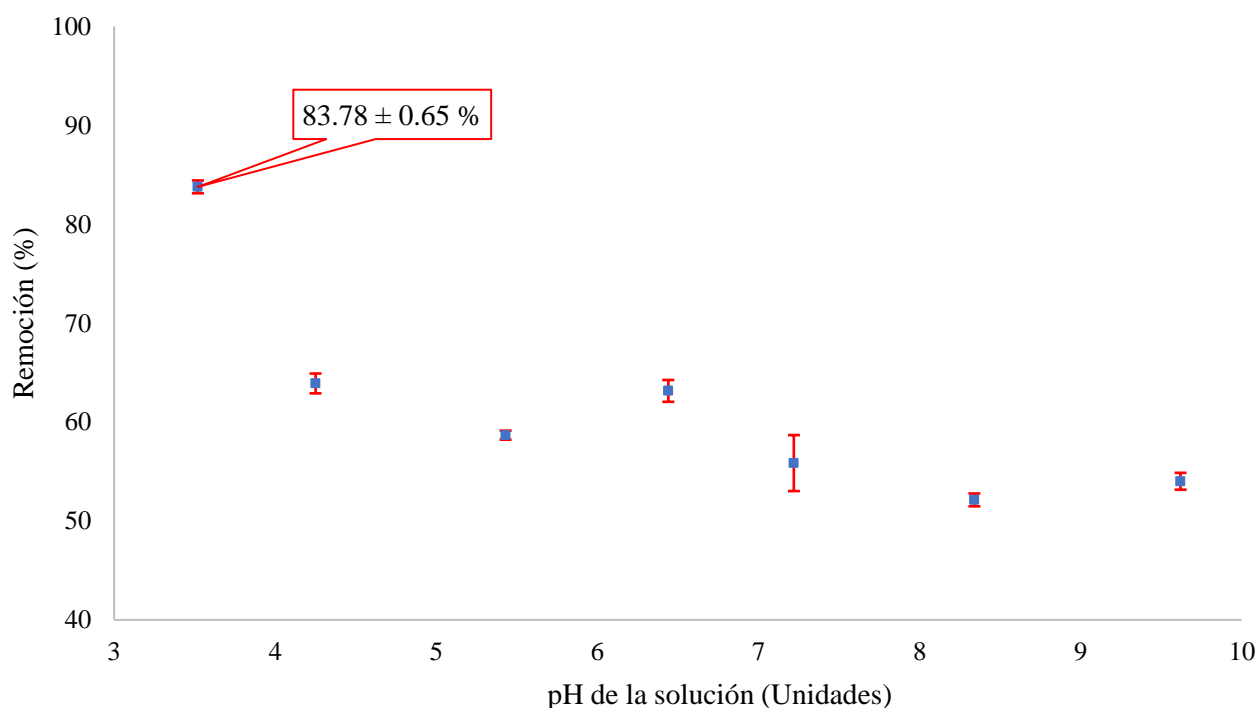


Figura 18. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintos valores de pH de la solución.

Como se ve en la **Figura 18**, el valor de pH de la solución para el cual se obtuvo un mayor %R del “Bordeaux B” a las condiciones operacionales definidas previamente (TC = 45 min, DA = 5 g/L, $C_o = 50$ mg/L, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), fue a un pH de **3.48 (83.78 %)**. Para llegar a ese valor de pH, se agregó 250 ± 10 μ L de ácido sulfúrico (H_2SO_4) a 0.1 N en 300 mL de colorante disuelto en agua ultrapura. El valor del pH final de la solución, estuvo muy cercano a la neutralidad (6.92).

La bibliografía consultada referente a la remoción de colorantes por medio de LTAP reportó que, para colorantes aniónicos como “Dianix Blue”, “Ciba-corn Yellow”, “Acid Red

G”, “Direct Blue 71”, “Acid Blue 40”, “Reactive Blue 29” y “Reactive Blue 19”, los valores de pH con un mayor %R varían desde 3 hasta 7 (Chu, 2001; Kayranli, 2011; Tong et al., 2012). En cambio, para colorantes catiónicos como “Azul de metileno” y “Procion Blue”, los valores de pH con un mayor %R varían desde 6.5 hasta 11 (Elmontassir et al., 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020). Además, Gadekar & Ahammed (2019), reportan que para el colorante no iónico “Disperse Blue 79”, el mejor valor de pH para la solución fue de 3.

Como se observa en el párrafo anterior, las investigaciones mencionadas reportan que los valores de pH óptimos para colorante ácidos, son más bajo que para colorantes básicos. Dicho fenómeno, es común en experimentos de adsorción de colorantes: un valor de pH ácido favorece la adsorción de colorantes aniónicos en adsorbentes catiónicos, mientras que un pH más alcalino, favorece la adsorción de colorantes catiónicos en adsorbentes aniónicos (Bilal et al., 2022; Bonilla-Petriciolet et al., 2017). Esto porque, un medio con un pH básico (iones OH^- en exceso), propicia que las moléculas del colorante cargadas positivamente, se vean atraídas con mayor intensidad hacia las cargas superficiales negativas del adsorbente, ya que se elimina la competencia por los sitios activos de este último (ver **Figura 19**); algo similar ocurre para los colorantes aniónicos en medios con pH ácido (iones H^+ en exceso), donde estos se ven atraídos con mayor intensidad hacia las cargas superficiales positivas del adsorbente (ver **Figura 19**). Cabe mencionar que, para ambas situaciones se asume que las cargas superficiales del colorante y el adsorbente, no varían según el pH del medio.

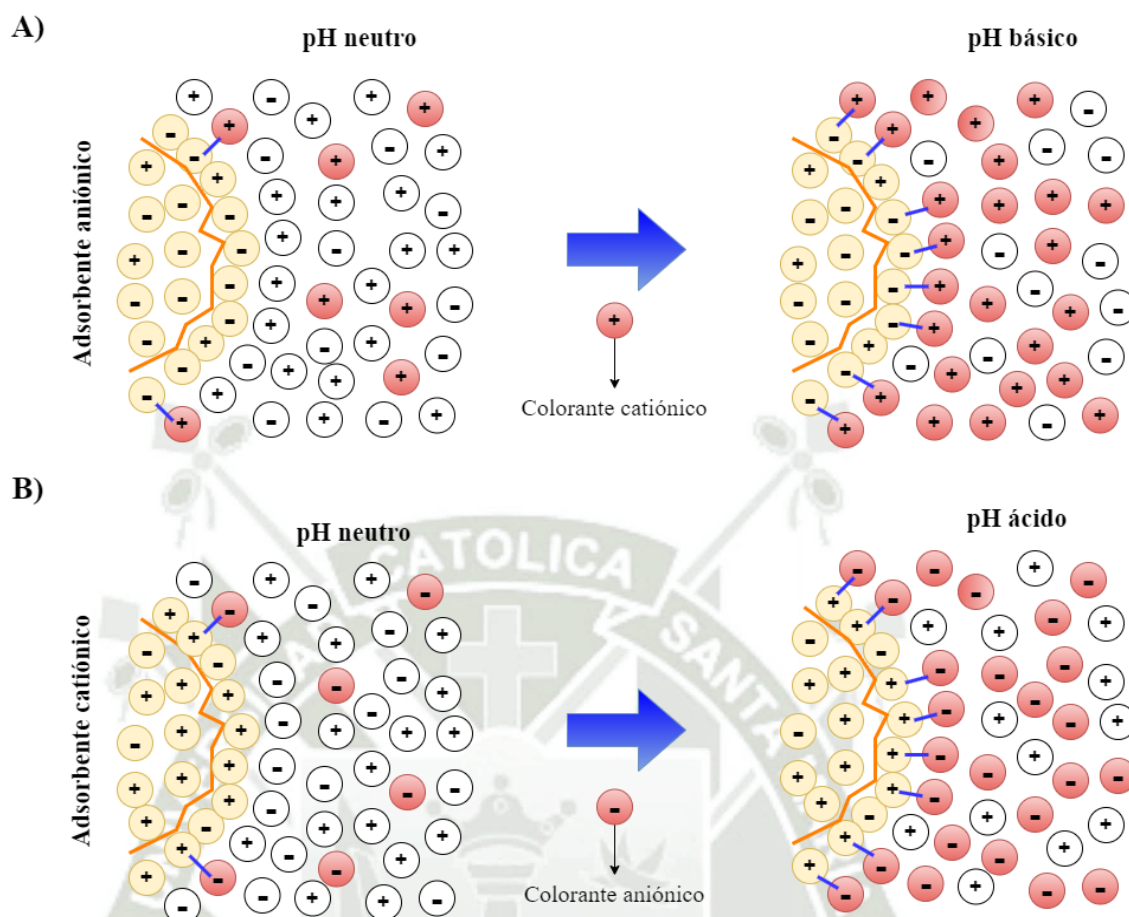


Figura 19. Remoción de colorantes en A) medios básicos por adsorbentes aniónicos y B) medios ácidos por adsorbentes catiónicos.

No obstante, en el caso particular de la adsorción de colorantes por medio de arcillas, se observa que el pH juega un papel importante en la carga neta superficial del material según la forma en la que estén interrelacionadas sus capas basales (1:1 o 2:1) (Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022); siendo las arcillas de tipo 1:1, como la Caolinita, las que mayor capacidad de adsorción de cationes poseen, en comparación con las de tipo 2:1 no expansibles como la Moscovita o la Ilita, (ver **Figura 7**). Asimismo, se sabe que los colorantes orgánicos aniónicos poseen una naturaleza anfótera, por lo que pueden aceptar protones gracias al par de electrones de nitrógeno libres en su composición, así como los grupos azo o sulfónico (Zaharia & Suteu, 2012).

En ese sentido, es posible inferir que, el aumento del %R a valores de pH ácidos ($\text{pH} < 4$) sobre el TA-500, pudo deberse gracias a la protonación de los grupos naftalenos, azo y sulfónicos, presentes en el “Bordeaux B” (Colina et al., 2022), ya que al acercarse el pH de la solución (3.48) al valor del pKa del colorante (3.67) (ver **Tabla 13**), estuvo completamente protonada. Abidi et al. (2017) reportaron el mismo fenómeno, al estudiar la remoción de un tinte aniónico mediante arcillas silicatadas como la Caolinita y la Ilita, hallaron que los mejores resultados de remoción se dieron a pH menores a 4.5, debido a que dicho valor estuvo

muy cercano al pKa del colorante “Reactive Red 120”, favoreciendo su protonación y por ende, brindándole una mayor atracción hacia la superficie de las arcillas cargadas negativamente. Kouda et al. (2023) hallaron que a un pH más ácido, la remoción del colorante catiónico “Cristal Violeta” mediante la Ilita, disminuyó considerablemente debido a que el colorante se desprotonó, quedando cargado negativamente. G. Wang et al. (2017) demostraron que, la remoción del colorante “Rojo Congo” (aniónico) mediante un adsorbente a base de Ilita, fue mucho mayor a valores de pH muy ácidos (> 2.5) en comparación con el “Azul de metilo” (catiónico), debido al aumento de cargas positivas en el colorante aniónico y cargas negativas en el adsorbente. Entendiendo que, la Moscovita posee el mismo comportamiento mineralógico-estructural que la Ilita (Chermak & Rimstidt, 1990), es posible inferir que su comportamiento fue similar al de la Ilita, por lo que el desbalance de cargas a nivel interlaminar y de bordes de la arcilla, permitió una mayor remoción del colorante (ver **Figura 20**). Asimismo, la disminución del pH pudo ocasionar que, tanto el cuarzo como los minerales feldespáticos presentes en el TA-500 (Albita y Anortoclasa), estuvieran con una carga predominantemente negativa, favoreciendo la remoción del colorante (ver **Figura 20**); ya que se sabe que ante valores de pH menores a 5, estos minerales remueven eficientemente cationes en estado acuoso gracias a la lixiviación de complejos alcalinos, en el caso de los feldespatos, y la desprotonación de los grupos silanol (SiOH_3), en el caso del cuarzo (Mohammadnejad et al., 2011; Tang & Dong, 2022). Respecto a los minerales no mencionados anteriormente (Magnetita, Dolomita y Cal), pero que forman parte del TA-500, es posible que no hayan intervenido en el proceso, ya que estos suelen disolverse a pH ácidos (Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003).

Cabe mencionar que, la liberación de complejos alcalinos en medios con pH ácidos, por parte de los feldespatos como la Albita o Anortoclasa, pudo haber ocasionado que el pH final de la solución alcanzara valores cercanos a la neutralidad, deteniendo así la adsorción del colorante “Bordeaux B” (Mohammadnejad et al., 2011; Tang & Dong, 2022; Vieira et al., 2022).

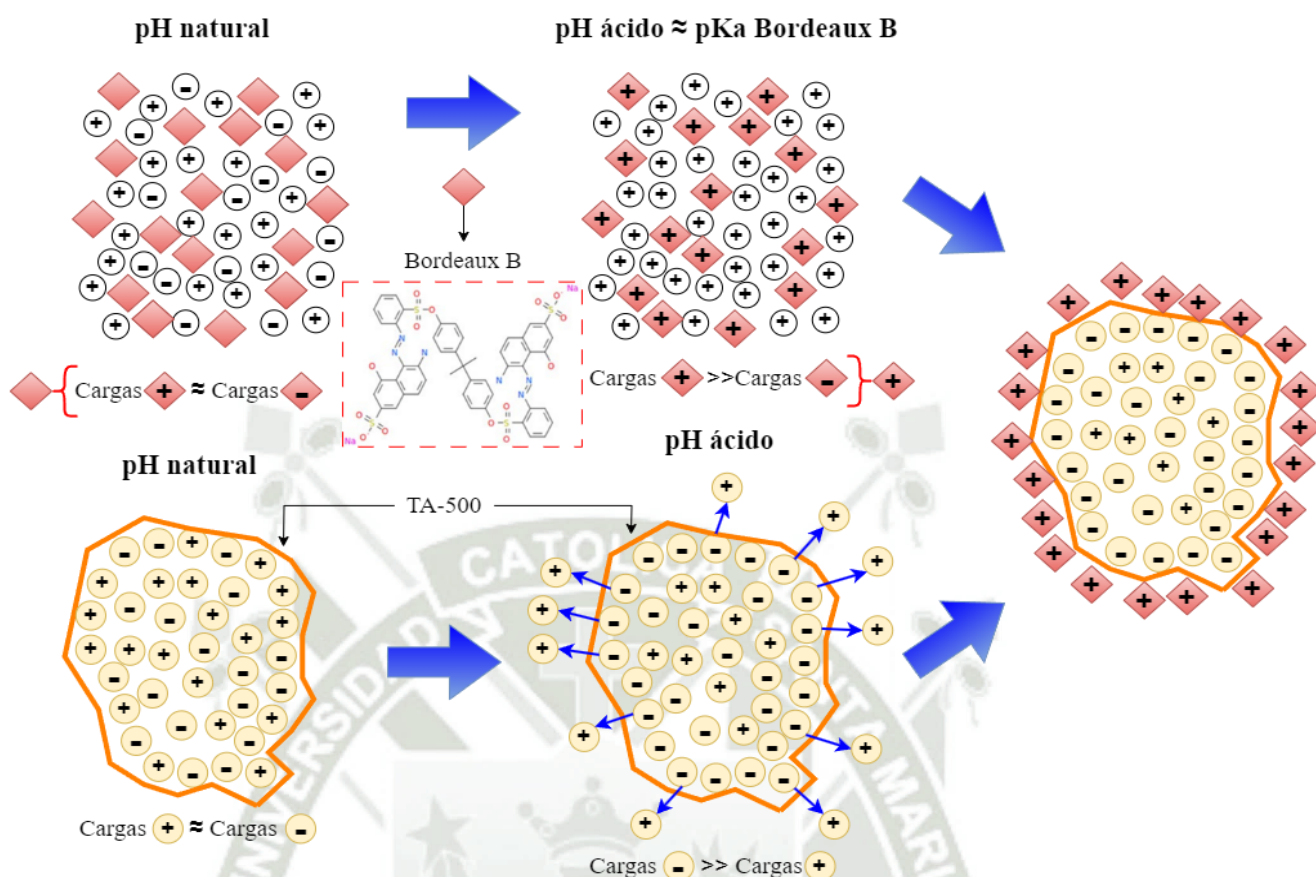


Figura 20. Remoción del “Bordeaux B” por medio del TA-500 en un medio ácido.

En las revisiones hechas por Adeyemo et al. (2017), Kausar et al. (2018) y Vieira et al. (2022), se presenta y explica detalladamente lo mencionado en este apartado, por lo que, para un mejor entendimiento del efecto del pH en la remoción de colorantes por medio de arcillas, se recomienda su lectura.

3.2.1. Determinación del pH óptimo de la solución

El resumen del análisis estadístico de los datos de la variable pH de la solución, se presentan en la **Tabla 23**. El análisis de homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se realizó asumiendo que la distribución de los datos siempre será normal, por lo que se usó el método de Bartlett.

Tabla 23. Resumen del análisis estadístico para la variable pH de la solución.

Grupos	%R promedio	Desviación Estándar (\pm)	Intervalo de confianza de 95%
3.48	83.78	0.65	(82.16; 85.40)
4.25	63.90	1.00	(62.28; 65.52)
5.43	58.67	0.45	(57.05; 60.30)
6.44	63.15	1.10	(61.53; 64.77)
7.22	55.85	2.83	(54.23; 57.48)
8.34	52.13	0.65	(50.51; 53.75)
9.62	54.01	0.85	(52.39; 55.63)
		Significancia estadística (α)	Valor p
Homocedasticidad		0.05	0.20
ANOVA		0.05	0.00

Como se aprecia en la **Tabla 23**, la homocedasticidad para todos los grupos de datos de la variable pH de la solución reveló que, todas las varianzas son significativamente iguales (valor $p > \alpha$), por lo que se cumplieron los requisitos necesarios para realizar el ANOVA de los datos (Gutiérrez Pulido, 2012). El ANOVA reveló que, existió por lo menos una media significativamente diferente a las demás (valor $p < \alpha$).

Ante esto, fue coherente realizar la comparación en parejas para las medias de los datos del %R de la variable pH de la solución.

Tabla 24. Comparación en parejas para la variable pH de la solución a una confianza del 95 %.

Método	Medias significativamente iguales	Medias significativamente diferentes
Tukey	4.25, 5.43, 6.44, 7.22, 8.34 y 9.62	3.48
LSD de Fisher	4.25, 6.44, 7.22, 8.34 y 9.62	3.48 y 5.43

La **Tabla 24** muestra de manera sintetizada la comparación estadística para todas las parejas de medias bajo las metodologías LSD de Fisher y Tukey (para más detalle ver el **ANEXO 3**); ambas metodologías coincidieron en que el valor de pH de 3.48, difiere significativamente de los otros para una confianza del 95 %. Por lo que al ser el que obtuvo un mayor %R y ser significativamente diferente a los demás, se lo determinó como

óptimo para el proceso. Todas las experimentaciones posteriores se trabajaron a un valor de pH de la solución igual a **3.48**.

3.3. Dosis de adsorbente (DA)

Los resultados de la experimentación para determinar el efecto de la DA en el %R del colorante sobre el TA-500, pueden observarse en la **Figura 21**.

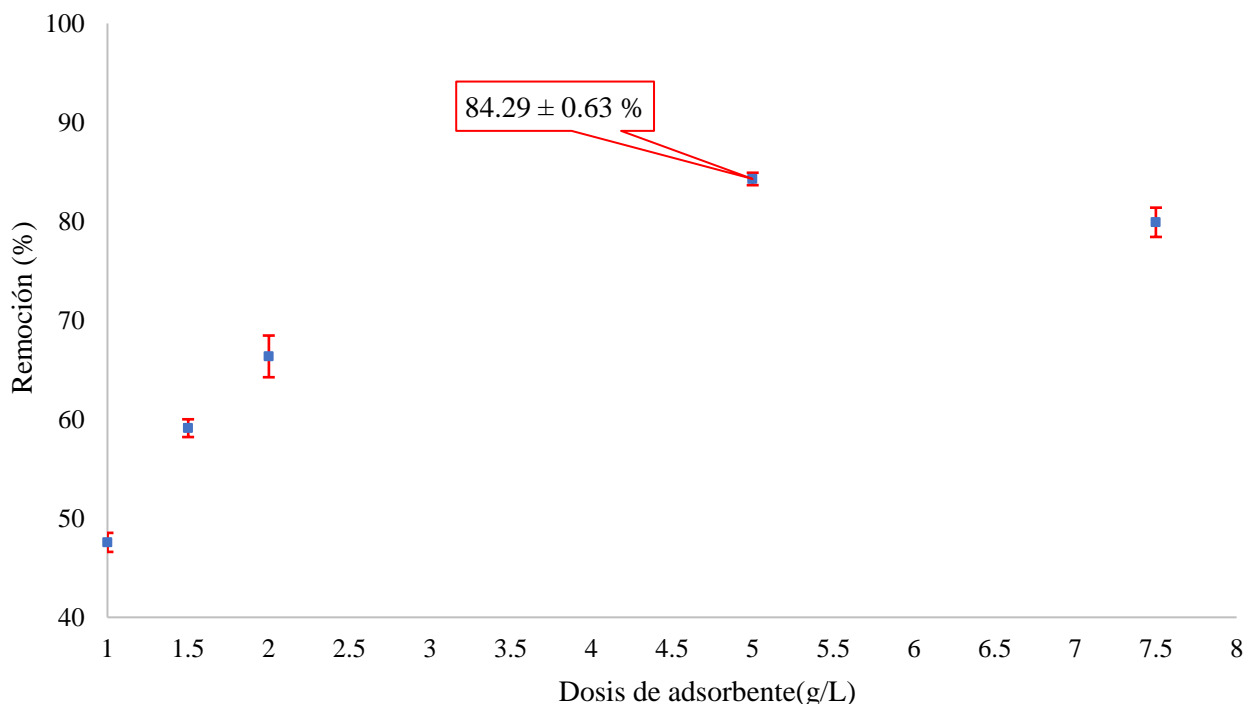


Figura 21. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintas DA.

Como se observa en la **Figura 21**, la DA para la cual se obtuvo un mayor %R del “Bordeaux B” a las condiciones operacionales definidas previamente (TC = 45 min, pH de la solución = 3.48, C_o = 50 mg/L, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), fue a **5 g/L (84.29 %)**.

Chu (2001) reportó que los más altos %R para los colorantes estudiados en su investigación, se dieron a una DA de 0.75 g/L. Kayranli (2011) indica que para la mayoría de los colorantes analizados en su investigación (todos a una C_o de 25 mg/L), la DA más eficiente fue de 2 g/L, con excepción del colorante “Acid Blue 40”, que fue de 7 g/L. Tong et al. (2012) reportaron que, para una C_o de 100 mg/L del colorante que estuvieron analizando, la mejor DA fue de 1 g/L. Nageeb Rashed et al. (2016) y Elmontassir et al. (2019) reportan que, para el mismo colorante (“Azul de metileno”) a una C_o de 100 mg/L con una DA de 0.25 g/L y una C_o 20 mg/L con una DA 3 g/L, se obtuvieron los mejores resultados. Gadekar & Ahammed (2019) reportaron que, para una C_o de 75 mg/L del colorante que estuvo investigado, se requirió de una DA de 30 g/L. Tony (2020) halló que para una C_o de 11.8 mg/L del colorante estudiado, la DA más eficiente fue de 2 g/L. Laib

et al. (2022) determinaron que para una C_0 de 50 mg/L para los colorantes “Azul de metilo” y “Reactive Blue 19”, la DA más eficiente fue de 1.5 g/L y 2 g/L, respectivamente.

Si bien el valor determinado por esta investigación (5 g/L) difiere de los reportados en la literatura, este se encuentra dentro del rango típico para este tipo de investigaciones (0.75 – 30) g/L, tal como se mencionó en el párrafo anterior. Esto puede explicarse debido a que la interacción entre el adsorbente y el colorante, depende de las características fisicoquímicas de ambos (Benjelloun et al., 2021; Bonilla-Petriciolet et al., 2017). La disminución del %R del colorante conforme aumentó la DA, es un fenómeno que se observó en esta y otras investigaciones: Chu (2001), Kayranli (2011) y Tony (2020). Ello puede deberse a la presencia excesiva de material adsorbente en la solución, interfiriendo en la capacidad de captura o interacción de los sitios activos del adsorbente con las moléculas del colorante (Benjelloun et al., 2021; Bonilla-Petriciolet et al., 2017). Por lo que, al estar compuesto el TA-500 principalmente de arcillas silicatadas y feldespatos, el aumento de su concentración en el volumen de experimentación ocasionó que la carga electrostática predominantemente negativa de las partículas, hiciera que estas se repelieran entre sí, impidiendo que las moléculas del colorante logaran posicionarse en los sitios activos libres del adsorbente.

3.3.1. Determinación de la DA óptima

El resumen del análisis estadístico de los datos de la variable DA, se presentan en la **Tabla 25**. El análisis de homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se realizó asumiendo que la distribución de los datos siempre será normal, por lo que se usó el método de Bartlett.

Tabla 25. Resumen del análisis estadístico para la variable DA.

Grupos	%R promedio	Desviación Estándar (\pm)	Intervalo de confianza de 95%
1	47.57	0.96	(45.87; 49.27)
1.5	59.11	0.90	(57.41; 60.81)
2	66.37	2.11	(64.66; 68.07)
5	84.29	0.63	(82.58; 85.99)
7.5	79.91	1.48	(78.21; 81.61)
		Significancia estadística (α)	Valor p
Homocedasticidad		0.05	0.57
ANOVA		0.05	0.00

Como se aprecia en la **Tabla 25**, la homocedasticidad para todos los grupos de datos de la variable DA reveló que, todas las varianzas son significativamente iguales (valor $p > \alpha$), por lo que se cumplieron los requisitos necesarios para realizar el ANOVA de los datos (Gutiérrez Pulido, 2012). El ANOVA reveló que, existió por lo menos una media significativamente diferente a las demás (valor $p < \alpha$).

Ante esto, fue coherente realizar la comparación en parejas para las medias de los datos del %R de la variable DA.

Tabla 26. Comparación en parejas para la variable DA a una confianza del 95 %.

Método	Medias significativamente iguales	Medias significativamente diferentes
Tukey	Ninguna	Todas
LSD de Fisher	Ninguna	Todas

La **Tabla 26** muestra de manera sintetizada la comparación estadística para todas las parejas de medias bajo las metodologías LSD de Fisher y Tukey (para más detalle ver el **ANEXO 3**); ambas metodologías coincidieron en que todas las DA, difieren significativamente entre sí para una confianza del 95 %. Por lo que al ser 5 g/L la DA que obtuvo un mayor %R y ser significativamente diferente a las demás, se la determinó como óptima para el proceso. Todas las experimentaciones posteriores se realizaron con una DA de 5 g/L.

3.4. Concentración inicial del colorante (C_0)

Los resultados de la experimentación para determinar el efecto de la C_0 en el R del colorante sobre el TA-500, pueden observarse en la **Figura 22**.

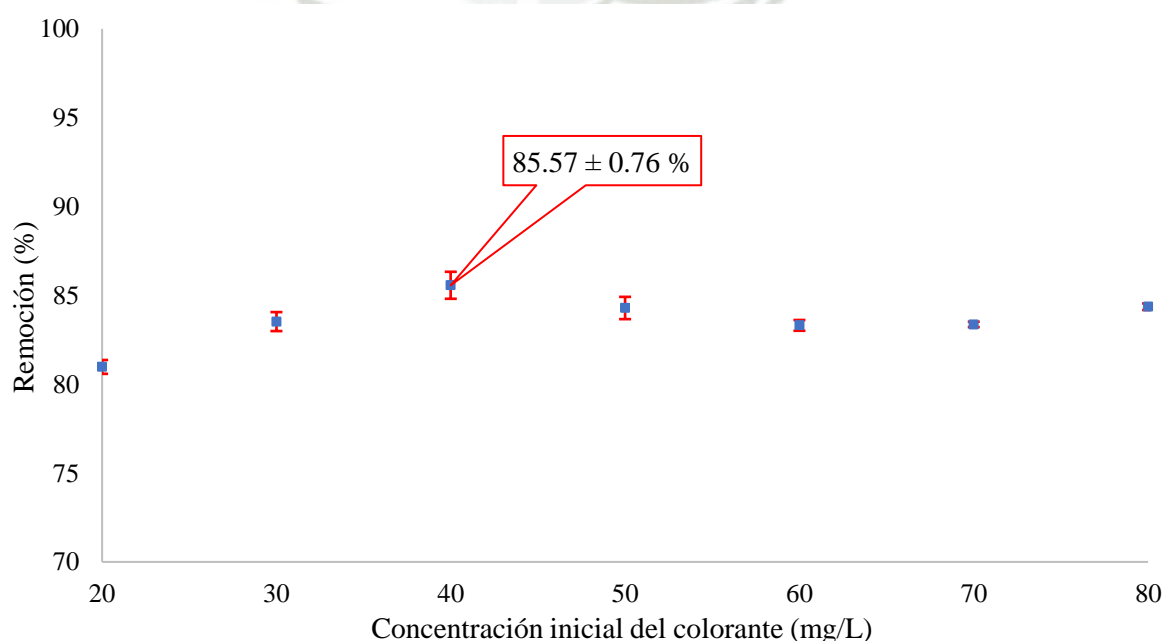


Figura 22. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 a distintas C_0 .

Como se aprecia en la **Figura 22**, la C_o que obtuvo un mayor %R del “Bordeaux B” a las condiciones operacionales definidas previamente ($DA = 5$ g/L, $TC = 45$ min, pH de la solución = 3.48, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), fue a **40 mg/L (85.57 %)**.

Gadekar & Ahammed (2019) indicaron que la mejor combinación de variables para la remoción más eficiente del colorante que estudiaron fue: pH de la solución = 3, $DA = 30$ g/L y una $C_o = 75$ mg/L. Nageeb Rashed et al. (2016) reportaron que para su investigación las mejores condiciones operacionales fueron: $TC = 60$ min, pH de la solución = 7, $DA = 0.25$ g/L y una $C_o = 100$ mg/L. Tony (2020) reporta que las mejores condiciones operacionales para su tratamiento fueron: $TC = 120$ min, pH de la solución = 7.5, $DA = 2$ g/L y una $C_o = 11.8$ mg/L. Laib et al. (2022) demostraron que para el colorante “Azul reactivo 19” las mejores condiciones operacionales fueron: $TC = 30$ min, pH de la solución = 3, $DA = 2$ g/L y una $C_o = 50$ mg/L, y para el colorante “Azul de metileno” fueron: $TC = 30$ min, pH de la solución = 6.5, $DA = 1.5$ g/L y una $C_o = 50$ mg/L.

Como se pudo observar en el párrafo anterior, el valor determinado por esta investigación (40 mg/L) fue similar a los reportados en la literatura. No obstante, el incremento del %R del colorante conforme aumentó la C_o de 20 hasta 40 mg/L, coincide con lo reportado por Tony (2020); ello puede deberse a que la concentración de moléculas del colorante en solución, no eran lo suficientemente significativa como para ocupar todos los sitios activos del adsorbente. Asimismo, la paulatina disminución del %R del colorante, conforme aumentó la C_o de 40 hasta 80 mg/L, coincide con lo reportado por otros autores (Gadekar & Ahammed, 2019; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016); esta situación puede deberse a la disminución de sitios activos en la superficie del adsorbente, ya que se encontraba cercano a su nivel de saturación máximo, por lo que las moléculas del colorante no pudieron ser removidas completamente de la solución. Este fenómeno se discute en el apartado **4.2**.

3.4.1. Determinación de la C_o óptima

El resumen del análisis estadístico de los datos de la variable C_o , se presentan en la **Tabla 27**. El análisis de homogeneidad de varianza (homocedasticidad) se realizó asumiendo que la distribución de los datos siempre será normal, por lo que se usó el método de Bartlett.

Tabla 27. Resumen del análisis estadístico para la variable C_o.

Grupos	%R promedio	Desviación Estándar (\pm)	Intervalo de confianza de 95%
20	80.97	0.39	(80.39; 81.55)
30	83.52	0.54	(82.94; 84.10)
40	85.72	0.76	(85.14; 86.30)
50	84.29	0.63	(83.71; 84.87)
60	83.31	0.30	(82.73; 83.89)
70	83.67	0.15	(82.78; 83.95)
80	84.36	0.18	(83.78; 84.94)
		Significancia estadística (α)	Valor p
Homocedasticidad		0.05	0.42
ANOVA		0.05	0.00

Como se aprecia en la **Tabla 27**, la homocedasticidad para todos los grupos de datos de la variable C_o reveló que, todas las varianzas son significativamente iguales (valor $p > \alpha$), por lo que se cumplieron los requisitos necesarios para realizar el ANOVA de los datos (Gutiérrez Pulido, 2012). El ANOVA reveló que, existió por lo menos una media significativamente diferente a las demás (valor $p < \alpha$).

Ante esto, fue coherente realizar la comparación en parejas para las medias de los datos del %R de la variable C_o.

Tabla 28. Comparación en parejas para la variable C_o a una confianza del 95 %.

Método	Medias significativamente iguales	Medias significativamente diferentes
Tukey	30, 50, 60, 70 y 80 mg/L	20 y 40 mg/L
LSD de Fisher	30, 50, 60, 70 y 80 mg/L	20 y 40 mg/L

La **Tabla 28** muestra de manera sintetizada la comparación estadística para todas las parejas de medias bajo las metodologías LSD de Fisher y Tukey (para más detalle ver el **ANEXO 3**); ambas metodologías coincidieron en que, la C_o de 40 mg/L, difiere significativamente de las otras para una confianza del 95 %. Por lo que al ser la que obtuvo un mayor %R y ser significativamente diferente a las demás, se la determinó como óptima para el proceso. Todas las experimentaciones posteriores se realizaron con una C_o de **40 mg/L**.

4. Evaluación de la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas

4.1. Cinética de adsorción

Los resultados de evaluar la cinética de la remoción del colorante “Bordeaux B” de una muestra sintética a las condiciones operacionales óptimas, determinadas anteriormente (DA = 5 g/L, TC = 45 min, pH de la solución = 3.48, $C_o = 40$ mg/L, Agitación = 350 RPM y $T = 25 \pm 0.5$ °C), puede observarse en la **Figura 23**.

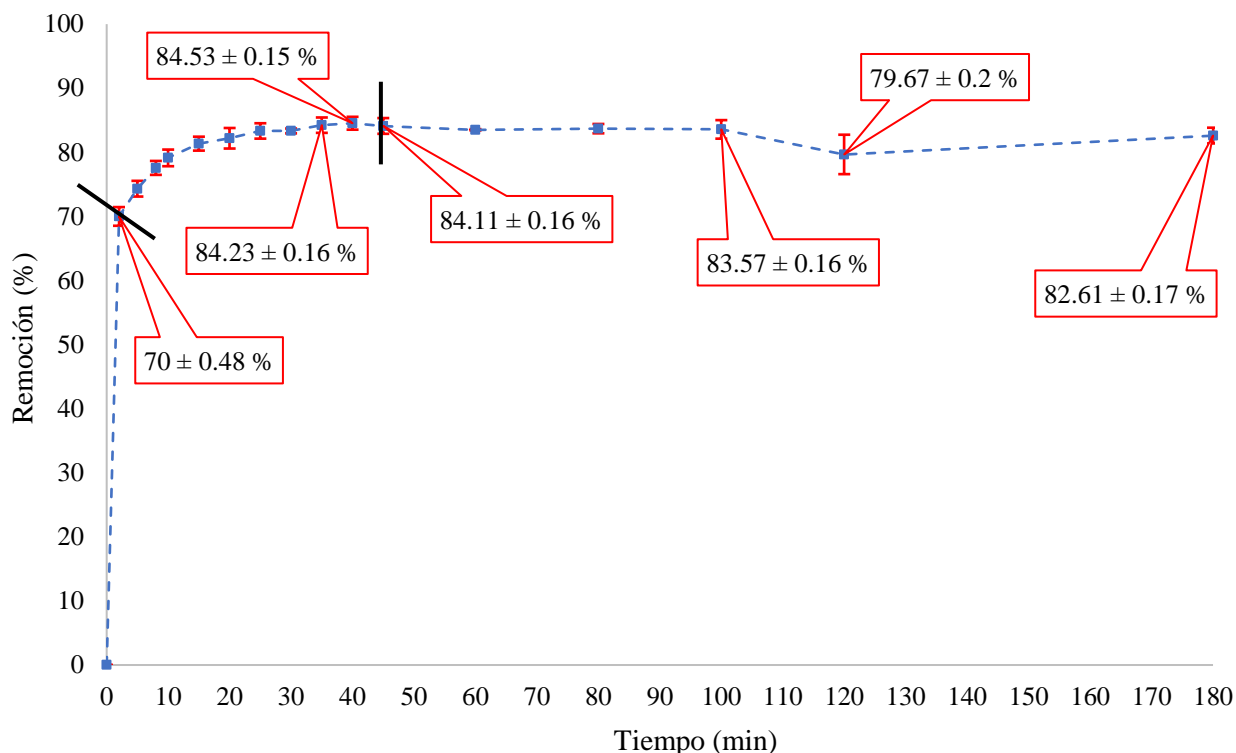


Figura 23. %R del “Bordeaux B” sobre el adsorbente TA-500 para diferentes intervalos de tiempo y a las condiciones operacionales óptimas.

Como se observa en la **Figura 23**, el %R del “Bordeaux B” llega al equilibrio entre los intervalos de tiempo: 35 - 45 min, coincidiendo con lo determinado en el análisis del TC óptimo para el proceso (ver **Figura 17**). Lo particular de la **Figura 23**, se encuentra en ese primer intervalo de tiempo (2 min) en donde el valor del %R ya es era alto (70 %); dicha situación, estaría reflejando una muy buena afinidad del adsorbente por el adsorbato, en las condiciones operacionales trabajadas.

Asimismo, como se aprecia en la **Figura 23**, la adsorción del colorante puede diferenciarse en 3 etapas (separadas por una barra negra): la primera etapa (0 - 2) min, podría estar relacionada con la difusión de las moléculas del colorante a través de la película líquida que envuelve al adsorbente, donde la gran mayoría de sitios activos en la superficie se encuentran disponibles (Adeyemo et al., 2017; Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022); la segunda etapa (2 – 45) min, podría estar relacionada con la difusión intrapartícula de las

moléculas del colorante en los microporos, mesoporos y sitios activos que aún están disponibles en las partícula del adsorbente, luego de que la superficie se saturará, por lo que la remoción del colorante se vio ralentizada (Adeyemo et al., 2017; Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022); y la tercera etapa (45 – 180) min, podría estar relacionada con la adsorción y desorción del colorante, debido a la agitación mecánica y la fricción entre las partículas saturadas del adsorbente (Bonilla-Petriciolet et al., 2017; Kayranli, 2011; Laib et al., 2022).

4.1.1. Determinación de las constantes de los modelos cinéticos

Los resultados de la evaluación cinética del proceso mediante los modelos de pseudo primer orden de Lagergren y pseudo segundo orden, se pueden observar en la **Tabla 29**.

Tabla 29. Resultados de la evaluación del proceso mediante los modelos cinéticos de pseudo primer y segundo orden.

Modelo cinético	Parámetro	Unidad	Valor numérico
Pseudo Primer Orden	q_e (Estimado)	mg/g	1.22
	K_1	min ⁻¹	0.04
	Coefficiente de correlación lineal simple (R^2)	-	0.90
Pseudo Segundo Orden	q_e (Estimado)	mg/g	8.08
	K_2	g/(mg*min)	0.1
	Coefficiente de correlación lineal simple (R^2)	-	0.99
Experimental	q_e (Exp)	mg/g	6.96

Como se muestra en la **Tabla 29**, el coeficiente de correlación lineal simple para el modelo de pseudo segundo orden, posee un valor cercano a la unidad ($R^2 \approx 1$) y una capacidad de adsorción estimada similar a la experimental, por lo que es posible afirmar que la capacidad de adsorción y la transferencia de masa del fluido al adsorbente está condicionada por el tiempo de contacto, por lo que el valor de la capacidad de adsorción en el equilibrio (q_e) del modelo de pseudo segundo orden, se ajustó más a la realidad, en comparación con el obtenido por el de pseudo primer orden.

Los resultados de la presente investigación, concuerdan con lo reportando en investigaciones previas, siendo el modelo cinético de pseudo segundo orden, el más aproximado para modelar la adsorción de colorantes, tanto catiónicos como aniónicos, por medio de los LTAP (Elmontassir et al., 2019; Gomonsirisuk et al., 2018; Kayranli, 2011; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020) (ver **Tabla 1** para más detalle sobre condiciones operacionales); debido a que la interacción entre el LTAP activado y el colorante, pudo haber estado gobernada por mecanismos electrostáticos

y/o químicos, producto de las arcillas presentes en su composición, formando una monocapa de moléculas de tinte en la superficie exterior del adsorbente (complejos de esfera externa e interna) durante los primeros minutos del proceso, copando todos los sitios activos y dando paso al fenómeno de difusión intrapartícula (Adeyemo et al., 2017; Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022). El tipo de interacción entre el TA-500 y el colorante se discute a continuación.

4.2. Isotermas de adsorción

Los resultados de la evaluación del proceso mediante isotermas de adsorción (Langmuir y Freundlich), en las condiciones operaciones óptimas, determinadas previamente (DA = 5 g/L, TC = 45 min, pH de la solución = 3.48, Agitación = 350 RPM y T = 25 ± 0.5 °C), a distintas Co (20, 30, 40, 50, 60, 70, 80, 120 y 150) mg/L, se puede observar en la **Figura 24**.

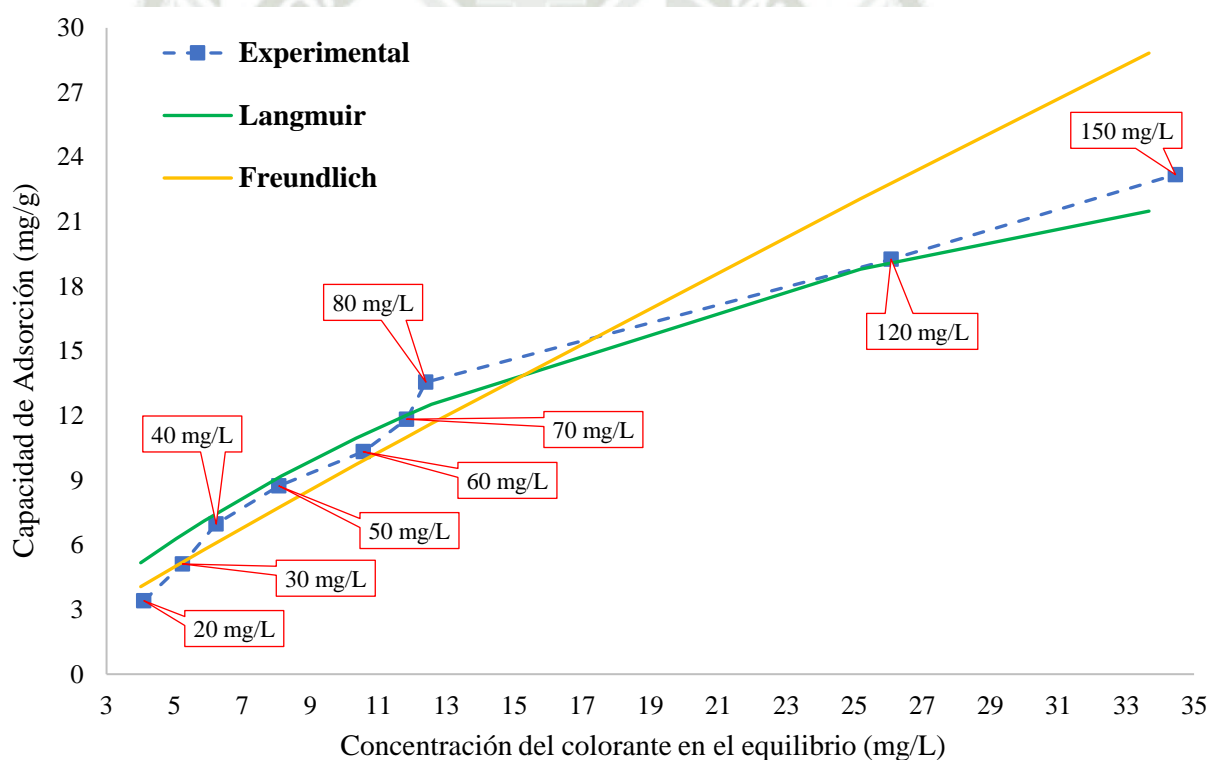


Figura 24. Capacidad de adsorción experimental y modelada para distintas concentraciones del colorante en el equilibrio.

Como se aprecia en la **Figura 24**, el modelo matemático que más se ajusta a los datos experimentales (línea discreta de color azul), es el propuesto por Langmuir (línea continua de color verde). Dicha situación, permitió inferir que el proceso pudo estar gobernado por mecanismos iónicos y/o químicos, no obstante, el modelo de Freundlich (línea continua de color amarillo) muestra una buena similitud con los primeros 6 valores experimentales, mas no con los subsecuentes. Asimismo, según la clasificación de Giles

et al. (1960), la isoterma de adsorción que más se asemejó a los resultados experimentales fue la de clase “L” (L invertida), subgrupo 2. Ello indicaría que, cuanto mayor sea la concentración del soluto, mayor será la capacidad de adsorción, hasta llegar al punto de saturación máxima del adsorbente (Bonilla-Petriciolet et al., 2017).

Si bien la **Figura 24**, permite inferir analítica y gráficamente el modelo que mejor se ajustó a los datos experimentales, no fue suficiente para evaluar correctamente el proceso. Por ello, se determinaron las constantes matemáticas para cada modelo, así como el coeficiente de correlación lineal simple y el error cuadrático medio, pudiendo conocer así el grado de similitud entre la capacidad de adsorción experimental y la modelada.

4.2.1. Determinación de las constantes de los modelos de isotermas

Los resultados de la parametrización del proceso mediante los modelos matemáticos propuestos por Freundlich y Langmuir, se observan en la **Tabla 31**.

Tabla 30. Resultados de la evaluación del proceso mediante las isotermas de Freundlich y Langmuir.

Modelo de Isoterma	Parámetro	Valor numérico
Freundlich	K_F	1.13 ± 0.01
	n	1.09 ± 0.01
	1/n	0.92
	Error cuadrático medio (ECM)	2.29
	Coefficiente de correlación lineal simple (R^2)	0.96
Langmuir	K_L	0.04 ± 0.00
	q_{max}	37.45 ± 0.14
	R_L (para todas las C_0)	0.14 – 0.56
	Error cuadrático medio (ECM)	1.02
	Coefficiente de correlación lineal simple (R^2)	0.99

Como se aprecia en la **Tabla 30**, matemáticamente, el modelo de Langmuir es el que mejor se ajusta a los datos experimentales, teniendo un coeficiente de correlación lineal simple muy cercano a la unidad ($R^2 \approx 1$) y un error cuadrático medio más bajo que el del modelo de Freundlich.

Asimismo se observa que, siendo el valor de la constante “n” del modelo de Freundlich mayor a la unidad, y por ende el valor de 1/n menor a 1 ($1/n = 0.92$), fue posible inferir que, el colorante “Bordeaux B” y el TA-500, poseen una muy buena afinidad pero, la adsorción podría ser reversible ($1/n \neq 1$), por lo que el tipo de interacción estaría gobernado por fuerzas iónicas. Esto se confirmó observando los valores del parámetro R_L , los cuales fueron mayor a 0 pero menor a 1 ($0 < R_L < 1$) para todas las C_0 estudiadas, demostrando que la quimisorción fue favorable y es reversible.

No obstante, si bien el modelo de Langmuir se asemeja más a la realidad, el modelo de Freundlich también describió asertivamente el proceso para C_0 menores a 80 mg/L; asimismo, los parámetros presentados en la **Tabla 30** no son muy distintos entre sí. Esto puede deberse a que, la interacción entre el adsorbente y el adsorbato estuvo gobernada en su mayoría por fuerzas iónicas o electrostáticas (formación de una monocapa), pero también por fuerzas químicas, pudiéndose formar en algunos sitios activos de la superficie del TA-500 complejos de esfera externa (Nageeb Rashed et al., 2016). Esta situación, guardó coherencia con lo determinado en los apartados **3.2** y **4.1**, donde el análisis del pH de la solución y la cinética de adsorción, respectivamente, evidenciaron la gran afinidad del colorante por el TA-500 a pH ácido.

Tal como indica la teoría que explica la capacidad de adsorción en arcillas de tipo 2:1 no expansibles, como las presentes en el TA-500 (Ilita y Moscovita), la liberación de sus átomos interlaminares en pH ácidos genera un desbalance electrostático en su estructura cristalina, por lo que para recuperar su estabilidad, adsorben moléculas de carga contraria mediante mecanismos electrostáticos (enlaces de tipo covalente) (Carretero & Pozo, 2007; Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003); asimismo, las de tipo 1:1 como la Caolinita (presente en el TA-500), al poseer una capacidad de intercambio iónico dependiente del pH, pueden remover mediante fuerzas electrostáticas, tanto aniones como cationes en estado acuoso (Carretero & Pozo, 2007; Hillel, 2003; Porta Casanellas et al., 2003). En el caso del cuarzo y los feldespatos presentes en el TA-500 (Anortoclasa y Albita), su interacción con el colorante puede que se haya dado a través de mecanismos químicos, tal como lo reportaron Mohammadnejad et al. (2011) y Tang & Dong (2022), quienes estudiaron la adsorción de cationes metálicos por medio de estos minerales en medios con un pH bajo, tal como se hizo en esta investigación.

Los resultados de evaluar los mecanismos involucrados en la adsorción del colorante, concordaron con lo reportado en investigaciones previas (ver **Tabla 1** para más detalle sobre condiciones operacionales), siendo el modelo de Langmuir el más idóneo para evaluar y modelar la remoción de colorantes aniónicos o catiónicos por medio de LTAP modificados (Elmontassir et al., 2019; Gomonsirisuk et al., 2018; Kayranli, 2011; Laib et al., 2022; Nageeb Rashed et al., 2016; Tony, 2020); este mecanismo estaría dado gracias a la existencia de enlaces iónicos entre la superficie de los minerales silicatados presentes en el TA-500 y los grupos azo, sulfónicos y naftalenos presentes en el “Bordeaux B” (Adeyemo et al., 2017; Kausar et al., 2018; Vieira et al., 2022).

4.3. Determinación del costo de producción del adsorbente óptimo (TA-500)

El costo de producir aproximadamente 30 g de TA-500 a partir de 1.5 L de LTAP crudo, se puede observar en la **Tabla 31**; este valor se estimó sumando los costos directos

e indirectos (Mochón, 1995). El consumo eléctrico de los equipos se determinó a partir de su ficha técnica; el precio de la energía eléctrica en Arequipa para el año 2023 (0.3481 soles/kWh) se obtuvo de la página oficial del Organismo Supervisor de la Inversión en Energía y Minería (OSINERGMIN). El tipo de cambio se obtuvo a partir de la información consultada en la página oficial del Banco Central de Reservas del Perú (BCRP) el día 24 de marzo de 2023 (S/ 1 = 0.266 USD). El precio de la mano de obra se obtuvo de la división del sueldo mínimo a partir del año 2022 en el Perú (S/ 1025) entre los 30 días calendario que posee cada mes. Se asumió que el total de LTAPp producido es activado a 500 °C en una sola tanda y que la pérdida de masa, producto de la activación térmica, es despreciable. Asimismo, para la determinación del costo de producción y uso de 1 g de adsorbente para remover 1 mol de colorante, se utilizó la siguiente ecuación propuesta por Bilal et al. (2022):

$$C_{pu} = \frac{C_p * PM_{(Bordeaux\ B)}}{q_{max}} \quad (18)$$

Donde: C_{pu} = Representa el costo de producción y uso del TA-500 para remover al “Bordeaux B” (\$/mol); C_p = Representa el costo de producción del TA-500 (\$/g); PM = Representa el peso molecular del “Bordeaux B” determinado por Colina et al. (2022) (1082.1 g/mol) y; q_{max} = Representa la capacidad máxima teórica de adsorción hallada para el TA-500 (g/g) (ver **Tabla 30**).

Tabla 31. Costo de producción del TA-500 (30 g).

Tipo de costo	Insumo	Cantidad	Precio	Costo Parcial (soles)	Costo Parcial (dólares)
Costos directos	Muestreador manual (balde de plástico de 6 L)	1 unidad	5 soles/unidad	S/. 5.0	\$ 1.33
	Estufa marca BINDER (consumo aprox. de 1.1 kW)	24 h	0.3481 soles/kWh	S/. 9.2	\$ 2.4
	Horno mufla marca THERMO SCIENTIFIC (consumo aprox. de 1.06 kW)	2 h	0.3481 soles/kWh	S/. 0.7	\$ 0.2
	Personal capacitado (1)	1 día	34.17 soles/día	S/. 34.2	\$ 9.1
Costos indirectos	Transporte (PTAP "La Tomilla" hasta la UCSM)	2 viajes	15 soles/viaje	S/. 30.0	\$ 8.0
Costo total				S/. 79.1	\$ 21.0
Costo por gramo (C_p)				S/. 2.6	\$ 0.7
Costo de producción y uso (C_{pu})				S/. 75 125.8	\$ 20 226.2

Como se aprecia en la **Tabla 31**, producir un 1 g del TA-500, cuesta menos de 3 soles o 1 dólar americano. Este valor, estuvo dentro del costo promedio de producción de

adsorbentes generados a partir de residuos orgánicos e inorgánicos para remover tintes o colorantes textiles, presentado en las investigaciones de Bilal et al. (2022) e Ighalo et al. (2022): 0.0001 \$/g - 0.85 \$/g. No obstante, al aplicar la métrica comparativa propuesta por Bilal et al. (2022), los costos se elevaron significativamente (> 200 \$/mol), quedando el TA-500 categorizado (según la metodología mencionada) como un adsorbente “muy caro”.

Cabe mencionar que, los C_p y C_{pu} del TA-500, podrían reducirse notablemente si la PTAP “La Tomilla”, implementara un sistema de secado o espesamiento del LTAP en sus procesos (Crittenden et al., 2012; Wolowiec et al., 2019); ello, contribuiría a la reducción del contenido de humedad en el residuo, y por ende, se obtendría una mayor cantidad de LTAPp para ser activado.

4.4. Análisis comparativo de la q_{max} del TA-500

La comparación de la capacidad de adsorción máxima (q_{max}) del TA-500 y el %R en sus óptimas condiciones operacionales (OCO), con otros adsorbentes producidos a partir de los LTAP, se puede observar en la **Tabla 32**.

Tabla 32. Comparación de la q_{max} y el %R en sus OCO para remover colorantes en solución acuosa por medio de los LTAP.

Adsorbente	Colorante	q_{max} (mg/g)	%R en sus MCO	Referencia
LTAP activado térmicamente (TA-500)	Bordeaux B	37.45 ± 0.14	85.57 %	Esta investigación
LTAP activado químicamente	Azul de metilo	65.1	93.5 %	Elmontassir et al., 2019
LTAP activado térmica y químicamente	Azul de metilo	70.4	93.55 %	Nageeb Rashed et al., 2016
LTAP activado térmicamente	Procion Blue	6.5	> 80 %	Tony, 2020
LTAP enriquecido con Fe y activado térmicamente	Azul de metilo (AM) y Azul reactivo 19 (AR19)	46.73 para AM y 40.65 para AR19	99.19 % para AM y 90.31 % para AR19	Laib et al., 2022

Asimismo, la comparación de la q_{max} del TA-500 y el R en sus MCO, con otros adsorbentes no convencionales, se puede observar en la **Tabla 33**.

Tabla 33. Comparación de la q_{\max} y el %R en sus OCO para adsorbentes no convencionales utilizados para la remoción de colorantes en solución acuosa.

Adsorbente	Colorante	q_{\max} (mg/g)	%R en sus MCO	Referencia
LTAP activado térmicamente (TA-500)	Bordeaux B	37.45 ± 0.14	85.57 %	Esta investigación
Carbón activado a base de cáscara de coco	Violeta básico 3	2.8	93 %	Wakkel et al., 2019
Residuo metalúrgico (jarosita)	Azul de metilo	61.7	92.5 %	Kushwaha & Agarwal, 2023
Cáscara de pistacho	Azul básico 41	21.84	70 %	Şentürk & Alzein, 2020
Residuos sólidos de curtiembre	Azul de metileno	99.87	88.8 %	Sitab et al., 2023
Semillas de dátiles	Violeta de metilo	59.5	93.4 %	Ali et al., 2022

Tal como se observa en la **Tabla 32**, los resultados de la q_{\max} del TA-500 y el %R en sus OCO, presentan un buen rendimiento en comparación con otros adsorbente no convencionales. Sin embargo, al compararlos con otras investigaciones en las que también se utilizaron a los LTAP como material precursor de un adsorbente capaz de remover colorantes en estado acuoso (**Tabla 33**), se observa que el rendimiento del TA-500 está por debajo de casi todos los valores reportados; es notable la diferencia en la q_{\max} cuando estos son activados químicamente. Esto puede deberse gracias a que la activación química mejora la cantidad de sitios activos disponibles en la superficie de las partículas y la porosidad del material (Elmontassir et al., 2019; Nageeb Rashed et al., 2016). De igual forma, enriquecer a los LTAP con óxido de hierro, podría aumentar la concentración de grupos funcionales en la superficie del adsorbente, mejorando su capacidad de adsorción (Laib et al., 2022).



Conclusiones

Primero: La caracterización del LTAP crudo, generado por la PTAP “La Tomilla”, mostró un alto contenido de humedad y moderado de cenizas. Asimismo, la caracterización fisicoquímica del LTAPp y el TA-500 mostró que, la composición mineralógica condicionó al pH y densidad aparente. Respecto a la caracterización superficial, se halló que, ambos materiales son poco porosos y poseen grupos funcionales superficiales similares, con excepción del TA-500, en donde la banda asociada a los enlaces de Al y Fe desapareció gracias a la recristalización de los óxidos presentes. Los hallazgos indican que, la temperatura de activación fue más incidente en las características mineralógicas que en las superficiales.

Segundo: Se determinó que la temperatura de activación óptima para generar un adsorbente eficiente a partir de los LTAP, fue a 500 °C (TA-500). Los hallazgos indican que, activar térmicamente a los LTAP producidos por la PTAP “La Tomilla”, mejora considerablemente el porcentaje de remoción (%R), pasando de 25.54 % (LTAPp) a 53.16 % (TA-500). Asimismo, se halló que el costo de producir 30 g de TA-500 fue de 0.7 \$/g.

Tercero: Se determinó que las condiciones operacionales óptimas para lograr el máximo %R del colorante fueron: dosis de adsorbente (TA-500) = 5 g/L, tiempo de contacto = 45 min, pH de la solución = 3.48, $C_0 = 40$ mg/L, agitación = 350 RPM y temperatura = 25 ± 0.5 °C (85.57 %). Los hallazgos sugieren que todas las variables estudiadas, influyeron en el %R del “Bordeaux B” sobre el TA-500.

Cuarto: Al evaluar la cinética y los mecanismos de adsorción involucrados en la remoción del colorante “Bordeaux B” en sus condiciones operacionales óptimas, se halló que el modelo cinético que mejor se ajustó a los datos experimentales fue el de pseudo Segundo Orden ($R^2 = 0.99$) y el modelo de Isotherma que mejor modeló el proceso fue la de Langmuir ($R^2 = 0.99$ y $ECM = 1.02$), denotando que el colorante es muy afín al TA-500, estando la quimisorción por sobre la fisisorción. Además de ello, al analizar la eficiencia del TA-500 con otros adsorbentes no convencionales, se halló que es un adsorbente eficiente y competitivo para remover colorantes orgánicos en medios acuosos.

Recomendaciones

- Analizar la composición química del LTAPp y el TA-500 así como su morfología y punto de carga cero.
- Evaluar el efecto de la activación química del LTAP en la remoción del colorante “Bordeaux B”, así como analizar a detalle el costo de producción del adsorbente.
- Aplicar un diseño experimental y análisis estadístico con los datos obtenidos para las variables estudiadas que permita optimizar el proceso de remoción del “Bordeaux B” por medio del TA-500.
- Investigar la eficiencia de remoción del TA-500 en una muestra real de un efluente textil con presencia del “Bordeaux B”. Asimismo, estudiar la eficiencia de remoción del adsorbente TA-500, para distintos contaminantes (otro tipo de colorante o metales pesados).





CAPÍTULO VI REFERENCIAS

- Abascal, E., Gómez-Coma, L., Ortiz, I., & Ortiz, A. (2022). Global diagnosis of nitrate pollution in groundwater and review of removal technologies. *Science of The Total Environment*, 810, 152233. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152233>
- Abidi, N., Duplay, J., Jada, A., Baltenweck, R., Errais, E., Semhi, K., & Trabelsi-Ayadi, M. (2017). Toward the understanding of the treatment of textile industries' effluents by clay: Adsorption of anionic dye on kaolinite. *Arabian Journal of Geosciences*, 10, 1–14.
- Abo-El-Enain, S. A., Shebl, A., & El-Dahab, S. A. (2017). Drinking water treatment sludge as an efficient adsorbent for heavy metals removal. *Applied Clay Science*, 146, 343–349. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2017.06.027>
- Ackah, L. A., Guru, R., Peiravi, M., Mohanty, M., Ma, X., Kumar, S., & Liu, J. (2018). Characterization of Southern Illinois Water Treatment Residues for Sustainable Applications. *Sustainability*, 10(5), Article 5. <https://doi.org/10.3390/su10051374>
- Adeyemo, A. A., Adeoye, I. O., & Bello, O. S. (2017). Adsorption of dyes using different types of clay: A review. *Applied Water Science*, 7, 543–568.
- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016a). Characterization of Water Treatment Plant's Sludge and its Safe Disposal Options. *Procedia Environmental Sciences*, 35, 950–955. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.088>
- Ahmad, T., Ahmad, K., & Alam, M. (2016b). Sustainable management of water treatment sludge through 3'R' concept. *Journal of Cleaner Production*, 124, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.073>
- Al-Ghouti, M. A., & Da'ana, D. A. (2020). Guidelines for the use and interpretation of adsorption isotherm models: A review. *Journal of hazardous materials*, 393, 122383.
- Ali, N. S., Jabbar, N. M., Alardhi, S. M., Majdi, H. S., & Albayati, T. M. (2022). Adsorption of methyl violet dye onto a prepared bio-adsorbent from date seeds: Isotherm, kinetics, and thermodynamic studies. *Heliyon*, 8(8), e10276.
- Amrhar, O., Berisha, A., El Gana, L., Nassali, H., & S. Elyoubi, M. (2021). Removal of methylene blue dye by adsorption onto Natural Muscovite Clay: Experimental, theoretical and computational investigation. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 1–26.
- ASTM D2854-96. (2000). *Standard test method for apparent density of activated carbon*.
- ASTM D2866-99. (1999). *Standard test method for total ash content of activated carbon*.
- ASTM D2867-04. (2004). *Standard test method for moisture in activated carbon*.
- ASTM D3838-80. (1999). *Standard test method for pH of activated carbon*.
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100230>

- Babatunde, A. O., & Zhao, Y. Q. (2007). Constructive Approaches Toward Water Treatment Works Sludge Management: An International Review of Beneficial Reuses. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 37(2), 129–164. <https://doi.org/10.1080/10643380600776239>
- Benjelloun, M., Miyah, Y., Evrendilek, G. A., Zerrouq, F., & Lairini, S. (2021). Recent advances in adsorption kinetic models: Their application to dye types. *Arabian Journal of Chemistry*, 14(4), 103031.
- Bilal, M., Ihsanullah, I., Shah, M. U. H., Reddy, A. V. B., & Aminabhavi, T. M. (2022). Recent advances in the removal of dyes from wastewater using low-cost adsorbents. *Journal of Environmental Management*, 321, 115981.
- Bonilla-Petriciolet, A., Mendoza-Castillo, D. I., & Reynel-Ávila, H. E. (Eds.). (2017). *Adsorption Processes for Water Treatment and Purification*. Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-58136-1>
- Bouachera, R., Kasimi, R., Ibnoussina, M., Hakkou, R., & Taha, Y. (2021). Reuse of sewage sludge and waste glass in the production of lightweight aggregates. *Materials Today: Proceedings*, 37, 3866–3870.
- Bourahla, S., Nemchi, F., Belayachi, H., Belayachi, A., Harrats, C., & Belhakem, M. (2023). Removal of the AO7 dye by adsorption on activated carbon based on grape marc: Equilibrium, regeneration, and FTIR spectroscopy. *Journal of the Iranian Chemical Society*, 20(3), 669–681.
- Carretero, M. I., & Pozo, M. (2007). *Mineralogía aplicada: Salud y medio ambiente*.
- Chandnani, G., Gandhi, P., Kanpariya, D., Parikh, D., & Shah, M. (2022). A comprehensive analysis of contaminated groundwater: Special emphasis on nature-ecosystem and socio-economic impacts. *Groundwater for Sustainable Development*, 19, 100813. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2022.100813>
- Chang, Z., Long, G., Xie, Y., & Zhou, J. L. (2022). Pozzolanic reactivity of aluminum-rich sewage sludge ash: Influence of calcination process and effect of calcination products on cement hydration. *Construction and Building Materials*, 318, 126096.
- Chen, X., Hossain, M. F., Duan, C., Lu, J., Tsang, Y. F., Islam, M. S., & Zhou, Y. (2022). Isotherm models for adsorption of heavy metals from water—a review. *Chemosphere*, 135545.
- Chermak, J. A., & Rimstidt, J. D. (1990). The hydrothermal transformation rate of kaolinite to muscovite/illite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 54(11), 2979–2990.
- Chu, W. (2001). Dye Removal from Textile Dye Wastewater Using Recycled Alum Sludge. *Water Research*, 35(13), 3147–3152. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00015-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00015-X)
- Colina Andrade, G. J., Vilca Quilla, J. M., Terán Hilares, R., Tejada Meza, K., Mogrovejo Valdivia, A. C., Aguilar-Pineda, J. A., Cárdenas García, J. D., & Pacheco Tanaka, D. A. (2022). Enhanced Removal of Bordeaux B and Red G Dyes Used in Alpaca Wool Dying

- from Water Using Iron-Modified Activated Carbon. *Water*, 14(15), Article 15. <https://doi.org/10.3390/w14152321>
- Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). *MWH's water treatment: Principles and design*. John Wiley & Sons.
- Dahhou, M., El Moussaouiti, M., Benlalla, A., El Hamidi, A., Taibi, M., & Arshad, M. A. (2016). Structural aspects and thermal degradation kinetics of water treatment plant sludge of moroccan capital. *Waste and biomass valorization*, 7, 1177–1187.
- Dash, B., Jena, S. K., & Rath, S. S. (2022). Adsorption of Cr (III) and Cr (VI) ions on muscovite mica: Experimental and molecular modeling studies. *Journal of Molecular Liquids*, 357, 119116.
- Dassanayake, K. B., Jayasinghe, G. Y., Surapaneni, A., & Hetherington, C. (2015). A review on alum sludge reuse with special reference to agricultural applications and future challenges. *Waste Management*, 38, 321–335. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.025>
- De Godoy, L. G. G., Rohden, A. B., Garcez, M. R., da Costa, E. B., Da Dalt, S., & de Oliveira Andrade, J. J. (2019). Valorization of water treatment sludge waste by application as supplementary cementitious material. *Construction and Building Materials*, 223, 939–950. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.07.333>
- Díaz, A., & Ramírez, J. F. (2010). *Estudio geológico-económico de rocas y minerales industriales de Arequipa y alrededores-[Boletín B 22]*.
- Domènech, X., & Peral, J. (2006). *Química ambiental de sistemas terrestres*. Reverté.
- Elmontassir, H., Elfalaki, K., Karhat, Y., & Afdali, M. (2019). Adsorption of a dye and a real rejection of textile on sludge from drinking water treatment. *Moroccan Journal of Chemistry*, 7(3), Article 3. <https://doi.org/10.48317/IMIST.PRSM/morjchem-v7i3.15882>
- Foroughi, M., Chavoshi, S., Bagheri, M., Yetilmesoy, K., & Samadi, M. T. (2018). Alum-based sludge (AbS) recycling for turbidity removal in drinking water treatment: An insight into statistical, technical, and health-related standpoints. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 20(4), 1999–2017. <https://doi.org/10.1007/s10163-018-0746-1>
- Freundlich, H. (1907). Über die adsorption in lösungen. *Zeitschrift für physikalische Chemie*, 57(1), 385–470.
- Gadekar, M. R., & Ahammed, M. M. (2019). Modelling dye removal by adsorption onto water treatment residuals using combined response surface methodology-artificial neural network approach. *Journal of Environmental Management*, 231, 241–248. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.017>
- Giles, C., MacEwan, T., Nakhwa, S., & Smith, D. (1960). Studies in adsorption. Part XI. A system of classification of solution adsorption isotherms, and its use in diagnosis of adsorption

- mechanisms and in measurements of specific surface areas of solids. *J. Chem. Soc.*, 786, 3973–3993.
- Gomes, S. D. C., Zhou, J. L., Li, W., & Long, G. (2019). Progress in manufacture and properties of construction materials incorporating water treatment sludge: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 145, 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.032>
- Gomonsirisuk, K., Yotyamkrae, K., Prajuabsuk, M., Lumlong, S., Kamsri, P., Pungpo, P., & Thavorniti, P. (2018). Synthesis of Zeolite from Water Treatment Sludge and its Application to the Removal of Brilliant Green. *Key Engineering Materials*, 766, 111–116. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.766.111>
- Gorbounov, M., Taylor, J., Petrovic, B., & Masoudi Soltani, S. (2022). To DoE or not to DoE? A Technical Review on & Roadmap for Optimisation of Carbonaceous Adsorbents and Adsorption Processes. *South African Journal of Chemical Engineering*, 41, 111–128. <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2022.06.001>
- Gutiérrez Pulido, H. (2012). *Análisis y diseño de experimentos*. Biblioteca Hernán Malo González.
- Harlow, G. E. (1982). The anorthoclase structures: The effects of temperature and composition. *American Mineralogist*, 67(9–10), 975–996.
- Hillel, D. (2003). *Introduction to environmental soil physics*. Elsevier.
- Hou, Q., Meng, P., Pei, H., Hu, W., & Chen, Y. (2018). Phosphorus adsorption characteristics of alum sludge: Adsorption capacity and the forms of phosphorus retained in alum sludge. *Materials Letters*, 229, 31–35. <https://doi.org/10.1016/j.matlet.2018.06.102>
- Husien, S., El-taweel, R. M., Salim, A. I., Fahim, I. S., Said, L. A., & Radwan, A. G. (2022). Review of activated carbon adsorbent material for textile dyes removal: Preparation, and modelling. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, 5, 100325. <https://doi.org/10.1016/j.crgsc.2022.100325>
- Ighalo, J. O., Omoarukhe, F. O., Ojukwu, V. E., Iwuzor, K. O., & Igwegbe, C. A. (2022). Cost of adsorbent preparation and usage in wastewater treatment: A review. *Cleaner Chemical Engineering*, 100042.
- Kandil, H., & Ali, H. (2023). Simultaneous removal of cationic crystal violet and anionic reactive yellow dyes using eco-friendly chitosan functionalized by talc and cloisite 30B. *Journal of Polymers and the Environment*, 31(4), 1456–1477.
- Kausar, A., Iqbal, M., Javed, A., Aftab, K., Bhatti, H. N., & Nouren, S. (2018). Dyes adsorption using clay and modified clay: A review. *Journal of Molecular Liquids*, 256, 395–407.
- Kayranli, B. (2011). Adsorption of textile dyes onto iron based waterworks sludge from aqueous solution; isotherm, kinetic and thermodynamic study. *Chemical Engineering Journal*, 173(3), 782–791. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2011.08.051>

- Khedher, M., Awad, J., Donner, E., Drigo, B., Fabris, R., Harris, M., Kalan, B., & Chow, C. W. K. (2022). The potential reuse of drinking water treatment sludge for organics removal and disinfection by-products formation control. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(3), 108001. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108001>
- Kouda, I., Seddik, N. B., Laaziz, A., Hadri, M., Draoui, K., & Elmidaoui, A. (2023). Efficient removal of cationic dye from wastewater using novel low-cost adsorbent, cellulose-clay composite: Insights from isotherm, kinetic, thermodynamic, and molecular dynamics simulation studies. *Journal of Molecular Structure*, 1291, 135865.
- Kushwaha, P., & Agarwal, M. (2023). Adsorption of cationic dye by using metal industry solid waste as an adsorbent. *Materials Today: Proceedings*.
- Lagergren, S. (1898). Zur theorie der sogenannten adsorption gelöster stoffe. *Kungliga svenska vetenskapsakademiens. Handlingar*, 24, 1–39.
- 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. <https://doi.org/10.1007/s13369-021-05950-8>
- Langmuir, I. (1916). The constitution and fundamental properties of solids and liquids. Part I. Solids. *Journal of the American chemical society*, 38(11), 2221–2295.
- Lee, B. C. Y., Mahtab, M. S., Neo, T. H., Farooqi, I. H., & Khursheed, A. (2022). A comprehensive review of Design of experiment (DOE) for water and wastewater treatment application-Key concepts, methodology and contextualized application. *Journal of Water Process Engineering*, 47, 102673.
- Li, W., Mu, B., & Yang, Y. (2019). Feasibility of industrial-scale treatment of dye wastewater via bio-adsorption technology. *Bioresource Technology*, 277, 157–170. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.01.002>
- Likus, M., Komorowska-Kaufman, M., Pruss, A., Zych, Ł., & Bajda, T. (2021). Iron-Based Water Treatment Residuals: Phase, Physicochemical Characterization, and Textural Properties. *Materials*, 14(14), Article 14. <https://doi.org/10.3390/ma14143938>
- MacArthur, E. (2013). Towards the circular economy. *Journal of Industrial Ecology*, 2(1), 23–44.
- 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.
- Mani, S., Chowdhary, P., & Bharagava, R. N. (2019). Textile Wastewater Dyes: Toxicity Profile and Treatment Approaches. En R. N. Bharagava & P. Chowdhary (Eds.), *Emerging and Eco-Friendly Approaches for Waste Management* (pp. 219–244). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-10-8669-4_11

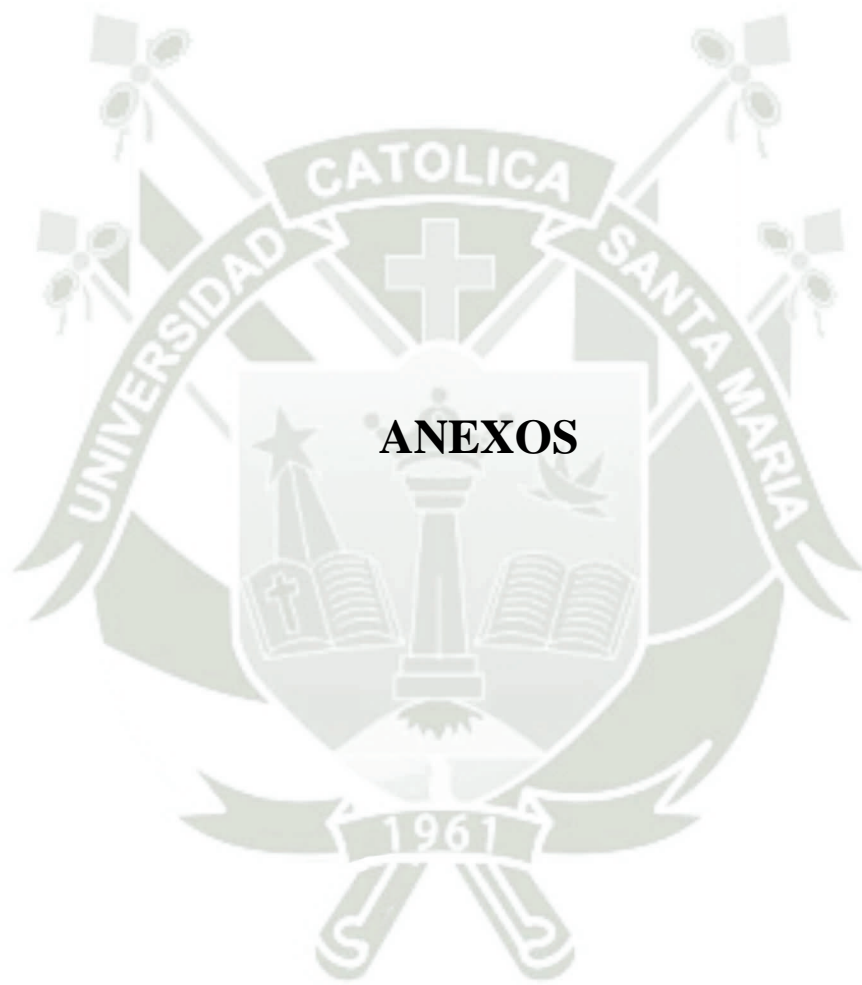
- Martins, D. S., Estevam, B. R., Perez, I. D., Américo-Pinheiro, J. H. P., Isique, W. D., & Boina, R. F. (2022). Sludge from a water treatment plant as an adsorbent of endocrine disruptors. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 10(4), 108090. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2022.108090>
- Mihelcic, J. R., & Zimmerman, J. B. (2012). *Ingeniería ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño*. Alpha Editorial.
- Mochón, F. (1995). *Principios de economía*. McGraw-Hill.
- Mohammadnejad, S., Provis, J. L., & van Deventer, J. S. (2011). Gold sorption by silicates in acidic and alkaline chloride media. *International Journal of Mineral Processing*, 100(3–4), 149–156.
- Mortula, M., Bard, S. M., Walsh, M. E., & Gagnon, G. A. (2009). Aluminum toxicity and ecological risk assessment of dried alum residual into surface water disposal A paper submitted to the Journal of Environmental Engineering and Science. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 36(1), 127–136. <https://doi.org/10.1139/S08-042>
- Moussout, H., Ahlafi, H., Aazza, M., & Maghat, H. (2018). Critical of linear and nonlinear equations of pseudo-first order and pseudo-second order kinetic models. *Karbala International Journal of Modern Science*, 4(2), 244–254.
- Nageeb Rashed, M., El-Daim El Taher, M. A., & Fadlalla, S. M. M. (2016). Adsorption of methylene blue using modified adsorbents from drinking water treatment sludge. *Water Science and Technology*, 74(8), 1885–1898. <https://doi.org/10.2166/wst.2016.377>
- Nguyen, M. D., Thomas, M., Surapaneni, A., Moon, E. M., & Milne, N. A. (2022). Beneficial reuse of water treatment sludge in the context of circular economy. *Environmental Technology & Innovation*, 28, 102651. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102651>
- Ociński, D., Jacukowicz-Sobala, I., Mazur, P., Raczyk, J., & Kociolek-Balawejder, E. (2016). Water treatment residuals containing iron and manganese oxides for arsenic removal from water—Characterization of physicochemical properties and adsorption studies. *Chemical Engineering Journal*, 294, 210–221.
- Pigatto, R. S., Somavilla, E. A., Carissimi, É., Roth, D. A. M., Jahn, S. L., & Dotto, G. L. (2021). Thermally treated sludge obtained from a coagulation–flocculation water treatment process as a low-cost and eco-friendly adsorbent for water defluorination. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, 38(3), 451–460. <https://doi.org/10.1007/s43153-021-00117-2>
- Porta Casanellas, J., López-Acevedo Reguerín, M., & Roquero de Laburu, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi-prensa.
- Rodríguez, J. S., & Galindo, M. V. (2010). *Tratamiento de los resultados analíticos: Aplicación de la estadística en el laboratorio*. Cano Pina.

- Salvador, F., Martin-Sanchez, N., Sanchez-Hernandez, R., Sanchez-Montero, M. J., & Izquierdo, C. (2015). Regeneration of carbonaceous adsorbents. Part II: Chemical, microbiological and vacuum regeneration. *Microporous and Mesoporous Materials*, 202, 277–296.
- Sarkar, B., Sharma, U., Adhikari, K., Lahiri, S. K., Baltrėnaitė, E., Baltrėnas, P., & Dutta, S. (2021). Application of artificial neural network and particle swarm optimization for modelling and optimization of biosorption of Lead (II) and Nickel (II) from wastewater using dead cyanobacterial biomass. *Journal of the Indian chemical society*, 98(3), 100039.
- Şentürk, İ., & Alzein, M. (2020). Adsorptive removal of basic blue 41 using pistachio shell adsorbent-Performance in batch and column system. *Sustainable Chemistry and Pharmacy*, 16, 100254.
- Shen, C., Zhao, Y., Li, W., Yang, Y., Liu, R., & Morgen, D. (2019). Global profile of heavy metals and semimetals adsorption using drinking water treatment residual. *Chemical Engineering Journal*, 372, 1019–1027. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.04.219>
- Shi, Y., Chang, Q., Zhang, T., Song, G., Sun, Y., & Ding, G. (2022). A review on selective dye adsorption by different mechanisms. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 108639.
- Siswoyo, E., Qoniah, I., Lestar, P., Fajri, J. A., Sani, R. A., Sari, D. G., & Boving, T. (2019). Development of a floating adsorbent for cadmium derived from modified drinking water treatment plant sludge. *Environmental Technology & Innovation*, 14, 100312. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.01.006>
- Sitab, A. A., Tujjohra, F., Rashid, T. U., & Rahman, M. M. (2023). Thermally crosslinked electrospun nanofibrous mat from chrome-tanned solid wastes for cationic dye adsorption in wastewater treatment. *Cleaner Engineering and Technology*, 100621.
- Smol, M., Adam, C., & Preisner, M. (2020). Circular economy model framework in the European water and wastewater sector. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(3), 682–697. <https://doi.org/10.1007/s10163-019-00960-z>
- Swenson, H., & Stadie, N. P. (2019). Langmuir's theory of adsorption: A centennial review. *Langmuir*, 35(16), 5409–5426.
- Tang, C., & Dong, H. (2022). The effects of Cu²⁺ adsorption on surface dissolution of albite. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 644, 128832.
- Tantawy, M. A., & Mohamed, R. S. (2017). Middle Eocene clay from Goset Abu Khashier: Geological assessment and utilization with drinking water treatment sludge in brick manufacture. *Applied Clay Science*, 138, 114–124.
- Tong, D. S., Liu, M., Li, L., Lin, C. X., Yu, W. H., Xu, Z. P., & Zhou, C. H. (2012). Transformation of alunite residuals into layered double hydroxides and oxides for

- adsorption of acid red G dye. *Applied Clay Science*, 70, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2012.08.001>
- 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. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-02646-8>
- Vieira, Y., Netto, M. S., Lima, É. C., Anastopoulos, I., Oliveira, M. L., & Dotto, G. L. (2022). An overview of geological originated materials as a trend for adsorption in wastewater treatment. *Geoscience Frontiers*, 13(1), 101150.
- Vilca, J. (2022). Comparación de tratamientos de oxidación avanzada, carbón activado y filtración por membrana para la remoción de colorantes utilizados en industrias textiles de la ciudad de Arequipa—Perú. *Universidad Católica de Santa María*. <https://repositorio.ucsm.edu.pe/handle/20.500.12920/11867>
- Wakkal, M., Khiari, B., & Zagrouba, F. (2019). Textile wastewater treatment by agro-industrial waste: Equilibrium modelling, thermodynamics and mass transfer mechanisms of cationic dyes adsorption onto low-cost lignocellulosic adsorbent. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 96, 439–452.
- Wang, G., Wang, S., Sun, W., Sun, Z., & Zheng, S. (2017). Oxygen functionalized carbon nanocomposite derived from natural illite as adsorbent for removal of cationic and anionic dyes. *Advanced Powder Technology*, 28(8), 1943–1953.
- Wang, H., Li, Z., Yahyaoui, S., Hanafy, H., Seliem, M. K., Bonilla-Petriciolet, A., Dotto, G. L., Sellaoui, L., & Li, Q. (2021). Effective adsorption of dyes on an activated carbon prepared from carboxymethyl cellulose: Experiments, characterization and advanced modelling. *Chemical Engineering Journal*, 417, 128116.
- Wang, J., & Guo, X. (2020). Adsorption isotherm models: Classification, physical meaning, application and solving method. *Chemosphere*, 258, 127279.
- Weissman, S. A., & Anderson, N. G. (2015). Design of Experiments (DoE) and Process Optimization. A Review of Recent Publications. *Organic Process Research & Development*, 19(11), 1605–1633. <https://doi.org/10.1021/op500169m>
- Wolowiec, M., Pruss, A., Komorowska-Kaufman, M., Lasocka-Gomuła, I., Rzepa, G., & Bajda, T. (2019). The properties of sludge formed as a result of coagulation of backwash water from filters removing iron and manganese from groundwater. *SN Applied Sciences*, 1(6), 639. <https://doi.org/10.1007/s42452-019-0653-7>
- 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.

- Zaharia, C., & Suteu, D. (2012). Textile organic dyes-characteristics, polluting effects and separation/elimination procedures from industrial effluents-a critical overview. *IntechOpen Rijeka*, 3.
- Zhang, Z., Wong, Y. C., Arulrajah, A., Sofi, M., & Sabri, Y. (2022). Reaction mechanism of alkali-activated brick clay mill residues. *Construction and Building Materials*, 341, 127817.
- Zhou, Y.-F., & Haynes, R. J. (2011). A comparison of inorganic solid wastes as adsorbents of heavy metal cations in aqueous solution and their capacity for desorption and regeneration. *Water, Air, & Soil Pollution*, 218, 457–470.





ANEXO 1. Galería de imágenes del proceso experimental empleado (referencial) para analizar la remoción del colorante “Bordeaux B” mediante el LTAP activado.



Pretratamiento del LTAP crudo (secado)



LTAPp antes de ser activado



LTAPp después de ser activado a 500 °C



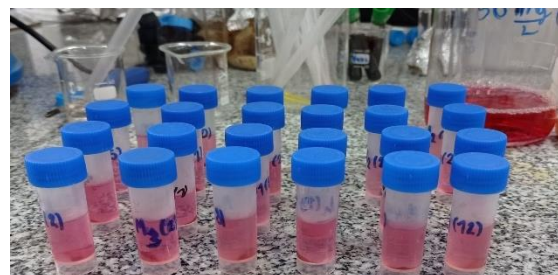
Ejecución del experimento



Preparación del experimento de remoción



Finalización del experimento



Evaluación del experimento

ANEXO 2. Absorbancias por triplicado para la determinación de la curva de calibración del colorante “Bordeaux B” a una longitud de onda máxima de 519 nm.

Concentración del colorante “Bordeaux B” (mg/L)	Absorbancias (Abs)			Promedio (Abs)	Desviación Estándar (Abs)
	Repetición 1	Repetición 2	Repetición 3		
80	1.10	1.10	1.12	1.11	0.01
70	0.98	0.98	0.99	0.98	0.00
60	0.84	0.83	0.84	0.84	0.01
50	0.69	0.70	0.70	0.70	0.01
40	0.55	0.54	0.54	0.54	0.01
30	0.40	0.41	0.40	0.40	0.00
20	0.26	0.28	0.28	0.27	0.01
10	0.13	0.13	0.14	0.13	0.01

ANEXO 3. Comparación en parejas de medias utilizando el método de Tukey (izquierda) y LSD de Fisher (derecha) para cada variable estudiada.

Análisis de la variable TA utilizando el método de Tukey.

TA	N	Media	Agrupación
MT - 500	3	53.16	A
MT - 400	3	43.02	B
MT - 300	3	36.26	C
MT - 600	3	32.36	D
MT - 200	3	29.75	D
LTAPp	3	25.54	E
MT - 700	3	10.14	F

Análisis de la variable TA utilizando el método LSD de Fisher.

TA	N	Media	Agrupación
MT - 500	3	53.16	A
MT - 400	3	43.02	B
MT - 300	3	36.26	C
MT - 600	3	32.36	D
MT - 200	3	29.75	E
LTAPp	3	25.54	F
MT - 700	3	10.14	G

Análisis de la variable TC utilizando el método de Tukey.

TC	N	Media	Agrupación
50	3	65.13	A
45	3	64.76	A
60	3	64.52	A
40	3	63.81	A B
55	3	63.20	A B
35	3	62.50	B C
30	3	60.85	C D
25	3	59.43	D E
20	3	57.74	E
15	3	55.62	F
10	3	51.90	G
5	3	46.06	H

Análisis de la variable TC utilizando el método LSD de Fisher.

TC	N	Media	Agrupación
50	3	65.13	A
45	3	64.76	A B
60	3	64.52	A B
40	3	63.81	B C
55	3	63.20	C D
35	3	62.50	D
30	3	60.85	E
25	3	59.43	F
20	3	57.74	G
15	3	55.62	H
10	3	51.90	I
5	3	46.06	J

Análisis de la variable pH de la solución utilizando el método de Tukey.

pH	N	Media	Agrupación
3	3	83.78	A
4	3	63.91	B
6	3	63.15	B
5	3	58.68	C
7	3	55.85	C D
9	3	54.02	D E
8	3	52.13	E

Análisis de la variable pH de la solución utilizando el método LSD de Fisher.

pH	N	Media	Agrupación
3	3	83.78	A
4	3	63.91	B
6	3	63.15	B
5	3	58.68	C
7	3	55.85	D
9	3	54.02	D E
8	3	52.13	E

Análisis de la variable DA utilizando el método de Tukey.

DA	N	Media	Agrupación
5	3	84.30	A
7.5	3	79.91	B
2	3	66.37	C
1.5	3	59.11	D
1	3	47.57	E

Análisis de la variable DA utilizando el método LSD de Fisher.

DA	N	Media	Agrupación
5	3	84.30	A
7.5	3	79.91	B
2	3	66.37	C
1.5	3	59.11	D
1	3	47.57	E

Análisis de la variable C_o utilizando el método de Tukey.

C_o	N	Media	Agrupación
40	3	85.72	A
80	3	84.36	B
50	3	84.29	B
30	3	83.53	B
70	3	83.67	B
60	3	83.31	B
20	3	80.98	C

Análisis de la variable C_o utilizando el método LSD de Fisher.

C_o	N	Media	Agrupación
40	3	85.72	A
80	3	84.36	B
50	3	84.29	B C
30	3	83.53	C D
70	3	83.67	D
60	3	83.31	D
20	3	80.98	E



ANEXO 4. Gráficas resultantes del análisis de adsorción y desorción de N₂ según el modelo BET para la muestra del LTAPp y el TA-500.

A) LTAPp

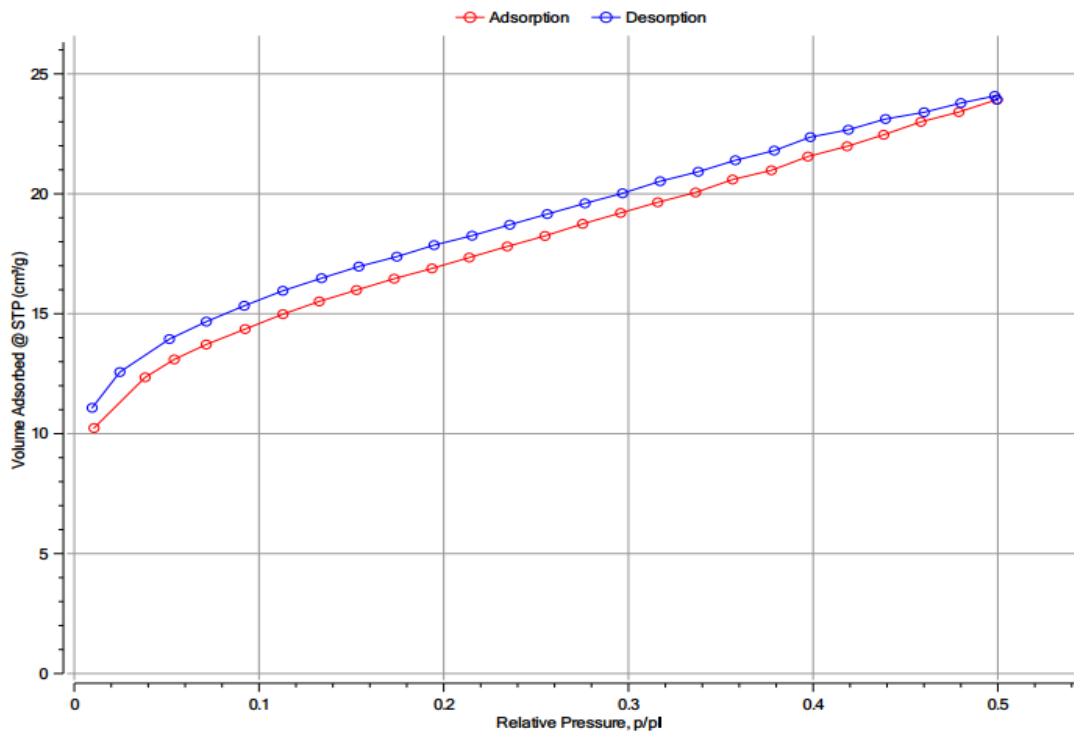


Gráfico BET de la adsorción y desorción de N₂ de la muestra.

B) TA-500

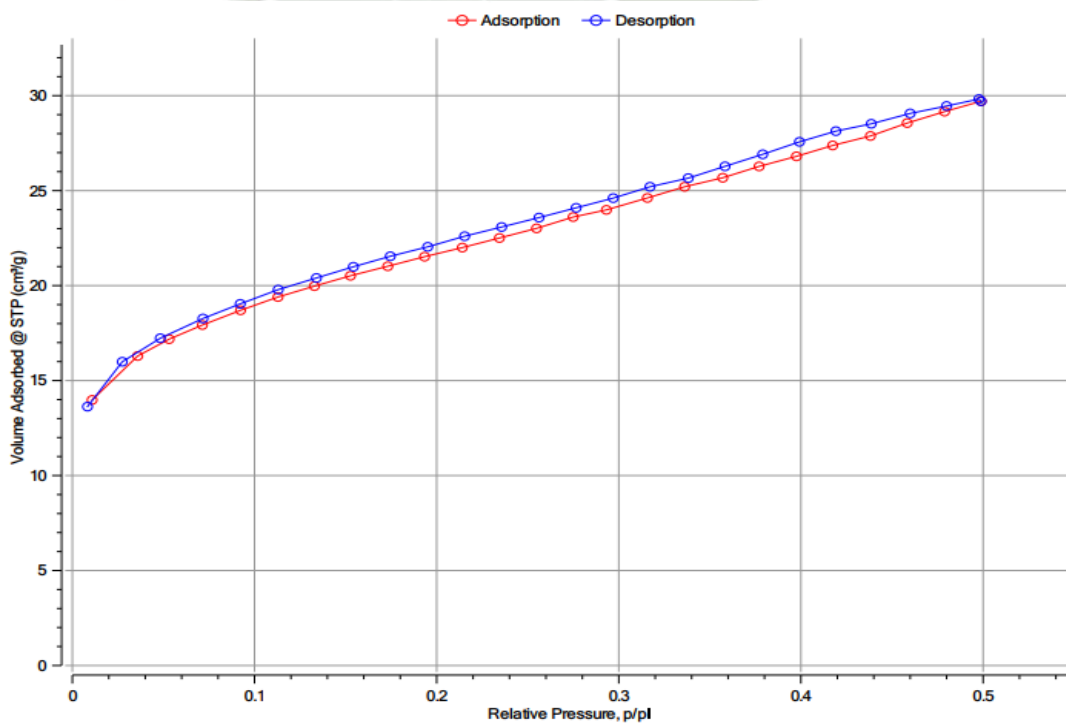


Gráfico BET de la adsorción y desorción de N₂ de la muestra.