

FACULTAD DE INGENIERÍA

Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental

Tesis

**Adsorción de materia orgánica de aguas residuales
empleando nanopartículas de hierro cerovalente
del colector Parra del Riego - Huancayo**

Eleazar Joel Talavera Meza
Jhon William Montañez Huincho

Para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Huancayo, 2023

Repositorio Institucional Continental
Tesis digital



Esta obra está bajo una Licencia "Creative Commons Atribución 4.0 Internacional" .

INFORME DE CONFORMIDAD DE ORIGINALIDAD DE TESIS

A : FELIPE GUTARRA MEZA
Decano de la Facultad de Ingeniería
DE : José Vladimir Cornejo Tueros
Asesor de tesis
ASUNTO : Remito resultado de evaluación de originalidad de tesis
FECHA : 12 de diciembre de 2023

Con sumo agrado me dirijo a vuestro despacho para saludarlo y en vista de haber sido designado asesor de la tesis titulada: "ADSORCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE AGUAS RESIDUALES EMPLEANDO NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CEROVALENTE DEL COLECTOR PARRA DEL RIEGO - HUANCAYO", perteneciente a los estudiantes ELEAZAR JOEL TALAVERA MEZA; JHON WILLIAM MONTAÑEZ HUINCHO, de la E.A.P. de INGENIERIA AMBIENTAL; se procedió con la carga del documento a la plataforma "Turnitin" y se realizó la verificación completa de las coincidencias resaltadas por el software dando por resultado 19% de similitud (informe adjunto) sin encontrarse hallazgos relacionados a plagio. Se utilizaron los siguientes filtros:

• Filtro de exclusión de bibliografía

SI N

• Filtro de exclusión de grupos de palabras menores

SI N

(Nº de palabras excluidas: 10)

• Exclusión de fuente por trabajo anterior del mismo estudiante

SI N

En consecuencia, se determina que la tesis constituye un documento original al presentar similitud de otros autores (citas) por debajo del porcentaje establecido por la Universidad.

Recae toda responsabilidad del contenido de la tesis sobre el autor y asesor, en concordancia a los principios de legalidad, presunción de veracidad y simplicidad, expresados en el Reglamento del Registro Nacional de Trabajos de Investigación para optar grados académicos y títulos profesionales – RENATI y en la Directiva 003-2016-R/UC.

Esperando la atención a la presente, me despido sin otro particular y sea propicia la ocasión para renovar las muestras de mi especial consideración.

Atentamente,



José Vladimir Cornejo Tueros
Asesor de tesis

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD

Yo, Eleazar Joel Talavera Meza, identificado(a) con Documento Nacional de Identidad No. 70223540, de la E.A.P. de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería la Universidad Continental, declaro bajo juramento lo siguiente:

1. La tesis titulada: "ADSORCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE AGUAS RESIDUALES EMPLEANDO NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CEROVALENTE DEL COLECTOR PARRA DEL RIEGO - HUANCAYO", es de mi autoría, la misma que presento para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental.
2. La tesis no ha sido plagiada ni total ni parcialmente, para la cual se han respetado las normas internacionales de citas y referencias para las fuentes consultadas, por lo que no atenta contra derechos de terceros.
3. La tesis es original e inédita, y no ha sido realizado, desarrollado o publicado, parcial ni totalmente, por terceras personas naturales o jurídicas. No incurre en autoplagio; es decir, no fue publicado ni presentado de manera previa para conseguir algún grado académico o título profesional.
4. Los datos presentados en los resultados son reales, pues no son falsos, duplicados, ni copiados, por consiguiente, constituyen un aporte significativo para la realidad estudiada.

De identificarse fraude, falsificación de datos, plagio, información sin cita de autores, uso ilegal de información ajena, asumo las consecuencias y sanciones que de mi acción se deriven, sometiéndome a las acciones legales pertinentes.

11 de Diciembre de 2023.



Eleazar Joel Talavera Meza

DNI. No. 70223540

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD

Yo, Jhon William Montañez Huincho, identificado(a) con Documento Nacional de Identidad No. 71263064, de la E.A.P. de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería la Universidad Continental, declaro bajo juramento lo siguiente:

1. La tesis titulada: "ADSORCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE AGUAS RESIDUALES EMPLEANDO NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CEROVALENTE DEL COLECTOR PARRA DEL RIEGO - HUANCAYO", es de mi autoría, la misma que presento para optar el Título Profesional de Ingeniero Ambiental.
2. La tesis no ha sido plagiada ni total ni parcialmente, para la cual se han respetado las normas internacionales de citas y referencias para las fuentes consultadas, por lo que no atenta contra derechos de terceros.
3. La tesis es original e inédita, y no ha sido realizado, desarrollado o publicado, parcial ni totalmente, por terceras personas naturales o jurídicas. No incurre en autoplagio; es decir, no fue publicado ni presentado de manera previa para conseguir algún grado académico o título profesional.
4. Los datos presentados en los resultados son reales, pues no son falsos, duplicados, ni copiados, por consiguiente, constituyen un aporte significativo para la realidad estudiada.

De identificarse fraude, falsificación de datos, plagio, información sin cita de autores, uso ilegal de información ajena, asumo las consecuencias y sanciones que de mi acción se deriven, sometiéndome a las acciones legales pertinentes.

11 de Diciembre de 2023.



Jhon William Montañez Huincho

DNI. No. 71263064

ADSORCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA DE AGUAS RESIDUALES EMPLEANDO NANOPARTÍCULAS DE HIERRO CEROVALENTE DEL COLECTOR PARRA DEL RIEGO - HUANCAYO

INFORME DE ORIGINALIDAD

19%

INDICE DE SIMILITUD

17%

FUENTES DE INTERNET

6%

PUBLICACIONES

6%

TRABAJOS DEL ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	hdl.handle.net Fuente de Internet	3%
2	Submitted to Universidad Cesar Vallejo Trabajo del estudiante	1%
3	repositorio.continental.edu.pe Fuente de Internet	1%
4	Submitted to Universidad Continental Trabajo del estudiante	1%
5	repositorio.unfv.edu.pe Fuente de Internet	1%
6	repository.upb.edu.co Fuente de Internet	1%
7	cia.uagraria.edu.ec Fuente de Internet	1%
8	www.repositorio.usac.edu.gt Fuente de Internet	<1%

9	revistas.upr.edu Fuente de Internet	<1 %
10	repositorio.uncp.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
11	Submitted to Universidad Nacional del Centro del Peru Trabajo del estudiante	<1 %
12	eprints.uanl.mx Fuente de Internet	<1 %
13	repositorio.ucv.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
14	bdigital.unal.edu.co Fuente de Internet	<1 %
15	repo.uta.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
16	tesis.ucsm.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
17	Carlos M. López Vázquez, Germán Buitrón Méndez, Héctor A. García, Francisco J. Cervantes Carrillo. "Tratamiento biológico de aguas residuales: Principios, modelación y diseño", Water Intelligence Online, 2017 Publicación	<1 %
18	ri.uaemex.mx Fuente de Internet	<1 %

19	es.scribd.com Fuente de Internet	<1 %
20	gredos.usal.es Fuente de Internet	<1 %
21	dspace.ups.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
22	www.secs.com.es Fuente de Internet	<1 %
23	Eva Ferrer Polonio. "TRATAMIENTO BIOLÓGICO AEROBIO PARA AGUAS RESIDUALES CON ELEVADA CONDUCTIVIDAD Y CONCENTRACIÓN DE FENOLES", Universitat Politecnica de Valencia, 2017 Publicación	<1 %
24	1library.co Fuente de Internet	<1 %
25	www.dspace.uce.edu.ec Fuente de Internet	<1 %
26	xdocs.net Fuente de Internet	<1 %
27	repositorio.lamolina.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
28	www.criptonoticias.com Fuente de Internet	<1 %

29	www.coneau.edu.ar Fuente de Internet	<1 %
30	repositorio.unac.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
31	www.thefreelibrary.com Fuente de Internet	<1 %
32	repositorio.ipicyt.edu.mx Fuente de Internet	<1 %
33	M. Gil-Díaz, J. Rodríguez-Alonso, C.A. Maffiotte, D. Baragaño, R. Millán, M.C. Lobo. "Iron nanoparticles are efficient at removing mercury from polluted waters", Journal of Cleaner Production, 2021 Publicación	<1 %
34	Patricia Tapia, Osvaldo Pavez, Mario Santander, Bernardo Sepúlveda. "REMOCIÓN DE IONES COBRE CON SORBENTES ORGÁNICOS", HOLOS, 2017 Publicación	<1 %
35	doczz.es Fuente de Internet	<1 %
36	repositorio.unh.edu.pe Fuente de Internet	<1 %
37	repository.uamerica.edu.co Fuente de Internet	<1 %

38

worldwidescience.org

Fuente de Internet

<1 %

39

core.ac.uk

Fuente de Internet

<1 %

40

qdoc.tips

Fuente de Internet

<1 %

41

"Rutilo en polvo y en adición a pasta de cemento : procesos fotocatalíticos para la descontaminación de agua", Pontificia Universidad Católica de Chile, 2021

Publicación

<1 %

42

sedici.unlp.edu.ar

Fuente de Internet

<1 %

43

moam.info

Fuente de Internet

<1 %

44

Kathia Amital Lemus Sagrero, Chávez-Parga Ma. Del Carmen, José Apolinar Cortés.

"Improvement in methane concentration in the biogas produced through the co-digestion of waste from the seafood restaurant industry and mezcal vinasses.", Research Square Platform LLC, 2023

Publicación

<1 %

45

repositorio.ucsm.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

repositorio.unjfsc.edu.pe

46

Fuente de Internet

<1 %

47

repository.javeriana.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

48

rmiq.org

Fuente de Internet

<1 %

49

expeditiorepositorio.utadeo.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

50

studylib.es

Fuente de Internet

<1 %

51

www.students.informatik.uni-luebeck.de

Fuente de Internet

<1 %

52

docplayer.es

Fuente de Internet

<1 %

53

muhaz.org

Fuente de Internet

<1 %

54

repositorioinstitucional.uaslp.mx

Fuente de Internet

<1 %

55

repository.unad.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

56

revistas.udistrital.edu.co

Fuente de Internet

<1 %

57

www.jove.com

Fuente de Internet

<1 %

58

www.ptolomeo.unam.mx:8080

Fuente de Internet

<1 %

59

L.G. Santiago, A.G. Bonaldo, R.J. González.
"Formación y estabilidad de emulsiones de
aislados proteicos de soja con diferente
contenido de sulfhidrilos libres Formation and
stability of emulsions of soy protein isolates
with different sulfhydryl content", Food
Science and Technology International, 2016

Publicación

<1 %

60

Submitted to Universidad del Atlántico

Trabajo del estudiante

<1 %

61

renati.sunedu.gob.pe

Fuente de Internet

<1 %

62

www.buenastareas.com

Fuente de Internet

<1 %

63

www.executivebs.org

Fuente de Internet

<1 %

64

livrosdeamor.com.br

Fuente de Internet

<1 %

65

revista.ibp.co.cu

Fuente de Internet

<1 %

66

web.siaa.unam.mx

Fuente de Internet

<1 %

67

Submitted to Prairie View A&M University

Trabajo del estudiante

<1 %

68

pesquisa.bvsalud.org

Fuente de Internet

<1 %

69

repositorio.upla.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

70

repositorio.uti.edu.ec

Fuente de Internet

<1 %

71

"Desarrollo de hidrogeles a base de óxido de grafeno y cobre para usos en tratamiento de aguas", Pontificia Universidad Católica de Chile, 2022

Publicación

<1 %

72

Submitted to Mountain Lakes High School

Trabajo del estudiante

<1 %

73

ouci.dntb.gov.ua

Fuente de Internet

<1 %

74

ruc.udc.es

Fuente de Internet

<1 %

75

Submitted to unjbg

Trabajo del estudiante

<1 %

76

Aracelly Caselles-Osorio, Patricia Villafañe, Vanessa Caballero, Yelena Manzano.
"Efficiency of Mesocosm-Scale Constructed Wetland Systems for Treatment of Sanitary

<1 %

Wastewater Under Tropical Conditions", Water, Air, & Soil Pollution, 2011

Publicación

-
- | | | |
|----|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| 77 | Submitted to College of Alameda
Trabajo del estudiante | <1 % |
| 78 | news.un.org
Fuente de Internet | <1 % |
| 79 | niva.brage.unit.no
Fuente de Internet | <1 % |
| 80 | repositorio.upt.edu.pe
Fuente de Internet | <1 % |
| 81 | webthesis.biblio.polito.it
Fuente de Internet | <1 % |
| 82 | www.slideshare.net
Fuente de Internet | <1 % |
| 83 | www.unsa.edu.ar
Fuente de Internet | <1 % |
| 84 | "SAR effects on evaporation fluxes from shallow groundwater", Pontificia Universidad Catolica de Chile, 2016
Publicación | <1 % |
| 85 | Cesar Augusto Paccha Rufasto, Pablo Roberto Paccha Huamani. "Capacidad de adsorción de desechos agroindustriales para remover contaminantes de aguas residuales", Revista del Instituto de investigación de la Facultad | <1 % |

de minas, metalurgia y ciencias geográficas, 2023

Publicación

86

patents.google.com

Fuente de Internet

<1 %

87

repositorio.utelesup.edu.pe

Fuente de Internet

<1 %

88

www.capacidaddepurativahidrocarburos.utp.ac.pa

Fuente de Internet

<1 %

89

www.coursehero.com

Fuente de Internet

<1 %

Excluir citas

Activo

Excluir coincidencias < 10 words

Excluir bibliografía

Activo

ASESOR

Dr. José Vladimir Cornejo Tueros

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a Dios, nuestros padres y maestros por las enseñanzas volcadas y porque fueron los pilares fundamentales en la realización de este paso profesional.

DEDICATORIA

A Dios que supo guiarme por un buen camino, darme fuerzas para seguir adelante y no desmayar en los problemas, enseñándome a encarar las adversidades sin perder nunca la dignidad ni desfallecer en el intento.

A mi familia quienes por ellos soy, en especial para mis padres: Hugo Talavera Merino y Paola Meza Meza, por todo su apoyo, consejo, comprensión, amor, ayuda incondicional en los momentos difíciles, y por ayudarme con los recursos necesarios para estudiar. Me han dado todo lo que soy como persona: mis valores, mis principios, mi carácter, mi empeño, mi perseverancia, mi coraje para seguir mis objetivos.

Gracias también a mis queridos compañeros, que me apoyan y me permiten entrar en su vida durante estos años de vida universitaria.

Eleazar Joel Talavera Meza

A mi madre Sonia, que fue padre y madre y me ha educado con valores, muchos de mis logros y todo lo que hoy soy es gracias a ella.

A mis tíos: Rebeca, Jonatan, Marco, Mary, que siempre estuvieron detrás de mí dándome consejos y apoyándome siempre durante muchos años.

A mis abuelos, que desde el cielo siempre me estarán cuidando, a cada paso que doy, ellos están junto a mi protegiéndome y guiándome.

Jhon William Montañez Huincho

ÍNDICE DE CONTENIDO

PORTADA.....	i
ASESOR	ii
AGRADECIMIENTOS	iii
DEDICATORIA.....	iv
ÍNDICE DE CONTENIDO.....	v
ÍNDICE TABLAS	viii
ÍNDICE DE FIGURAS	x
RESUMEN	xii
ABSTRACT	xiii
INTRODUCCIÓN	xiv
CAPÍTULO I: PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO.....	16
1.1. Planteamiento y formulación del problema.....	16
1.1.1. Problema general	17
1.1.2. Problemas específicos	17
1.2. Objetivos.....	18
1.2.1. Objetivo general.....	18
1.2.2. Objetivos específicos	18
1.3. Justificación e importancia	18
1.3.1. Justificación ambiental.....	18
1.3.2. Justificación metodológica	19
1.3.3. Justificación teórica.....	19
1.4. Delimitación del proyecto	19
1.5. Hipótesis y variables	20
1.5.1. Hipótesis general	20
1.5.2. Hipótesis específicas	20
1.5.3. Variables.....	20
1.5.4. Operacionalización de variables	20
CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO.....	22
2.1. Antecedentes de la investigación	22
2.1.1. Internacionales	22
2.1.2. Nacionales	28

2.2. Bases teóricas	30
2.2.1. Legislación de aguas residuales	30
2.2.2. Nanopartículas de Fe en el tratamiento de aguas residuales	31
2.2.3. Eliminación de contaminantes orgánicos mediante adsorción	33
2.2.4. Parámetros que influyen en la adsorción por lotes	33
CAPÍTULO III	38
METODOLOGÍA	38
3.1. Método, tipo o alcance de la investigación	38
3.1.1. Método de investigación	38
3.1.2. Tipo de investigación	38
3.1.3. Alcance de la investigación	38
3.1.4. Diseño de la investigación	39
3.2. Materiales y métodos	39
3.2.1. Población y muestra	39
3.2.2. Materiales y equipos	42
3.2.3. Procedimiento de la investigación	43
CAPÍTULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN	46
4.1. Presentación de resultados	46
4.1.1. Caracterización de las aguas residuales del colector N°8 Parra del Riego	46
4.1.2. Efecto del pH en la DQO y DBO ₅	48
4.1.3. Efecto de tiempo de contacto en la DQO	52
4.1.4. Efecto de la dosis de adsorbente en la DQO	57
4.1.5. Resultados de la DQO después del tratamiento con nanopartículas de hierro cerivalente	61
4.1.6. Resultados de la isoterma de adsorción para la DQO	64
4.1.7. Resultados de la DBO ₅ después del tratamiento con nanopartículas de hierro cerivalente	70
4.1.8. Resultados de la isoterma de adsorción para la DBO ₅	73
4.2. Prueba de hipótesis	78
4.2.1. Contrastación de la hipótesis general	80
4.2.2. Contrastación de las hipótesis específicas	80
4.3. Discusión de resultados	89
4.3.1. Mecanismo de adsorción de la materia orgánica	89

4.3.2. Efecto del tiempo de contacto en la remoción de materia orgánica	91
4.3.3. Efecto de la dosis de adsorbente en la remoción de materia orgánica	91
CONCLUSIONES.....	93
RECOMENTACIONES.....	94
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	95
ANEXOS	103

ÍNDICE TABLAS

Tabla 1. Diseño experimental con arreglo factorial 2^3 para el parámetro DQO	39
Tabla 2. Diseño experimental con arreglo factorial 2^3 para el parámetro DBO	39
Tabla 3. Coordenadas del lugar de muestreo	46
Tabla 4. Parámetros medidos en campo del agua residual	46
Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del agua residual	47
Tabla 6. Efecto del pH ácido en la concentración final de la DQO	48
Tabla 7. Efecto del pH básico en la concentración final de la DQO	49
Tabla 8. Efecto del pH ácido en la concentración final de la DBO_5	50
Tabla 9. Efecto del pH básico en la concentración final de la DBO_5	51
Tabla 10. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO	53
Tabla 11. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO	54
Tabla 12. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO_5	55
Tabla 13. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO_5	56
Tabla 14. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO	57
Tabla 15. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO	58
Tabla 16. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO_5	59
Tabla 17. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO_5	60
Tabla 18. Concentración final de la DQO después del tratamiento con nZVI	62
Tabla 19. Eficiencia de remoción de la DQO después del tratamiento con nZVI	63

Tabla 20. Resultados experimentales para el estudio isotérmico de Langmuir de la DQO	65
Tabla 21. Dosis adsorbida en el equilibrio de la DQO	66
Tabla 22. Parámetros para el estudio isotérmico de Langmuir de la DQO	66
Tabla 23. Constantes de la isoterma de Langmuir para la adsorción de la DQO	67
Tabla 24. Parámetros para el estudio isotérmico de Freundlich de la DQO	68
Tabla 25. Constantes de la isoterma de Freundlich para la adsorción de la DQO	69
Tabla 26. Concentración final de la DBO ₅ después del tratamiento con nZVI	70
Tabla 27. Eficiencia de remoción de la DBO ₅ después del tratamiento con nZVI	72
Tabla 28. Resultados experimentales para el estudio isotérmico de Langmuir de la DBO ₅	73
Tabla 29. Cantidad adsorbida en el equilibrio de la DBO ₅	74
Tabla 30. Parámetros para el estudio isotérmico de Langmuir de la DBO ₅	75
Tabla 31. Constantes de la isoterma de Langmuir para la adsorción de la DBO ₅	75
Tabla 32. Parámetros para el estudio isotérmico de Freundlich de la DBO ₅	77
Tabla 33. Constantes de la isoterma de Freundlich para la adsorción de la DBO ₅	77
Tabla 34. Capacidad de adsorción de la DQO y DBO ₅ empleando las nZVI	80
Tabla 35. ANOVA del pH sobre la remoción de la DQO	81
Tabla 36. ANOVA del pH sobre la remoción de la DBO ₅	81
Tabla 37. ANOVA del tiempo sobre la remoción de la DQO	85
Tabla 38. ANOVA del pH sobre la remoción de la DBO ₅	85
Tabla 39. ANOVA de la dosis sobre la remoción de la DQO	87
Tabla 40. ANOVA de la dosis sobre la remoción de la DBO ₅	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación del colector N°8 Parra del Riego	40
Figura 2 Diagrama de flujo	43
Figura 3. Caracterización fisicoquímica del agua residual	47
Figura 4. Efecto de pH básico en la concentración final de la DQO.....	49
Figura 5. Efecto de pH básico en la concentración final de la DQO.....	50
Figura 6. Efecto de pH ácido en la concentración final de la DBO ₅	51
Figura 7. Efecto de pH básico en la concentración final de la DBO ₅	52
Figura 8. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO	53
Figura 9. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO	54
Figura 10. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO ₅	55
Figura 11. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO ₅	56
Figura 12. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO	58
Figura 13. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO	59
Figura 14. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO ₅	60
Figura 15. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO ₅	61
Figura 16. Concentración final de DQO después del tratamiento con nZVI	62
Figura 17. Eficiencia de remoción de la DQO después del tratamiento con nZVI	64
Figura 18. Isotherma de Langmuir para la adsorción de la DQO	67
Figura 19. Isotherma de Freundlich para la adsorción de la DQO	69
Figura 20. Concentración final de DBO ₅ después del tratamiento con nZVI	71

Figura 21. Eficiencia de remoción de la DBO ₅ después del tratamiento con nZVI	72
Figura 22. Isoterma de Langmuir para la adsorción de la DBO ₅	75
Figura 23. Isoterma de Freundlich para la adsorción de la DBO ₅	77
Figura 24. Gráfica de probabilidad para la eficiencia de la DQO	78
Figura 25. Gráfica de probabilidad para la eficiencia de la DBO ₅	79
Figura 26. Grafica de contorno pH-tiempo en la remoción de la DQO	82
Figura 27. Grafica de contorno pH-tiempo en la remoción de la DBO ₅	83
Figura 28. Grafica de superficie pH-dosis en la remoción de la DQO	83
Figura 29. Grafica de superficie pH-dosis en la remoción de la DBO ₅	84
Figura 30. Grafica de contorno tiempo-dosis en la remoción de la DQO	86
Figura 31. Grafica de contorno tiempo-dosis en la remoción de la DBO ₅	86
Figura 32. Grafica de interacción en la remoción de la DQO	88
Figura 33. Grafica de interacción en la remoción de la DBO ₅	89

RESUMEN

El presente trabajo de investigación tuvo por objetivo determinar la capacidad de adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI), por lo que se varió en dos niveles, tres factores que influyen significativamente en el proceso de adsorción: pH (5,8), tiempo de contacto (60 min, 120 min) y dosis de nanopartículas (0,32 g y 0,64 g). Al inicio de la investigación se caracterizó las aguas residuales del colector, determinando que contenían 974,38 mg/L de DQO y 481,90 DBO₅, cuyos parámetros sobrepasaban los LMP establecidos para estos efluentes. El tratamiento con las nanopartículas mostró resultados favorables en la concentración final de la DQO y DBO₅, logrando cumplir con la normativa establecida para los LMP. Los resultados obtenidos muestran que la mejor reducción de la concentración de la DQO fue cuando se empleó 0,64 g de nZVI por 120 min con un pH de 8 pues se llegó hasta 171,58 mg/L de DQO dando un 82,37 % de eficiencia de remoción; de la misma manera para la DBO₅ pues se llegó hasta el 81,07 mg/L dando un 83,16 % de eficiencia de remoción de la DBO₅. El estudio isotérmico demostró que el proceso de adsorción de la DQO y DBO₅ se ajusta mejor a la isoterma de Langmuir demostrando que las condiciones de adsorción fueron favorables y determinando la capacidad de adsorción de la DQO de 46,296 mg/g y de la DBO₅ fue 11,413 mg/g. Los resultados experimentales demostraron que las nZVI son eficiente en el tratamiento de aguas residuales domésticas.

Palabras claves: DQO, DBO₅, nZVI, isotermas, pH, tiempo, dosis, aguas residuales

ABSTRACT

The objective of this research work was to determine the adsorption capacity of organic matter of wastewater from the Parra del Riego – Huancayo collector using zerovalent iron nanoparticles (nZVI), for which three factors that significantly influence the the adsorption process, pH (5.8), contact time (60 min, 120 min) and dose of nanoparticles (0.32 g and 0.64 g). At the beginning of the investigation, the wastewater from the collector was characterized, determining that it contained 974.38 mg/L of COD and 481.90 BOD₅, whose parameters exceeded the LMP established for these effluents. The treatment with nanoparticles showed favorable results in the final concentration of COD and BOD₅, achieving compliance with the regulations established for LMP. The results obtained show that the best reduction of the COD concentration was when 0.64 g of nZVI was used for 120 min with a pH of 8 since it reached 171.58 mg/L of COD, giving 82.37% removal efficiency: In the same way for BOD₅, it reached 81.07 mg/L, giving 83.16% BOD₅ removal efficiency. The isothermal study demonstrated that the adsorption process of COD and BOD₅ best fits the Langmuir isotherm, demonstrating that the adsorption conditions were favorable and determining the adsorption capacity of the COD of 46.296 mg/g and the BOD₅ was 11.413 mg. /g. The experimental results demonstrated that nZVI are efficient in the treatment of domestic wastewater.

Keywords: COD, BOD₅, nZVI, isotherms, pH, time, dose, wastewater

INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales descargadas de tipo doméstica, sin un previo tratamiento o un tratamiento poco eficaz, por lo general contienen altos niveles de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y demanda química de oxígeno. Para mantener un suministro de agua global no tóxico, se han promulgado varias regulaciones ambientales y estándares de emisión para abordar los problemas de contaminación. Algunas PTAR trataron sus efluentes antes de descargarlos para cumplir con los límites de descarga establecidos por las agencias de protección ambiental. Sin embargo, la alta DBO y DQO aún representan una amenaza ecológica para la sociedad. Se han evaluado varios procesos para el tratamiento de aguas residuales domésticas; no obstante, debido a la naturaleza de las aguas residuales domésticas, el rendimiento del proceso de tratamiento biológico convencional es bajo. Los procesos fisicoquímicos tradicionales han tenido éxito hasta cierto punto, pero la contaminación secundaria, los altos gastos y las bajas reducciones de DBO y DQO afectaron su utilización industrial. Los inconvenientes anteriores han provocado que los investigadores y las industrias busquen un proceso alternativo eficaz y económico para la reducción de DBO y DQO en las aguas residuales domésticas. Recientemente, las nanopartículas de hierro cerovalente han ganado popularidad en la ciencia ambiental debido a sus propiedades fascinantes e intrínsecas. El desarrollo de un enfoque ecológico y energéticamente eficiente para la síntesis de estas nanopartículas a gran escala sigue siendo un desafío, motivo por el cual se desarrolló la presente investigación.

La estructura del trabajo de investigación constó de cuatro capítulos que contienen todo el desarrollo de la investigación. El capítulo I contiene el motivo y sustento del trabajo de investigación porque se realizó la caracterización y planteamiento del problema para luego determinar los objetivos de investigación y los supuestos o hipótesis de investigación. El capítulo II contiene la base y el sustento teórico para el desarrollo de los siguientes capítulos de investigación. El capítulo III describe toda la metodología de

investigación, el tipo, nivel y diseño de investigación, así como también, los procedimientos realizados para el cumplimiento de objetivos. Finalmente, el capítulo IV contiene los resultados experimentales, las interpretaciones y análisis de estos datos organizados en tablas y gráficas, para su posterior contrastación y discusión.

CAPÍTULO I

PLANTEAMIENTO DEL ESTUDIO

1.1. Planteamiento y formulación del problema

El agua es la principal fuente de nuestra vida; es responsable de la nutrición de los seres humanos, las plantas y los animales, y también es importante para el crecimiento de los países en desarrollo [1]. Hoy en día, los países en desarrollo dependen del agua en grandes proyectos como centrales eléctricas, reactores nucleares y granjas piscícolas para asegurar y ahorrar el suministro de energía y alimentos para las generaciones actuales y futuras [2, 3]. Hay diferentes tipos de aguas residuales que se pueden reciclar, como las aguas residuales municipales e industriales. En Egipto, la cantidad de aguas residuales industriales y municipales aumenta de acuerdo con la tasa de crecimiento y se espera que alcance los 7900 millones de metros cúbicos en 2030, mientras que en 1995 fue de 3500 millones de metros cúbicos, lo que ocupó el primer lugar entre los contaminantes ambientales [4, 5].

El sistema de alcantarillado de la ciudad de Huancayo cuenta con siete colectores primarios: 09 de diciembre, Leoncio Prado, Cajas Chico, General Muñiz, Parra del Riego, Flor de Mayo y La Victoria; actualmente el crecimiento urbano ha generado que el vertimiento de las aguas residuales domésticas de estos colectores sean directamente hacia el río Mantaro, generando una alta contaminación de estas aguas que carecen de un tratamiento previo; esta problemática genera reclamos muy a menudo por parte de los pobladores y la exigencia de la descontaminación del río Mantaro [6].

Existen diferentes parámetros que indican la calidad del agua, como la demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO) y el espectro de barrido UV de diferentes longitudes de onda, especialmente a 254 nm y 220 nm, que indica la presencia de compuestos de carbono y nitrógeno en formas directas e indirectas [7, 8]. Principalmente, los niveles más altos de DQO y DBO conducen a reducir los niveles de oxígeno disuelto (OD) en el efluente debido a la presencia de un alto nivel de materiales orgánicos oxidables y altas actividades biológicas que también consumen una gran cantidad de OD en los cuerpos de agua [9]. La reducción de las concentraciones de OD en el agua puede aumentar el riesgo para la vida acuática. La concentración de DQO y DBO en el efluente debe reducirse a un nivel que permita que las aguas residuales tratadas se reutilicen con fines agrícolas [10].

La nanotecnología es una de las tecnologías existentes para el tratamiento de aguas residuales y otros diversos contaminantes ambientales como nanosorbentes, catalizadores y membranas [11]. Recientemente, el nano hierro demostró ser altamente efectivo en el tratamiento de aguas residuales, es capaz de eliminar los contaminantes orgánicos e inorgánicos de las soluciones acuosas de una manera eficiente y rápida [12].

Por lo tanto, el tratamiento de aguas residuales es la única opción para disminuir el consumo de oxígeno y ahorrar agua.

1.1.1. Problema general

¿Cuánto será la capacidad de adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente?

1.1.2. Problemas específicos

- ¿Cómo influirá el pH en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente?

- ¿Cómo influirá el tiempo de contacto en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente?
- ¿Cómo influirá la dosis de nanopartículas de hierro cerovalente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo?

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Determinar la capacidad de adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente.

1.2.2. Objetivos específicos

- Determinar la influencia del pH en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente.
- Determinar la influencia del tiempo de contacto en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente.
- Determinar la influencia de la dosis de nanopartículas de hierro cerovalente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo.

1.3. Justificación e importancia

1.3.1. Justificación ambiental

La investigación busca solucionar los conflictos ambientales como la contaminación de agua a través de la nanorremediación a mayor escala. Las nanopartículas de hierro cerovalente: su estructura, morfología, distribución de tamaño y área de superficie conducen a la eficiencia de la remediación de las

aguas residuales en una variedad de condiciones (pH, dosis de nanopartículas de hierro y tiempo de contacto).

1.3.2. Justificación metodológica

Este trabajo desea realizar la reducción de DQO y DBO de aguas residuales utilizando las nanopartículas de hierro cerovalente como una alternativa de solución eficaz y rápida a la contaminación del agua. Recientemente, el uso de nanopartículas de hierro para eliminar metales y materia orgánica del agua contaminada ha recibido una atención cada vez mayor con diferentes aportes metodológicos [13, 14]. Las nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI) son las más estudiadas. En medios acuosos, las nZVI tiene una estructura de núcleo-corteza, el núcleo está formado por Fe^0 , y la corteza contiene óxidos e hidróxidos de hierro con una naturaleza estructural defectuosa formada por oxidación de Fe^0 [15, 16]. Las propiedades duales de sorción y reducción implican aplicaciones importantes para la eliminación de contaminantes. Algunos estudios han informado una eliminación efectiva de materia orgánica con nZVI [14].

1.3.3. Justificación teórica

Los resultados obtenidos en la investigación servirán como aporte científico acerca del uso de nanopartículas en la descontaminación de aguas residuales. Mejorará la eficiencia en el tratamiento de las aguas residuales domésticas del colector N°8 Parra del Riego – Huancayo, permitiendo remover la carga orgánica de las aguas residuales a través del uso de nanopartículas de hierro cerovalente.

1.4. Delimitación del proyecto

El proyecto será aplicado a aguas residuales sin tratamiento alguno de la provincia de Huancayo, distrito del Tambo. Además que los parámetros que fueron analizados para determinar la efectividad del tratamiento con nanopartículas de hierro cerovalente fueron el DQO y DBO_5 debido a que son las características que se encuentran con mayor nivel.

1.5. Hipótesis y variables

1.5.1. Hipótesis general

Las nanopartículas de hierro cerovalente tienen una capacidad de adsorción significativa de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego - Huancayo.

1.5.2. Hipótesis específicas

- El pH influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.
- El tiempo de contacto influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.
- La dosis de nanopartículas de hierro cerovalente influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo.

1.5.3. Variables

- Variable independiente:
Adsorbente de nanopartículas de hierro cerovalente
- Variable dependiente
Eficiencia de adsorción

1.5.4. Operacionalización de variables

Variable	Tipo de Variable	Conceptualización	Categoría o dimensión	Indicador	Unidad de medida	Escala de medición
Adsorbente de nanopartículas de hierro cerovalente	Cuantitativa Compleja Independiente	El hierro cerovalente a escala nano son nanopartículas de tamaño <100 nm que posee propiedades magnéticas, con actividad superficial y potencial reductor muy alto que facilita la adsorción de metales pesados y contaminantes orgánicos.	pH	Intervalo de acidez	Adimensional	Ordinal
			Tiempo de contacto	Intervalo de tiempo	Minutos (min)	Ordinal
			Dosis del adsorbente	Cantidad de masa	Gramos (g)	Ordinal
Eficiencia de adsorción	Cuantitativa Compleja Dependiente	Es el porcentaje de adsorción de materia orgánica representada por DQO y DBO empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.	Adsorción de materia orgánica	Concentración de materia orgánica	Partes por millón (ppm)	Ordinal

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la investigación

2.1.1. Internacionales

La investigación realizada por Mahmoud, et. al, (2019) tuvo como objetivo general explorar diferentes modelos cinéticos de adsorción que pueden describir el mecanismo de adsorción de la materia orgánica representada en DQO y DBO en nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI). Metodología: se estudió el efecto de las nanopartículas de hierro de valencia cero en la reducción de DBO y DQO variando el tiempo de contacto, pH, dosis de adsorbente, concentraciones y velocidades de agitación. Los resultados que se logró en esta investigación demostraron que las nZVI reducen eficazmente las concentraciones de la DBO y DQO, alcanzaron una reducción de DBO de 91,3% y 100% con concentraciones de 365 mg/L y 60 mg/L respectivamente y para la reducción de DQO se logró una reducción de 87,9 % y 100 % con concentraciones de 600 mg/L y 100 mg/L respectivamente. Los datos de isoterma de adsorción de DQO y DBO se ajustaron bien a Freundlich y Khan, respectivamente, y al modelo cinético de pseudosegundo orden. Conclusiones: los resultados indican que la dosis de adsorbente es la variable más significativa durante el proceso. Finalmente, este estudio se apropia del uso de nZVI en aguas residuales municipales altamente saladas en lugar de las técnicas tradicionales de tratamiento de lodos activados [14].

En la investigación realizada por Hussen et al. (2020), el objetivo general fue investigar las nanopartículas (NP) naturales de Fe_2O_3 en el tratamiento de lixiviados de vertederos sin tratar. Metodología: realizaron una caracterización previa del lixiviado de vertedero sin tratar para identificar la concentración de ciertos contaminantes; cuya concentración efluente de DQO y $\text{NH}_3\text{-N}$ fue de 2081 mg/L y 449 mg/L respectivamente. Después de la molienda mecánica para alcanzar el tamaño de las nanopartículas, se realizó la exploración de las características estructurales de las nanopartículas de Fe_2O_3 . Se utilizaron difracción de rayos X en polvo (XRD), espectroscopia infrarroja transformada de Fourier (FT-IR), microscopio electrónico de barrido (SEM), microscopía electrónica de transmisión (TEM) y rayos X de dispersión de energía (EDX) para distinguir la estructura y la morfología de los nanoadsorbentes. Los resultados revelaron que el tamaño de partícula varió entre 21 nm y 70 nm. El análisis de FT-IR confirmó la pureza de fase de las nanopartículas naturales. Se estudió la adsorción de DQO, y $\text{NH}_3\text{-N}$ del lixiviado de vertedero sobre la nanopartícula Fe_2O_3 natural con parámetros variables como el tiempo de contacto, el pH del lixiviado, la dosis y la temperatura aplicando el método de adsorción por lotes. Conclusión: se encontró que el tratamiento de adsorción fue marcadamente alto en la primera etapa y alcanzó una condición de estado estable con 43,8 % y 75,9 % de eliminación de $\text{NH}_3\text{-N}$ y DQO, respectivamente. Además, la capacidad de adsorción fue de aproximadamente 31% y 59,3% para $\text{NH}_3\text{-N}$ y DQO, respectivamente. Por lo tanto, las NP magnéticas de óxido de hierro (Fe_2O_3) se encontraron eficientes para el tratamiento de lixiviados de vertederos crudos y podrían estudiarse más a fondo para otros tipos de aguas residuales y agua contaminada [17].

La investigación realizada por Chaudhry et al. (2022) tuvo por objetivo general realizar la síntesis económica y ambientalmente amigable de nanopartículas de hierro cobre (Fe/Cu). La metodología indica que las partículas desarrolladas luego se emplearon para tratar aguas residuales industriales que contenían fenol y para reducir la DQO. El tamaño promedio informado por el análisis microscopía electrónica de barrido (SEM) fue entre 140 nm y 160 nm. Los experimentos por lotes mostraron que se logró una

reducción del 83,33 % mg/L en la DQO y un 76,91 % de eliminación de fenol a pH 4, una dosis de adsorbente de 0,5 g/100 mL y un tiempo de contacto de 60 min, respectivamente. En la conclusión se determinó que la eficiencia de la reducción de fenoles aumentó con un aumento en la concentración inicial tanto de DQO como de fenoles. Los resultados demostraron que las nanopartículas de Fe/Cu son un material adsorbente eficaz para eliminar los fenoles de las aguas residuales industriales, así como para la reducción de la DQO [18].

La investigación realizada por Devatha, et al. (2016), tuvo por objetivo general, sintetizar nanopartículas de hierro y evaluar su eficacia en el tratamiento de aguas residuales domésticas. La síntesis de nanopartículas de hierro se realizó utilizando varios extractos de hojas, *Mangifera indica*, *Murraya Koenigii*, *Azadiracta indica*, *Magnolia champaca*, y comprobar su potencial para el tratamiento de aguas residuales domésticas. En la metodología se indica que la caracterización de las nanopartículas de hierro sintetizadas se realizó mediante espectrofotómetro UV-Visible. Los resultados de la caracterización confirmaron la formación y presencia de nanopartículas y biomoléculas de hierro que podrían ayudar a proteger las nanopartículas. Se evaluó el efecto de las nanopartículas de hierro así obtenidas para la remoción simultánea de fosfatos totales, nitrógeno amoniacal y demanda química de oxígeno (DQO). Entre las diferentes nanopartículas de hierro sintetizadas mediadas por plantas, *Azadiracta indica* mostró 98,08 % de fosfato, 84,32 % de nitrógeno amoniacal y 82,35 % de remoción por DQO. Se llega a la conclusión que el rendimiento general de las nanopartículas de hierro sintetizadas de *Azadiracta indica* mostró resultados satisfactorios en comparación con otros extractos de hojas para el tratamiento de aguas residuales domésticas [19].

En la investigación realizada por Almomani et al. (2019), el objetivo general fue sintetizar, caracterizar y probar la remoción de metales pesados (Ni, Cu y Al) de las aguas residuales industriales de efluentes secundarios (ARIES) con nanopartículas magnéticas de óxido de hierro injertadas en un polímero de poliglicerol hiperramificado. Metodología: se evaluó el efecto de la matriz del agua (materia orgánica, nutrientes y pH) sobre las eficiencias de remoción. El

mecanismo de adsorción de metales pesados se investigó desde el punto de vista cinético e isoterma de adsorción. Las nanopartículas magnéticas injertadas en un polímero de poliglicerol hiperramificado se aplicaron con éxito como adsorbente para la remoción de metales pesados de las ARIES. El proceso de adsorción es espontáneo, depende del pH y mostró una alta eficiencia de eliminación de Ni, Cu y Al de las soluciones acuosas. El proceso de separación magnética fue muy rápido y tomó solo 35 s. Las isothermas de adsorción se ajustaron con éxito a las isothermas de Langmuir y Freundlich con una capacidad máxima de equilibrio (q_{max}) de $0,700 \text{ mg.mg}^{-1}$, $0,451 \text{ mg.mg}^{-1}$ y $0,790 \text{ mg.mg}^{-1}$ para Cu, Ni y Al, respectivamente. El modelo de pseudo-segundo orden describió bien los datos cinéticos de adsorción, lo que sugiere que el sorbente se conecta al adsorbente en dos o más pasos, incluida la difusión intrapartícula. A través de las pruebas de caracterización, es evidente que las nanopartículas magnéticas injertadas en un polímero de poliglicerol hiperramificado están dispersos uniformemente en la solución, tienen un tamaño en el rango de nanómetros y tienen una morfología esférica. Conclusión: las eficiencias de eliminación no se vieron afectadas por el contenido de materia orgánica y fósforo de las aguas residuales, pero el aumento de la concentración de nitrógeno redujo el porcentaje de eliminación de metales pesados. La excelente reproducibilidad de las nanopartículas indica que pueden ser un material de adsorción prometedor para la eliminación y separación de diferentes metales pesados de soluciones acuosas [20].

La investigación realizada por Gil-Díaz, et al. (2021) tuvo como objetivo general comparar la capacidad de tres tipos de nanopartículas comerciales de hierro, nanopartículas de hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI), nanomagnetita ($n\text{Fe}_3\text{O}_4$) y sulfuro de hierro ($n\text{FeS}$) para eliminar el Hg^{2+} del agua contaminada artificialmente en un rango de pH, dosis y tiempo de contacto. En la metodología indica que los tres tipos de nanopartículas comerciales eliminaron Hg^{2+} de soluciones acuosas siendo los procesos de inmovilización estables durante al menos 48 h. Las partículas nZVI fueron más rápidas y eficientes que $n\text{Fe}_3\text{O}_4$ y $n\text{FeS}$ en términos de eliminación de Hg por unidad de masa de hierro en las condiciones experimentales probadas. La suspensión de nZVI ($0,18 \text{ g Fe/L}$) inmovilizó el 98% del Hg^{2+} a los 15 min,

variando la remoción entre el 94% y el 98% en los tiempos ensayados, independientemente del pH (pH 3 a 9). La adsorción fue el mecanismo principal para que las nFeS (1,6 g Fe/L) y nFe₃O₄ (3,9 g Fe/L), eliminaran casi el 85% y el 80% de Hg²⁺, respectivamente, después de 3 h de contacto. La eficacia de nFe₃O₄ y nFeS aumentó ligeramente con el tiempo (hasta las 48 h). La capacidad de eliminación de Hg²⁺ de nFe₃O₄ aumentó con el pH, mientras que la de nFeS alcanzó su punto máximo a pH neutro y alcalino. En conclusión, los tres tipos de nanopartículas de hierro emergen como posibles candidatos para la descontaminación de aguas contaminadas con Hg. La elección de la nanopartícula depende de la eficacia requerida, el grado de contaminación, el costo y la duración del proceso [21].

La investigación realizada por Kheshtzar, et al. (2019) tuvo como objetivo general estudiar las nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI). Estas partículas son catalizadores similares a Fenton y se emplearon para eliminar contaminaciones orgánicas. La metodología indica que se aplicó el diseño de experimentos (DoE) y la metodología de superficie de respuesta (RSM) para encontrar parámetros de reacción efectivos y condiciones de reacción óptimas para la máxima producción de nZVI mediante el uso de extracto de té verde. Para ello, en un primer momento se utilizó un diseño factorial fraccionado para cribar los parámetros de reacción (tiempo de reacción, temperatura, cantidad de extracto de hoja y concentración de precursores metálicos) en el proceso de síntesis. Posteriormente, se utilizó el diseño de cara compuesta central (CCF) para optimizar la reacción. Se encontró que la cantidad de extracto de té verde y la concentración de precursor de hierro son los parámetros más efectivos. En una reacción regular de 10 mL, se logró la máxima productividad empleando 9 mL de extracto de té y 25 mM (concentración final) de cloruro férrico. En conclusión, se identificó que las nanopartículas preparadas eran nZVI amorfas con un valor de magnetización bajo. Se midió que el diámetro de las partículas era de 5 nm a 20 nm con un tamaño medio de 11,2 nm. Las partículas presentan una actividad catalítica eficaz para la eliminación de contaminantes orgánicos. El naranja de metilo se probó como un compuesto modelo común y las partículas fueron capaces de eliminar más del 50% del tinte inicial en solo 2 h [22].

En la investigación realizada por Bounab et al. (2021), el objetivo general fue estudiar nanopartículas reductoras de hierro de valencia cero para el tratamiento de soluciones de Cr(VI). La metodología indica que las observaciones microscópicas mostraron nanopartículas de hierro con un diámetro en el rango de 40 nm a 80 nm. Se obtuvieron superficies específicas altas de $99 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ para las nanopartículas preparadas en baño ultrasónico y $145 \text{ m}^2\text{g}^{-1}$ para las preparadas por sonicación con sonda. La eliminación de iones Cr(VI) en solución de agua pura resultó significativa a pH ácido. La cinética de eliminación modelados por pseudo primer orden, son rápidos (< 30 min para alcanzar el equilibrio), disminuyen mientras que aumenta la concentración de Cr(VI) y disminuye la dosis de nanopartículas de hierro. Los iones de Cr(VI) se eliminaron por reducción y coprecipitación de Cr(III) en forma de cromita a pH > 7 . La investigación llega a la conclusión de que las nanopartículas de hierro se probaron para el tratamiento de aguas residuales del procesamiento de superficies metálicas. Para dicho tratamiento, han demostrado ser eficaces para eliminar los iones Cr(VI) junto con los iones Ni(II). Se ha descubierto que las nanopartículas de hierro preparadas con una sonda ultrasónica de 20 kHz son más eficaces para la eliminación de Cr(VI) que cualquier tipo de nanopartículas de hierro preparadas convencionalmente [23].

En la investigación realizada por Chen et al. (2020), el objetivo general fue aplicar nanopartículas de hierro de valencia cero (Fe^0 NP) en el tratamiento de aguas residuales con bacterias fotosintéticas para mejorar su rendimiento. Los resultados mostraron que 20 mg/L de NP de Fe^0 en condiciones anaeróbicas ligeras aumentaron significativamente la producción de biomasa de las bacterias fotosintéticas y la eliminación de la demanda química de oxígeno (DQO) de las aguas residuales en un 122% y un 164,3%, y redujeron el tiempo necesario para la purificación de las aguas residuales en un 33%. La investigación llega a la conclusión de que el mecanismo se debió a que la adición de Fe^0 NP promovió el contenido de ATP intracelular y el contenido de pigmentos (carotenoide y bacterioclorofila), y reguló la actividad deshidrogenasa y succinato deshidrogenasa [24].

La investigación realizada por Amen et al. (2018) tuvo como objetivo general sintetizar partículas bimetálicas de tamaño nanométrico de hierro/cobre de valencia cero (nZVI/Cu⁰) para examinar sus efectos de toxicidad en la vida microbiana de las aguas residuales, la cinética del fósforo, la extracción de amoníaco y la reducción DQO. La metodología indica que se investigaron varias concentraciones de nZVI/Cu⁰ y condiciones de operación tanto aeróbicas como anaeróbicas, y se compararon con el experimento de nZVI puro. Los resultados indicaron que 10 mg/L de nZVI/Cu⁰ aumentó significativamente el número de colonias de bacterias en condiciones anaeróbicas, por el contrario, inhibió la actividad de las bacterias con la presencia de oxígeno. La investigación llega a la conclusión de que el impacto de las nanopartículas en la eliminación de amoníaco y fósforo estuvo relacionado con los electrones de iones de hierro emitidos. Se encontró que la dosificación de alta concentración de nZVI/Cu⁰ tiene un efecto negativo en la extracción de amoníaco independientemente de la condición de aireación. En comparación con el control, dosificando solo 10 mg/L nZVI/Cu⁰, la eliminación de fósforo aumentó considerablemente tanto en condiciones aeróbicas como anaeróbicas, estos resultados se obtuvieron como resultado de la disolución completa de nanopartículas bimetálicas que formaron componentes de óxidos de cobre y hierro que se atribuyen para aumentar la tasa de adsorción de fósforo [25].

2.1.2. Nacionales

En la investigación realizada por Ingaruca, (2021), se tuvo como objetivo general determinar el efecto del tiempo de contacto y concentración de nanopartículas (NP) de TiO₂ en el tratamiento de coliformes totales de las aguas residuales municipales. La metodología indica que se analizó la presencia de bacterias mediante análisis de tubos múltiples; mientras que, el tamaño de las nanopartículas fue determinado por el análisis de Dispersión de Luz Dinámica (DLS) y la forma por el análisis de Microscopía Electrónica de Barrido (SEM). La investigación llega a la conclusión de que los valores que mejores resultados lograron fueron 180 min de contacto entre las NP de TiO₂ a 10 ppm y el agua residual tratada, mostrando valores elevados de muerte de

bacterias *E. Coli* logrando estar dentro de los estándares de calidad de agua requeridos para riego agrícola [26].

En la investigación realizada por Montoya (2020), el objetivo general fue evaluar las nanopartículas de ZnO y su efecto significativo en la adsorción de fenol de aguas residuales sintéticas. La metodología indica que la reducción de fenol fue mediante adsorción variando rangos de pH (3-6), dosis de nanopartículas (0,2 g- 0,8g) y tiempo de contacto (30 min – 60 min) entre las nanopartículas de ZnO y el fenol de las aguas residuales sintéticas. La investigación llega a la conclusión de que se alcanzó remover un 93,56 % de fenol por adsorción de las nanopartículas de ZnO a un pH casi neutro y un tiempo de contacto y una dosis mayor de nanopartículas; factores que favorecieron la eliminación de fenol de las aguas residuales sintéticas [27].

En la investigación realizada por Ramirez (2017), el objetivo general fue tratar aguas residuales contaminadas con concentraciones altas de coliformes totales con nanopartículas de Ag. La metodología indica que la eliminación de coliformes totales fue mediante el proceso de electrólisis variando la fuente de voltaje en un rango de (15 V- 25 V) y el tiempo de contacto entre el agua residual y las nanopartículas de Ag en un rango de (5 min- 25 min). La investigación llega a la conclusión de que mediante el proceso de electrólisis se logró una alta eficiencia en la remoción de coliformes totales de 99,99%, una reducción en el parámetro de turbidez de 86,79 % y se alcanzó un pH básico de las aguas residuales después del tratamiento [28].

En la investigación realizada por Cornelio, et. al, (2021), el objetivo general fue inhibir las bacterias *E. Coli* en aguas residuales municipales empleando nanopartículas de óxido de silicio en un reactor UASB. Metodología, la inhibición de bacterias *E. Coli* se realizó variando los parámetros de concentración de nanopartículas de óxido de silicio (20 ppm – 240 ppm) y el tiempo de retención hidráulica (6 h – 12 h) a un caudal entre 6,72 L/día - 13,82 L/día en un reactor UASB. La investigación llega a la conclusión de que se logró inhibir las bacterias *E. Coli* en contacto con las nanopartículas de SiO₂ hasta un 71,43 %, donde se determinó que, los parámetros que mejores

resultados obtenidos fueron 120 ppm de nanopartículas de óxido de silicio y 2 horas de TRH [29].

2.2. Bases teóricas

2.2.1. Legislación de aguas residuales

El agua, el saneamiento y la higiene son básicos para la salud y la protección del medio ambiente para el desarrollo sostenible. Los estándares de calidad del agua definidos por los organismos mundiales: Organización Mundial de la Salud (OMS) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA) y las regulaciones de cada país son garantías del uso seguro y racional de los cuerpos de agua (agua potable, descarga de aguas residuales, aguas tratadas y reutilización de aguas residuales). El uso potencial del agua y su destino depende de sus criterios de calidad. Se han definido dos tipos de cualidades ambientales para la protección de la salud humana y el entorno de vida. Para el agua potable, los estándares son más estrictos ya que su salubridad es un derecho humano fundamental. Por otro lado, dependiendo de la calidad del agua residual tratada y de su cumplimiento con los estándares definidos, su destino de reutilización puede variar. Por ejemplo, la calidad recomendada para el riego es superior a la del vertido directo al medio ambiente. Los estándares antes mencionados han sido establecidos en base a parámetros organolépticos, fisicoquímicos, biológicos, además de sustancias indeseables y tóxicas. Estas características incluyen olor, color, temperatura, conductividad, pH, demanda biológica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto (OD), sólidos disueltos totales, sólidos suspendidos totales, coliformes fecales y totales, estreptococos fecales, metales, pesticidas, fenoles, detergentes, amonio, nitratos y fósforo, etc. [30].

Generalmente, un tratamiento eficiente es aquel que respeta las pautas de calidad del agua. Se investigó la adsorción en la aplicación a aguas residuales textiles reales utilizando puzolana, alcanzando los valores límite estándar (VLS), excepto por la conductividad. Además de la eliminación total del color y los elementos minerales (nitratos, nitritos, fosfatos), la adsorción disminuyó el valor de DQO de 603 mg/L a 31 mg/L (VLS DQO = 500 mg/L) [31]. Sin embargo, en otro trabajo, la eliminación del colorante utilizando partículas de

óxido de aluminio solo logró el 71 % del porcentaje de eliminación a partir de una concentración inicial de colorante de 50 mg/L [32]. De manera similar, usando 130 mg/L de rojo congo (GR) y naranja de metilo (MO), la arcilla polielectrolítica de montmorillonita modificada con cloruro de polidialildimetilamonio eliminó el 90,7 % y el 69,2 % de CR y MO, respectivamente [32].

2.2.2. Nanopartículas de Fe en el tratamiento de aguas residuales

Las nanopartículas a base de hierro se utilizan como adsorbente en el tratamiento de aguas residuales. En la actualidad, la investigación se ha dedicado a la metodología de remediación sostenible para la recuperación de desechos y la remediación ambiental. Recientemente, la síntesis y la utilización de nanomateriales a base de hierro que tienen nuevas propiedades y funciones han sido ampliamente estudiadas, debido a su tamaño en rango nanométrico, alta relación área superficial/volumen y superparamagnetismo [33]. Las nanopartículas a base de hierro tienen propiedades fisicoquímicas exclusivas, que los hacen únicos entre las nanopartículas. Por lo tanto, se han realizado muchos experimentos para desarrollar métodos de síntesis superficial para estas partículas y hacerlas biocompatibles y nanoadsorbentes. Debido a la creciente necesidad de diversas aplicaciones de campo, los aspectos relacionados con su estabilidad ambiental, movilidad, destino a largo plazo e impacto toxicológico han recibido una gran atención [34].

Los contaminantes presentes en el agua y las aguas residuales se pueden clasificar generalmente en tres clases: microorganismos patógenos, orgánicos tóxicos e inorgánicos [35]. Las aguas residuales generadas a partir de diferentes fuentes contienen muchos contaminantes fuertes. Por ejemplo, el tinte no biodegradable de las industrias textil, de pintura y del cuero es el más contaminante del medio ambiente [36]. Se permite que los metales pesados fluyan con las aguas residuales de varias industrias. Pueden ser tóxicos o cancerígenos y pueden causar graves problemas para los hombres y los ecosistemas acuáticos [37]. Por lo tanto, existe la necesidad de un tratamiento eficaz de tales contaminantes. El tratamiento de aguas residuales y el control de la contaminación del agua se encuentran actualmente en el camino de una

gran comprensión y una visión científica profunda [38]. El hierro cerovalente a nanoescala (nZVI) también es uno de los nanomateriales ampliamente aplicados en el tratamiento de desechos peligrosos de aguas contaminadas [34].

La nanopartícula de hierro de valencia cero (ZVI) es uno de los agentes reductores metálicos más empleados para el tratamiento de contaminantes tóxicos de las aguas residuales, para la remediación de suelos y aguas subterráneas contaminadas [39].

Se estudió la degradación del tinte cristal violeta (CV) en una solución acuosa residual utilizando nanomaterial de hierro de valencia cero soportado en caolín (K-ZVI). Se obtuvo que K-ZVI con una proporción igual de caolín y nanopartículas de hierro de valencia cero tuvo más éxito en la eliminación del cristal violeta. Los experimentos por lotes confirmaron que se redujo más del 97,29 % del cristal violeta usando K-ZVI, donde la muestra de solución contenía 100 mg/L de cristal violeta a un pH de 6,5 [40].

También se han utilizado nanopartículas de hierro de valencia cero para la eliminación de nitrato en el agua. Ahmadi et al. (2011) tuvo el objetivo de someter la reducción de nitrato por nanopartículas de hierro producidas a través de un método físico. El diámetro promedio del nanopolvo ZVI de 25 nm que se caracteriza por una gran área de superficie específica (40 m²/g – 60 m²/g) redujo aproximadamente el 95 % del nitrato en un período de 3 h en el pH controlado entre 2 y 4 [41].

En general, el uso potencial de nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI) para el tratamiento de iones metálicos tóxicos, colorantes orgánicos, fosfatos, nitratos y materia orgánica de aguas residuales, se da principalmente mediante mecanismos de adsorción, degradación fotocatalítica y reducción-precipitación [42].

2.2.3. Eliminación de contaminantes orgánicos mediante adsorción

El proceso de adsorción es un fenómeno superficial en el que una sustancia química soluble (adsorbato) se elimina de un fluido por contacto con una superficie sólida (adsorbente) [43]. Este enfoque tiene un alto potencial para eliminar compuestos orgánicos e inorgánicos persistentes [44]. A menudo se utiliza en la industria para la separación de productos y el tratamiento de residuos [43].

Recientemente, entre los métodos de eliminación, el proceso de adsorción ha mostrado un aumento de interés debido a muchas ventajas, como su eficiencia potencial, bajo gasto de energía, alta preferencia a nivel molecular, fácil manipulación y capacidad para separar varios compuestos químicos [45].

2.2.4. Parámetros que influyen en la adsorción por lotes

2.2.4.1. Naturaleza del adsorbente

Teniendo en cuenta el origen de los adsorbentes, los orgánicos se pueden preparar a partir de materiales que tienen un mayor contenido de carbono, como desechos de frutas, cáscaras de arroz, cortezas, algas, turba, cabello, queratina, productos industriales orgánicos, incluido el petróleo y productos fertilizantes. Mientras que los adsorbentes inorgánicos se obtienen del suelo, arcillas, lodos, zeolitas, minerales, óxidos metálicos e hidróxidos, y se aplican mucho debido a su abundancia y bajo costo [43].

2.2.4.2. Dosis de adsorbente

La cantidad de adsorbente utilizado (g/L) suele ser un parámetro que debe optimizarse, ya que influye en el volumen de los sitios de unión disponibles y en el área superficial del adsorbente. Esto tiene un efecto directo sobre la adsorción Q_t (mg g^{-1}) y tiempo de equilibrio.

$$Q_t(\text{mg} \cdot \text{g}^{-1}) = (C_o - C_e) \frac{V}{m}$$

Donde C_o (mg/L) y C_e (mg/L) son las concentraciones: inicial y de equilibrio del contaminante, respectivamente. V es el volumen de la solución del lote (L) y m es la cantidad de adsorbente (g) utilizada en los experimentos [46].

Se ha informado que el uso de una dosis de adsorbente sobre el valor óptimo puede reducir la capacidad de adsorción debido a la existencia de sitios activos no saturados [47].

2.2.4.3. pH de la solución

El pH de la solución juega un papel en todo el fenómeno de adsorción y especialmente en su capacidad. El pH tiene un efecto significativo sobre la forma existente de contaminantes (en el caso de especies cargadas), las propiedades químicas superficiales del soporte y la afinidad de las moléculas de adsorbato por el adsorbente dependiendo del estado de ambos materiales [48].

2.2.4.4. Tiempo de contacto

El proceso de adsorción comprende dos fases: una fase primaria rápida y una segunda fase lenta donde el tiempo de contacto influye en la cantidad de contaminantes adsorbidos. Prácticamente, la adsorción mejora con el tiempo hasta que se alcanza el equilibrio. Este comportamiento se atribuye casi a la adsorción de contaminantes en los sitios activos del adsorbato. Sin embargo, con el paso del tiempo, los sitios activos se van ocupando debido a la adsorción competitiva de las moléculas de sorbato. Por lo tanto, es necesario determinar el tiempo de equilibrio, que puede tomar algunos minutos, horas o días dependiendo de la porosidad del material, para describir el orden cinético real seguido por el sistema [46]. Por ejemplo, Dash et al. (2018) utilizaron una ceniza volante de carbón modificada con ácido sulfónico como adsorbente potencial para investigar el efecto del tiempo en la adsorción de colorantes verde malaquita (MG) y rodamina 6G (R6G) de una solución acuosa. Indicaron que la tasa de adsorción de colorante inicial aumentó considerablemente con el tiempo, y el porcentaje máximo de adsorción (98,7 %) se produjo dentro de los 50 min para R6G y dentro de los 40 min para MG (99,2 %), luego de ese tiempo alcanzó el equilibrio [49]. Nsami y Mbadcam (2013) realizaron la adsorción de MB en carbón activado obtenido de cáscaras de nuez de cola. Informaron que la tasa de eliminación fue lenta (hasta 50 min), y luego aumentó rápidamente y disminuyó progresivamente para alcanzar el estado de equilibrio

dentro de las 3 h. Más allá de este tiempo, la tasa de eliminación fue constante [50].

2.2.4.5. Concentración del contaminante

Experimentalmente, el efecto de la cantidad inicial de contaminantes se puede evaluar realizando diferentes ensayos en los que una serie de soluciones de adsorbato a diferentes concentraciones iniciales se mezclan con una dosis fija de adsorbente, a intervalos de tiempo fijos, y se agitan hasta el equilibrio. La cantidad de adsorción depende de la concentración de contaminantes. Para una dosis fija de adsorbente y dependiendo de la densidad de los sitios activos, un aumento de la concentración del contaminante lleva a saturar los sitios activos del adsorbente y disminuir la eficiencia de adsorción [51]. Según lo informado por Djafer et al. (2014), mientras estudiaban el efecto de la concentración de colorante en su eliminación de la solución acuosa por adsorción en bentonita, puzolana y biosorción en células sulfato-reductoras anaeróbicas fijas. Durante 8 h de tiempo de contacto, 0,1 g/L del adsorbente a pH 2,0, la eficiencia de eliminación disminuyó con el aumento de la concentración inicial de colorante rojo para ambos procesos. Los valores de eficiencia de remoción disminuyeron de 90 % al 78 % para células sulfato-reductoras anaerobias inmovilizadas, de 60 % al 51 % para puzolana y de 55 % al 43 % para bentonita debido a la baja disponibilidad de sitios activos en la superficie del soporte para fijar. más adsorbato [52]. Del mismo modo, Yagub et al. (2012) investigaron el efecto de la concentración inicial de MB en su adsorción por hojas de pino. Descubrieron que al aumentar la concentración inicial de MB de 10 mg/L a 90 mg/L, la capacidad de adsorción aumentó de 32 mg/g a 123 mg/g. Después de 240 min, la eliminación del tinte disminuyó del 97 % al 41 % mientras aumentaba la concentración de 10 mg/L a 90 mg/L. Sin embargo, una mayor concentración de contaminantes puede aumentar la capacidad de adsorción debido a la mejora de las fuerzas impulsoras que superan la resistencia a la transferencia de masa de los contaminantes entre la fase líquida y sólida [53].

La misma tendencia fue reportada por Dogan et al. (2009). Observaron que la capacidad de adsorción de la cáscara de avellana aumenta con el aumento

de la concentración inicial de azul de metileno. Atribuyeron este resultado a la gran fuerza impulsora de la transferencia de masa y las fuerzas de atracción entre la molécula de colorante y el adsorbente, como la fuerza de van der Waals y la atracción electrostática. La rápida difusión en la superficie externa fue seguida por una rápida difusión en los poros en la intrapartícula que contiene los grupos cromóforos como alcohólico, carbonílico y fenólico, que ocurren en la adsorción, para lograr un rápido equilibrio [54].

2.2.4.6. Temperatura

La temperatura es un parámetro crucial; afecta la movilidad de las partículas, su difusión y la viscosidad de la solución tratada. Su influencia en el proceso de adsorción puede llevarse a cabo preparando las soluciones adsorbente-adsorbato con diferentes concentraciones iniciales de contaminantes. Luego, las soluciones se agitan hasta que se alcanza el tiempo de equilibrio a diferentes valores de temperatura fijos. Dependiendo del comportamiento de la capacidad de adsorción (Q_t), al elevar la temperatura, la adsorción se considera endotérmica si Q_t aumenta con el aumento de la temperatura; de lo contrario, se considera exotérmico [51, 53]. Marrakchi et al. (2017) utilizaron escamas de pescado carbonizado (Labeo rohita) (CFS) para la adsorción de colorante reactivo naranja 16 (RO16) utilizando un reactor por lotes, para investigar el efecto de la temperatura (30°C – 50°C) en la eficiencia de adsorción. Observaron un aumento en la capacidad de adsorción al aumentar la temperatura, donde el CFS preparado exhibió capacidades máximas de adsorción de 105,8 mg/g, 107,2 mg/g y 114,2 mg/g a 30°C, 40°C y 50°C, respectivamente [55]. Del mismo modo, Dehmani et al. (2020) realizaron la adsorción de fenol en arcilla marroquí. Informaron que las cantidades de adsorción de fenol en la arcilla activada fueron de 5,8 mg/g, 6,2 mg/g y 6,8 mg/g a 30°C, 40°C y 50°C, respectivamente. Las capacidades máximas de adsorción fueron de 1,4 mg/g, 2,1 mg/g y 2,7 mg/g para la arcilla cruda a las mismas temperaturas, afirmando que la adsorción fue endotérmica [56]. Por lo tanto, Abdel-Khalek et al. (2017) informaron que usando una concentración de colorante inicial de 200 mg/L, en la solución de pH inicial de 5,2 y 7,1 para azul de metileno (MB) y rojo congo (CR), respectivamente, la cantidad de MB y CR adsorbidos en la cáscara del huevo disminuyó gradualmente con el aumento

de la temperatura. Atribuyeron este comportamiento al aumento de la movilidad de los iones colorantes y su escape de la fase sólida (cáscara de huevo) a la fase líquida [46].

CAPÍTULO III METODOLOGÍA

3.1. Método, tipo o alcance de la investigación

3.1.1. Método de investigación

El método de investigación proporciona pasos para solucionar problemas reales teniendo como base el conocimiento teórico aplicado a lo práctico de manera sistemática [57].

a) Método general o teórico de la investigación

El enfoque que presenta la investigación es “experimental”, porque primero se realizó la acción de investigar la capacidad de adsorción de materia orgánica de aguas residuales mediante el uso de nanopartículas de hierro cerivalente; para luego, poder analizar los resultados y deducir las conclusiones que contrastan las hipótesis planteadas [58].

3.1.2. Tipo de investigación

El tipo de investigación fue aplicada porque resolvió una problemática evaluando, comparando, interpretando y estableciendo la causa – efecto de la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerivalente [58].

3.1.3. Alcance de la investigación

El alcance de investigación fue correlacional porque se midió el efecto y la interacción de los factores: pH, tiempo de contacto y dosis de adsorbente frente

a la eficiencia de adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo [58]

3.1.4. Diseño de la investigación

El diseño de investigación que se empleó fue un diseño experimental con arreglo factorial 2^3 , ya que este diseño permitió evaluar las interacciones entre las variables: tiempo de contacto, pH y dosis de nanopartícula en sus dos niveles y su efecto en la adsorción de materia orgánica [58].

Tabla 1. Diseño experimental con arreglo factorial 2^3 para el parámetro DQO

pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I	Réplica II	Réplica III
5	60	0,32	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
5	60	0,64	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
5	120	0,32	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
5	120	0,64	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
8	60	0,32	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
8	60	0,64	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
8	120	0,32	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO
8	120	0,64	Cf_DQO	Cf_DQO	Cf_DQO

Donde Cf_DQO: concentración final de DQO

Tabla 2. Diseño experimental con arreglo factorial 2^3 para el parámetro DBO

pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I	Réplica II	Réplica III
5	60	0,32	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
5	60	0,64	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
5	120	0,32	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
5	120	0,64	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
8	60	0,32	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
8	60	0,64	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
8	120	0,32	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO
8	120	0,64	Cf_DBO	Cf_DBO	Cf_DBO

Donde Cf_DBO: concentración final de DBO

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Población y muestra

- **Población**

La población de estudio estará determinada por las aguas residuales no tratadas del colector N°8 de Parra del Riego ubicado en la provincia de Huancayo en las coordenadas UTM de este: 474956 y norte :8665784, esta

fue elegida debido a que es uno de los 4 emisores principales, además que se une a esta con las descargas del colector de los Andes y las descargas del distrito del Tambo, dicho colector es de tubería tipo CSN con dimensiones de 0,8 Km de longitud, 36 pulgadas de diámetro y más de 20 años de antigüedad. La fecha del monitoreo de dicho punto fue programada para el 24 de abril del 2023.

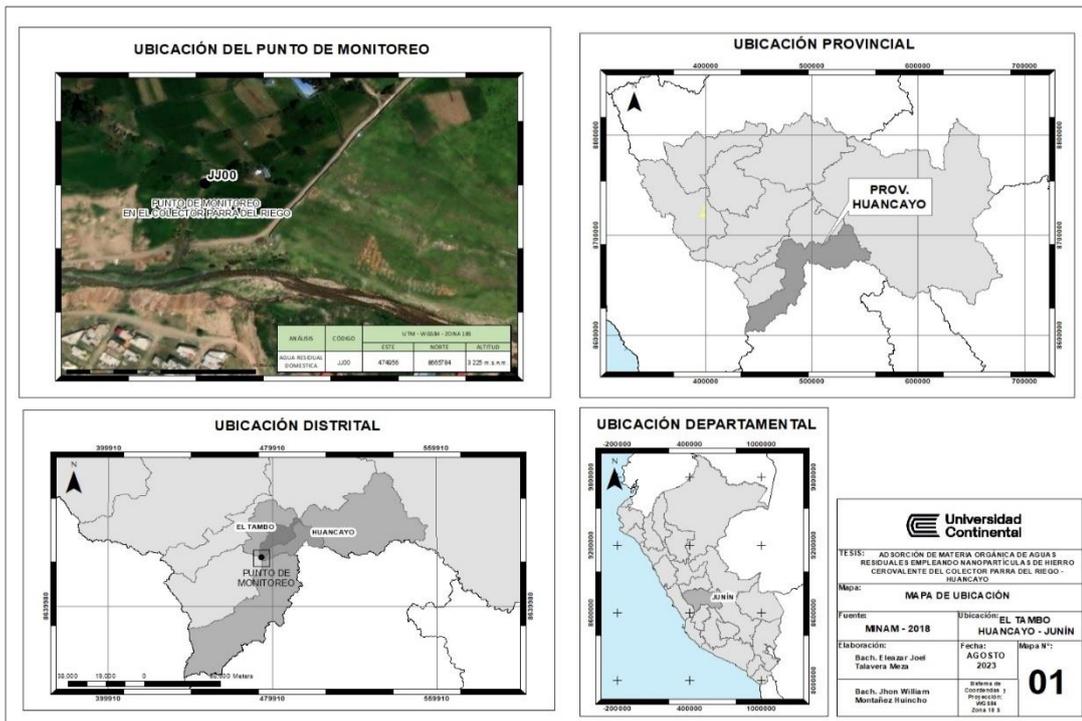


Figura 1. Ubicación del colector N°8 Parra del Riego

- Muestra

Para poblaciones infinitas está definida la siguiente ecuación:

$$n = n_0$$

$$n_0 = \frac{Z_{\alpha}^2 \times \sigma^2}{E^2} = \frac{Z_{\alpha}^2 \times P \times Q}{E^2}$$

Donde:

n: tamaño de muestra

n₀: tamaño de muestra aproximado

Z_α: Significancia

P: probabilidad de ocurrencia del fenómeno

Q: 1-P

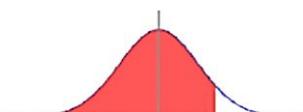
E: error de investigación

La significancia fue calculada mediante la determinación del valor normal (V_N) para un $\alpha=0,05$ con la siguiente ecuación:

$$V_N = \left(1 - \frac{\alpha}{2}\right)$$

$$V_N = \left(1 - \frac{0,05}{2}\right) = 0,975$$

TABLA DE LA DISTRIBUCIÓN NORMAL

$$P(Z \leq z) = F(z) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^z e^{-\frac{x^2}{2}} dx$$


z	0.00	0.01	0.02	0.03	0.04	0.05	0.06	0.07	0.08	0.09
0.0	0.5000	0.5040	0.5080	0.5120	0.5160	0.5199	0.5239	0.5279	0.5319	0.5359
0.1	0.5398	0.5438	0.5478	0.5517	0.5557	0.5596	0.5636	0.5675	0.5714	0.5753
0.2	0.5793	0.5832	0.5871	0.5910	0.5948	0.5987	0.6026	0.6064	0.6103	0.6141
0.3	0.6179	0.6217	0.6255	0.6293	0.6331	0.6368	0.6406	0.6443	0.6480	0.6517
0.4	0.6554	0.6591	0.6628	0.6664	0.6700	0.6736	0.6772	0.6808	0.6844	0.6879
0.5	0.6915	0.6950	0.6985	0.7019	0.7054	0.7088	0.7123	0.7157	0.7190	0.7224
0.6	0.7257	0.7291	0.7324	0.7357	0.7389	0.7422	0.7454	0.7486	0.7517	0.7549
0.7	0.7580	0.7611	0.7642	0.7673	0.7704	0.7734	0.7764	0.7794	0.7823	0.7852
0.8	0.7881	0.7910	0.7939	0.7967	0.7995	0.8023	0.8051	0.8078	0.8106	0.8133
0.9	0.8159	0.8186	0.8212	0.8238	0.8264	0.8289	0.8315	0.8340	0.8365	0.8389
1.0	0.8413	0.8438	0.8461	0.8485	0.8508	0.8531	0.8554	0.8577	0.8599	0.8621
1.1	0.8643	0.8665	0.8686	0.8708	0.8729	0.8749	0.8770	0.8790	0.8810	0.8830
1.2	0.8849	0.8869	0.8888	0.8907	0.8925	0.8944	0.8962	0.8980	0.8997	0.9015
1.3	0.9032	0.9049	0.9066	0.9082	0.9099	0.9115	0.9131	0.9147	0.9162	0.9177
1.4	0.9192	0.9207	0.9222	0.9236	0.9251	0.9265	0.9279	0.9292	0.9306	0.9319
1.5	0.9332	0.9345	0.9357	0.9370	0.9382	0.9394	0.9406	0.9418	0.9429	0.9441
1.6	0.9452	0.9463	0.9474	0.9484	0.9495	0.9505	0.9515	0.9525	0.9535	0.9545
1.7	0.9554	0.9564	0.9573	0.9582	0.9591	0.9599	0.9608	0.9616	0.9625	0.9633
1.8	0.9641	0.9649	0.9656	0.9664	0.9671	0.9678	0.9686	0.9693	0.9699	0.9706
1.9	0.9713	0.9719	0.9726	0.9732	0.9738	0.9744	0.9750	0.9756	0.9761	0.9767

El valor de Z_{α} , se determinó mediante la tabla de distribución normal

De acuerdo con la tabla: $Z_{\alpha} = 1,96$

La probabilidad de que ocurra el fenómeno, por la literatura revisada se consideró $P = 70\%$ o $0,70$; entonces $Q = 30\%$ o $0,30$

El error de la investigación de acuerdo con el criterio del investigador fue $E = 0,9\%$ o $0,009$

Reemplazando los datos en la ecuación:

$$n_o = \frac{(1,96)^2 * 0,7 * 0,3}{0,009^2}$$

$$n_o = 9959,7 \text{ mL} = 9,96 \text{ L}$$

$$n \cong n_o$$

$$n \cong 10 \text{ L}$$

De la población infinita, se recolectó 10 L de agua residual como muestra de estudio para la experimentación de adsorción de materia orgánica empleando las nanopartículas de hierro cerovalente, trabajando con 200 ml de agua residual en cada corrida experimental, siendo en total 24 corridas experimentales realizadas.

3.2.2. Materiales y equipos

- Materiales
 - ✓ Botellas ámbar de 500 ml
 - ✓ Botella de plástico de 1 L
 - ✓ Pizarra
 - ✓ Plumones
 - ✓ Cooler
 - ✓ Tablero
 - ✓ Vasos de precipitación de 500 ml
 - ✓ Lunas de reloj
 - ✓ Varillas
 - ✓ Goteros
 - ✓ Papel filtro
 - ✓ Embudos

- Equipos
 - ✓ GPS
 - ✓ Multiparámetro
 - ✓ Balanza
 - ✓ Prueba de Jarras
 - ✓ pHmetro

3.2.3. Procedimiento de la investigación

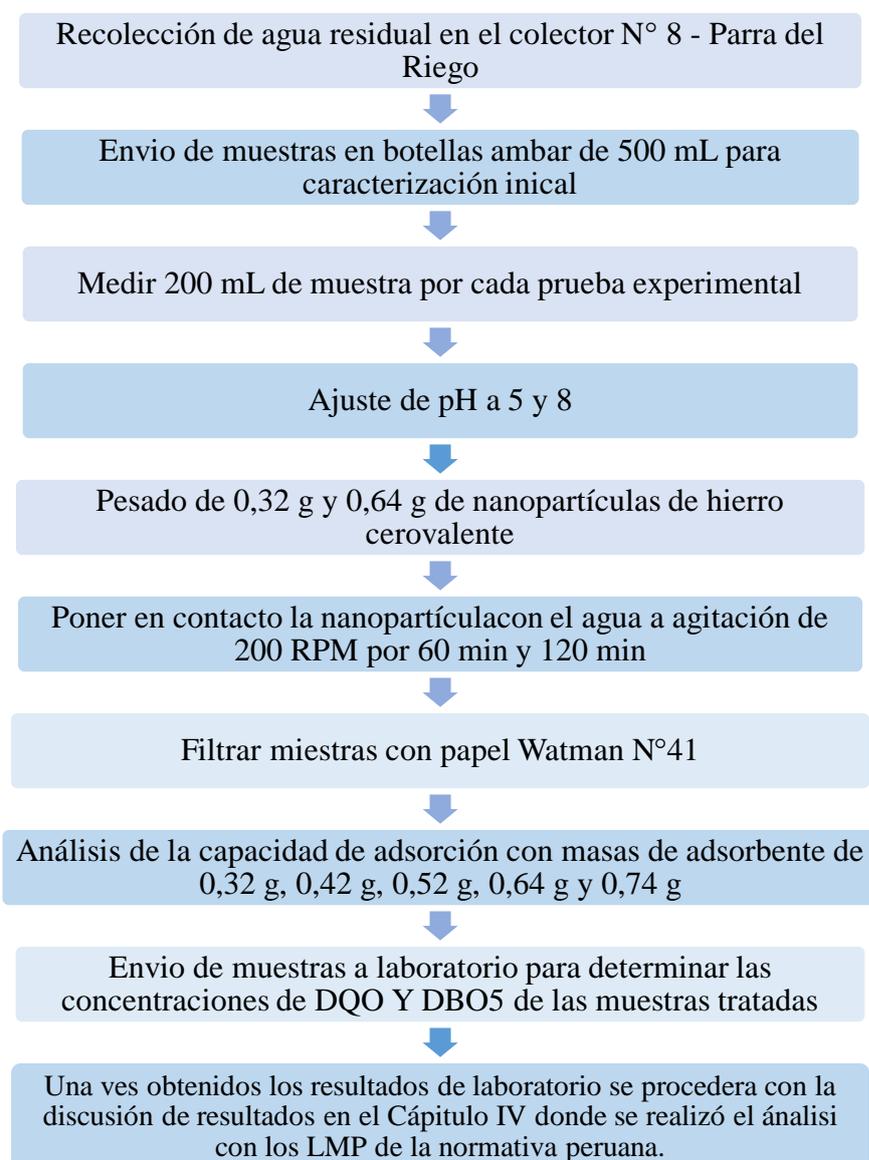


Figura 2 Diagrama de flujo

a) Recolección de aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo
Para recolectar las muestras del agua residual se consideró el colector N°8 de Parra del Riego – Huancayo y se siguió los pasos del Protocolo Nacional de Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos, realizando un muestreo puntual simple.

1. Se empleó todos los EPPs necesario para el muestro de aguas residuales: guantes de látex, cofia, guardapolvo, botas de jebe y mascarilla.

2. Se empleó frascos de vidrio ámbar de 500 ml previamente rotulados con fecha y hora de muestreo.
3. Se eligió el punto de muestreo en el sentido contrario del efluente.
4. Se enjugó 3 veces el frasco antes de recolectar la muestra.
5. Para el análisis de DQO se tomó la muestra al ras del envase para evitar burbujas y para el análisis de DBO se tomó la muestra de agua dejando 1/3 libre el envase.
6. La muestra de agua residual recolectada fue preservada con reactivos ácidos como HCl, H₃PO₄ o H₂SO₄ hasta pH<2 por un periodo máximo de 7 días.
7. Los frascos fueron colocados en el cooler con gel pack para su preservación hasta la llegada al laboratorio GRUPO JHACC S.A.C.
8. Finalmente, se determinó la DQO y DBO del agua residual.

b) Obtención de las nanopartículas de hierro cerovalente

Las nZVI serán compradas de la empresa MKnano- nZVI. Dichas nanopartículas presentan las siguientes características:

- Se encuentra en forma de polvo de hierro cero valente, compuesto por nanopartículas de Fe (0) estabilizadas en superficie.
- El tamaño de sus partículas es de 25 nm
- Tienen una alta capacidad para reaccionar, degradar, adsorber, o transformar una amplia gama de contaminantes en suelos y aguas.

c) Adsorción de DQO y DBO de las aguas residuales

La adsorción de materia orgánica fue representada por la DQO y DBO empleando nanopartícula de hierro cerovalente.

1. Se tomó 200 ml agua residual previamente analizado (DQO y DBO) y se ajustó el pH a 5 y 8 con NaOH 0.1 M o HCl 0.1 M.
2. Se puso en contacto 0,32 g y 0,64 g de nanopartículas de hierro cerovalente con el agua residual por un periodo de 60 min y 120 min.
3. El proceso se realizó a temperatura ambiente y 200 RPM de velocidad de agitación.

4. Terminado el tiempo de contacto, se filtró la suspensión y se volvió a analizar los parámetros DQO y DBO.

d) Determinación de la capacidad de adsorción de las nanopartículas

Se realizó el estudio de la isoterma de Langmuir y Freundlich, para poder determinar la capacidad de adsorción. Previamente determinado el tiempo de equilibrio experimental, se analizó la capacidad de adsorción con masas de adsorbente de 0,32 g, 0,42 g, 0,52 g, 0,64 g y 0,74 g en 200 ml de agua residual [14].

Isoterma de Langmuir

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}bC_e}$$
$$q_e(mg/g) = (C_o - C_e) \frac{V}{m}$$

C_o: concentración inicial (ppm)

C_e: concentración en el equilibrio (ppm)

q_e: cantidad de materia orgánica removida en el equilibrio (ppm)

q_{max}: capacidad máxima de adsorción (mg/g)

b: constante de Langmuir (L/mg)

V: volumen de agua residual (L)

m: masa de adsorbente (g)

Isoterma de Freundlich

$$\log(q_e) = \log(k_f) + \frac{1}{n} (C_e)$$

q_e: cantidad de materia orgánica removida en el equilibrio (ppm)

C_e: concentración en el equilibrio (ppm)

k_f: constante de adsorción de Freundlich (mg/g)

n: constante de intensidad de adsorción

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Presentación de resultados

4.1.1. Caracterización de las aguas residuales del colector N°8 Parra del Riego

Se realizó el monitoreo de las aguas residuales domésticas, obteniendo los siguientes resultados en campo.

Tabla 3. Coordenadas del lugar de muestreo

COORDENADAS UTM		LATITUD
Este	Norte	(m s. n. m.)
474956	8665784	3225

La tabla 3 indica las coordenadas UTM registradas en el GPS del lugar exacto donde se realizó el monitoreo y recolección de muestras del agua residual.

Tabla 4. Parámetros medidos en campo del agua residual

Parámetros de campo	Unidad	Resultados
Temperatura	°C	19
pH	Unidades de pH	8,30
Conductividad	μS/cm	1200
Caudal promedio	m/s	0,128

La tabla 4 indica que, al momento del monitoreo, las aguas residuales se encontraban a una temperatura de 19°C, con un pH ligeramente alcalino de 8,30 y una conductividad eléctrica de 1200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, además que el caudal fue de 0,128 m/s.

Los parámetros fisicoquímicos analizados en laboratorio fueron DQO y DBO_5 obteniendo los siguientes resultados.

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del agua residual

Parámetros fisicoquímicos	Unidad	Resultados
DQO	mg/L	974,38
DBO_5	mg/L	481,90

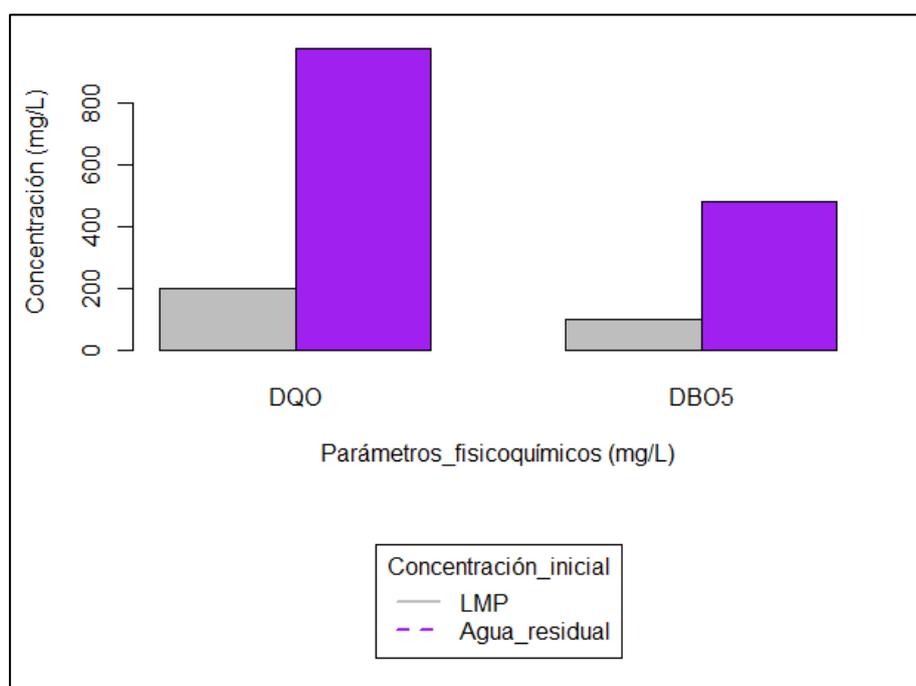


Figura 3. Caracterización fisicoquímica del agua residual

La tabla 5 y la figura 3 muestran los parámetros fisicoquímicos que indican la calidad del agua residual, los límites máximos permisibles (LMP) para efluentes de agua residual doméstico vertidos a cuerpos de agua están establecido en el D.S. N°003-2010-MINAM, que indica que el LMP para la DQO debe ser máximo 200 mg/L y para la DBO_5 una concentración máxima de 100 mg/L. El análisis de laboratorio reportó una DQO de 974,38 mg/L y una DBO_5

de 481,90 mg/L, lo que indica que este efluente está contaminado debido a que los resultados obtenidos del agua residual son casi cinco veces más que los LMP y por ello se considera que es un tratamiento para mejorar la calidad de sus aguas.

4.1.2. Efecto del pH en la DQO y DBO₅

Mahmoud, et. al, (2019) en su investigación de reducción de materia orgánica de aguas residuales municipales con nanopartículas de hierro cerovalente estudió el efecto del pH en dicho proceso usando como niveles de dicho parámetro 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 y 10; de los cuales para el presente estudio se tomó dos niveles de 5 y 8 debido a que ambos dieron mejores resultados de todos los mencionados anterior mente.

Por ello, las aguas residuales del colector N°8 fueron sometidas a tratamiento con nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) y se evaluó el efecto del pH para lograr la remoción de materia orgánica, evaluadas a través del parámetro de DQO y DBO₅.

Tabla 6. Efecto del pH ácido en la concentración final de la DQO

pH = 5				
	60 min		120 min	
Réplicas	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	208,45	202,63	190,34	179,02
II	209,73	200,12	193,47	176,41
III	205,73	203,47	191,78	180,31
Promedio	207,97	202,07	191,86	178,58

La tabla 6 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a un pH 5, se puede apreciar que, a condiciones ácidas, se evidenció mayor remoción de la DQO cuando hubo un mayor tiempo de contacto (120 min) y mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DQO inicial de 974,38 mg/L a 178,58 mg/L en promedio.

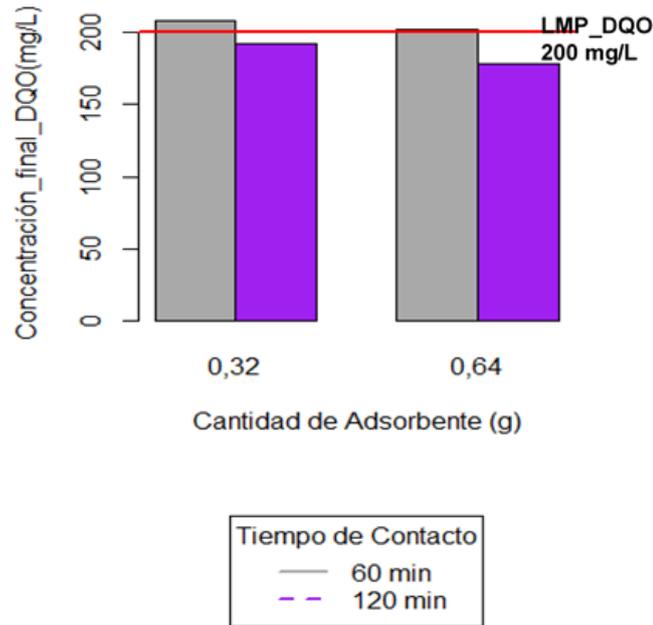


Figura 4. Efecto de pH básico en la concentración final de la DQO

En la figura 4, se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a condiciones ácidas con un tiempo de contacto de 120 min, logrando reducir la concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L hasta 191,86 mg/L y 178,58 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente.

Tabla 7. Efecto del pH básico en la concentración final de la DQO

pH = 8				
	60 min		120 min	
Réplicas	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	194,87	189,05	179,67	171,73
II	192,71	188,47	178,98	170,52
III	191,99	187,21	180,56	172,48
Promedio	193,19	188,24	179,74	171,58

La tabla 7 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a un pH 8, se puede apreciar que, a condiciones básicas, se evidenció mayor remoción de la DQO cuando hubo un mayor tiempo de contacto (120

min) y mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DQO inicial de 974,38 mg/L a 171,58 mg/L en promedio.

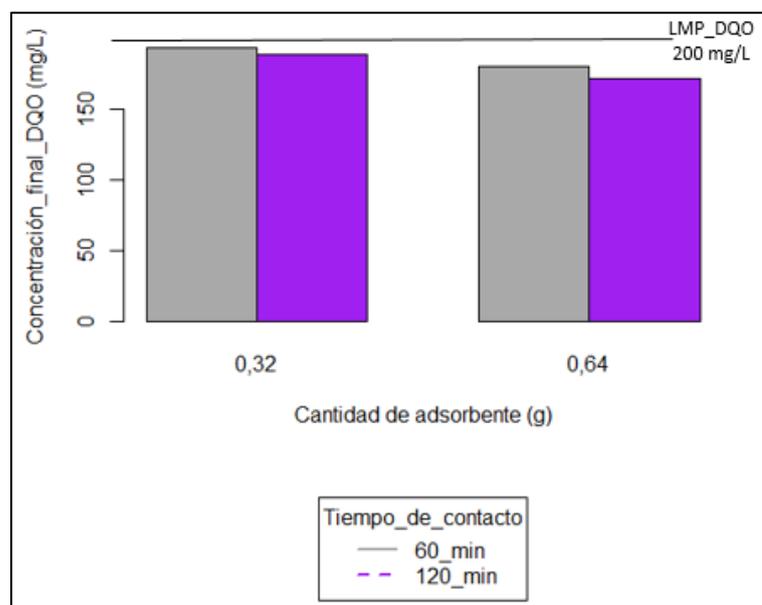


Figura 5. Efecto de pH básico en la concentración final de la DQO

En la figura 5 se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM en todos los tratamientos realizados a pH básico, logrando reducir la concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L hasta 193,19 mg/L y 188,24 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente a 60 min, y hasta 179,74 mg/L y 171,58 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente a 120 min.

Tabla 8. Efecto del pH ácido en la concentración final de la DBO₅

pH = 5				
	60 min		120 min	
Réplicas	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	135,10	103,60	99,70	85,40
II	136,90	102,20	101,04	84,20
III	135,70	104,20	100,50	86,00
Promedio	135,90	103,33	100,53	85,20

La tabla 8 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a un pH 5, se puede apreciar que, a condiciones ácidas, se evidenció

mayor remoción de la DBO₅ cuando hubo un mayor tiempo de contacto (120 min) y mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DBO₅ inicial de 481,90 mg/L a 85,20 mg/L en promedio.

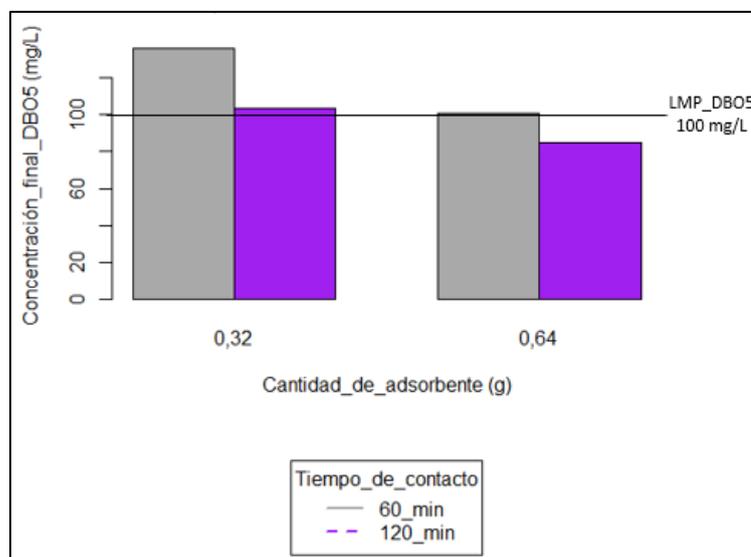


Figura 6. Efecto de pH ácido en la concentración final de la DBO₅

En la figura 6 se puede apreciar que, se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N° 003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a condiciones ácidas con un tiempo de contacto de 120 min y 0,64 g de nZVI, logrando reducir la concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L hasta 85,20 mg/L.

Tabla 9. Efecto del pH básico en la concentración final de la DBO₅

pH = 8				
	60 min		120 min	
Réplicas	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	95,20	83,90	89,20	81,20
II	94,30	83,60	88,70	80,60
III	93,80	83,10	89,60	81,40
Promedio	94,43	83,53	89,17	81,07

La tabla 9 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a un pH 8, se puede apreciar que, a condiciones básicas, se evidenció mayor remoción de la DBO₅ cuando hubo un mayor tiempo de contacto (120

min) y mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DBO₅ inicial de 481,90 mg/L a 81,07 mg/L en promedio.

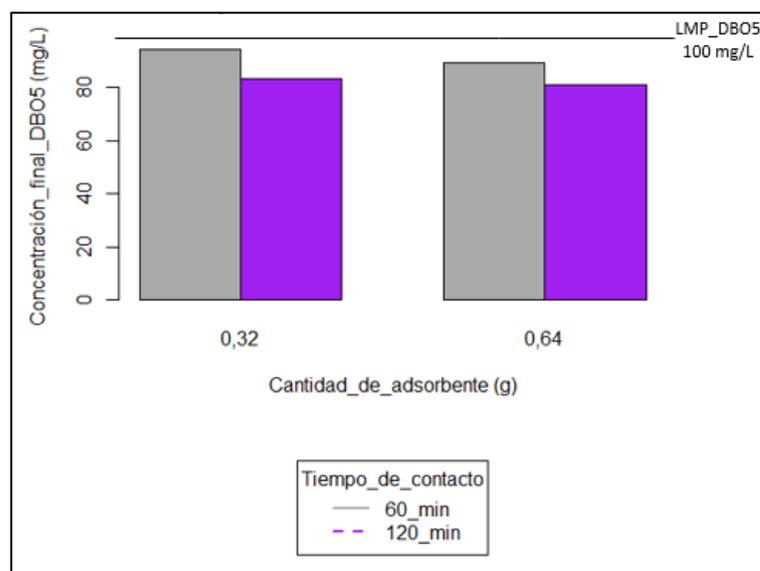


Figura 7. Efecto de pH básico en la concentración final de la DBO₅

En la figura 7 se puede apreciar que, se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM en todos los tratamientos realizados a pH básico, logrando reducir la concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L hasta 94,43 mg/L y 83,53 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente a 60 min, y hasta 89,17 mg/L y 81,07 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente a 120 min.

4.1.3. Efecto de tiempo de contacto en la DQO

Mahmoud, et. al, (2019), en su investigación de reducción de materia orgánica de aguas residuales municipales con nanopartículas de hierro cerivalente, estudió el efecto del tiempo en dicho proceso usando como niveles de dicho parámetro 15 min, 30 min, 45 min, 60 min, 75 min, 90 min, 105 min, 120 min, 135 min y 150 min; de los cuales para el presente estudio se tomó dos niveles de 60 min y 120 min debido a que ambos dieron mejores resultados de todos los mencionados anterior mente.

Por ello, las aguas residuales del colector N°8 fueron sometidas a tratamiento con nanopartículas de hierro cerivalente (nZVI) y se evaluó el

efecto del tiempo de contacto, para lograr la remoción de materia orgánica, evaluadas a través del parámetro de DQO.

Tabla 10. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO

Tiempo de contacto = 60 min				
	pH: 5		pH: 8	
Réplicas	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	208,45	202,63	194,87	189,05
II	209,73	200,12	192,71	188,47
III	205,73	203,47	191,99	187,21
Promedio	207,97	202,07	193,19	188,24

La tabla 10 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a un menor tiempo de contacto, se puede apreciar que, a 60 min, se evidenció mayor remoción de la DQO cuando el pH fue básico (8) y cuando hubo mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DQO inicial de 974,38 mg/L a 188,24 mg/L en promedio.

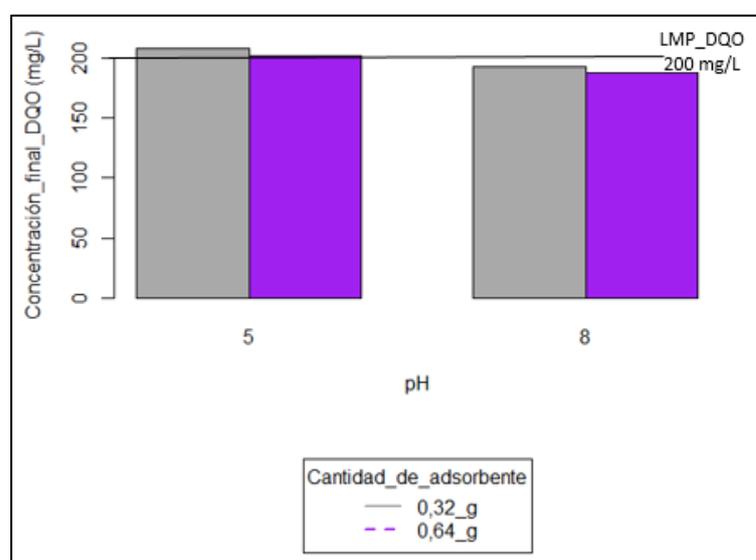


Figura 8. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO

En la figura 8 se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a 60 min con un pH básico de 8, logrando reducir su

concentración inicial de 974,38 mg/L hasta 193,19 mg/L y 188,24 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente.

Tabla 11. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO

Tiempo de contacto = 120 min				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	190,34	179,02	179,67	171,73
II	193,47	176,41	178,98	170,52
III	191,78	180,31	180,56	172,48
Promedio	191,86	178,58	179,74	171,58

La tabla 11 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a un mayor tiempo de contacto, se puede apreciar que, a 120 min, se evidenció mayor remoción de la DQO con 0,64 g de nZVI para un pH ácido (DQO = 178,58 mg/L) y también para un pH básico (DQO = 171,58 mg/L).

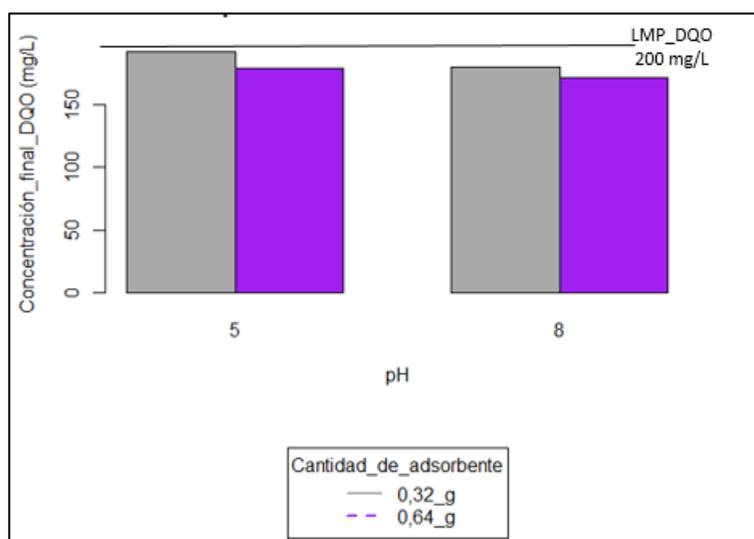


Figura 9. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DQO

En la figura 9 se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM en todos los tratamientos realizados a un mayor tiempo de contacto, logrando reducir la concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L hasta 178,58 mg/L y 171,58 mg/L con un pH de 5 y 8 respectivamente y 0,64 g de nZVI, asimismo con 0,32

g de nZVI se logró reducir la DQO hasta 191,86 mg/L y 179,74 mg/L con un pH de 5 y 8 respectivamente.

Tabla 12. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO₅
Tiempo de contacto = 60 min

Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	135,10	103,60	95,20	83,90
II	136,90	102,20	94,30	83,60
III	135,70	104,20	93,80	83,10
Promedio	135,90	103,33	94,43	83,53

La tabla 12 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a un menor tiempo de contacto, se puede apreciar que, a 60 min, se evidenció mayor remoción de la DBO₅ cuando el pH fue básico (8) y cuando hubo mayor dosis de nZVI (0,64 g) en el agua residual, logrando disminuir la concentración de la DBO₅ inicial de 481,90 mg/L a 83,53 mg/L en promedio.

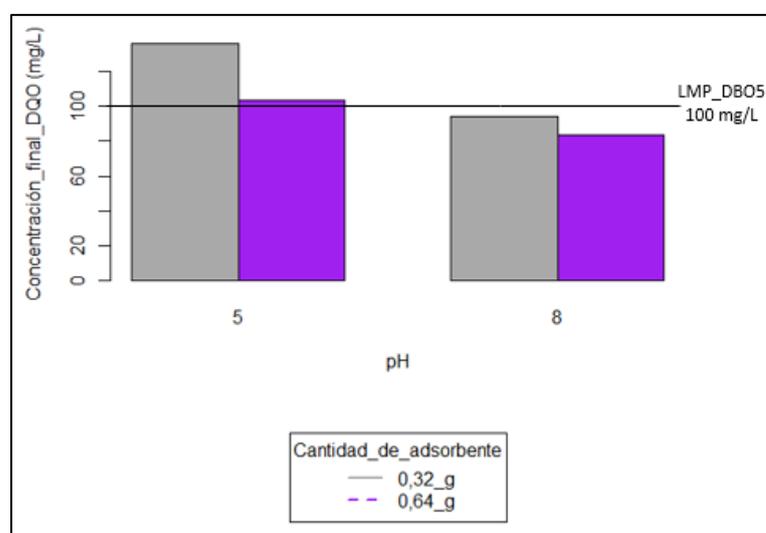


Figura 10. Efecto de un menor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO₅

En la figura 10 se puede apreciar que, se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N° 003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a 60 min con un pH básico de 8, logrando reducir su

concentración inicial de 481,90 mg/L hasta 94,43 mg/L y 83,53 mg/L con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI respectivamente.

Tabla 13. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO₅

Tiempo de contacto = 120 min				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI	0,32 g de nZVI	0,64 g de nZVI
I	99,70	85,40	89,20	81,20
II	101,04	84,20	88,70	80,60
III	100,50	86,00	89,60	81,40
Promedio	100,53	85,20	89,17	81,07

La tabla 13 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a un mayor tiempo de contacto, se puede apreciar que, a 120 min, se evidenció mayor remoción de la DBO₅ con 0,64 g de nZVI para un pH ácido (DBO₅ = 85,20 mg/L) y también para un pH básico (DQO = 81,07 mg/L).

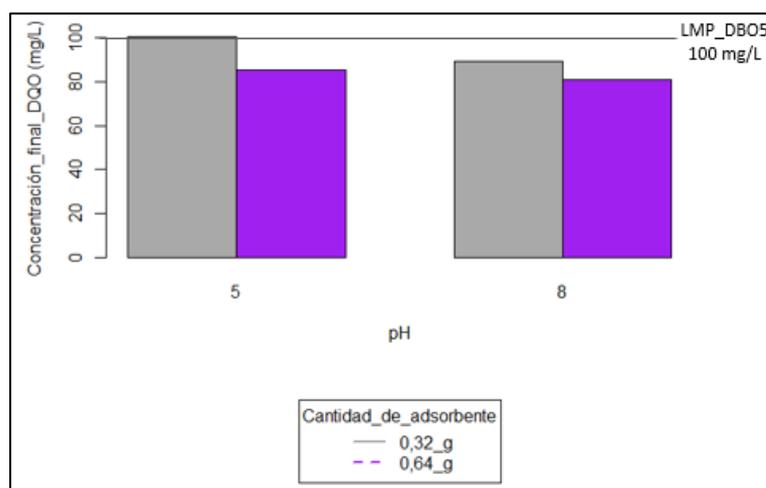


Figura 11. Efecto de un mayor tiempo de contacto en la concentración final de la DBO₅

En la figura 11 se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM en tres de los cuatro tratamientos realizados, a un mayor tiempo de contacto, logrando reducir la concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L hasta 85,20 mg/L con un pH de 5 y 0,64 g de nZVI, asimismo con 0,32 g de nZVI y 0,64 g de

nZVI, se logró reducir hasta la DBO₅ 89,17 mg/L y 81,07 mg/L respectivamente con un pH de 8.

4.1.4. Efecto de la dosis de adsorbente en la DQO

Mahmoud, et. al, (2019) en su investigación de reducción de materia orgánica de aguas residuales municipales con nanopartículas de hierro cerovalente estudió el efecto de la dosis de nanopartícula en dicho proceso usando como niveles de dicho parámetro 0,4 g; 0,8 g; 1,2 g, 1,6 g; 2,0 g; 2,4 g; 2,8 g, 3,2 g, 3,6 g y 4,0 g; de los cuales para el presente estudio se tomó dos niveles de 1,6 g y 3,2 g debido a que ambos dieron mejores resultado de todos los mencionados anterior mente, pero esta dosis fue para 1L de muestra por lo cual se saca la proporción para 200 ml que es nuestra muestra de estudio resultando que se debe aplicar 0,32g y 0,64g.

Por ello, las aguas residuales del colector N°8 fueron sometidas a tratamiento con nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) y se evaluó el efecto de la dosis de adsorbente, para lograr la remoción de materia orgánica, evaluadas a través del parámetro de DQO.

Tabla 14. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO

Dosis de adsorbente = 0,32 g de nZVI				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	60 min	120 min	60 min	120 min
I	208,45	190,34	194,87	179,67
II	209,73	193,47	192,71	178,98
III	205,73	191,78	191,99	180,56
Promedio	207,97	191,86	193,19	179,74

La tabla 14 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a una menor dosis de adsorbente, se puede apreciar que, con 0,32 g de nZVI, se evidenció menor remoción de la DQO (207,97 mg/L) cuando el pH fue ácido (5) y el tiempo de contacto fue de 60 min, por el contrario, cuando hubo mayor tiempo de contacto (120 min) y el pH fue básico (8) se logró disminuir la

concentración de la DQO inicial de 974,38 mg/L hasta 179,74 mg/L en promedio.

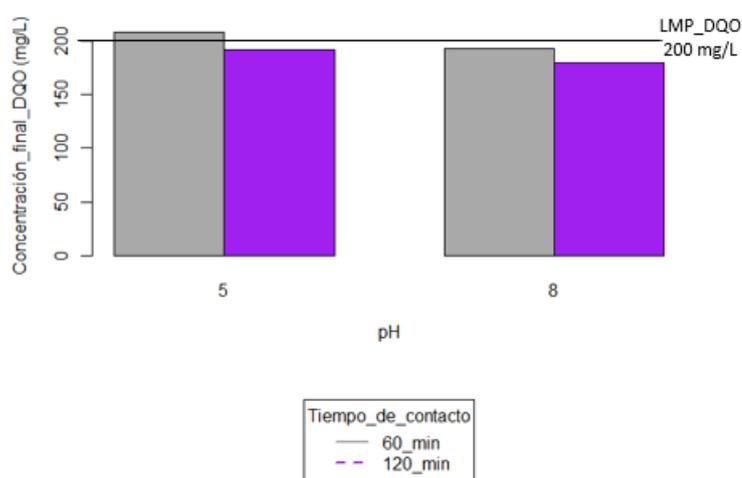


Figura 12. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO

En la figura 12 se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a un pH ácido por 120 min, también se logró reducir la concentración de DQO hasta sus LMP cuando se trabajó con un pH básico por 60 min y 120 min de contacto, logrando reducir su concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L hasta 191,98 mg/L (pH 5 y 120 min), 193,19 mg/L (pH 8 y 60 min) y 179,74 mg/L (pH 8 y 120 min).

Tabla 15. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO

Dosis de adsorbente = 0,64 g de nZVI				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	60 min	120 min	60 min	120 min
I	202,63	179,02	189,05	171,73
II	200,12	176,41	188,47	170,52
III	203,47	180,31	187,21	172,48
Promedio	202,07	178,58	188,24	171,58

La tabla 15 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DQO a una mayor dosis de adsorbente, se puede apreciar que, con 0,64 g de nZVI, se evidenció menor remoción de la DQO (202,07 mg/L) cuando el pH fue

ácido (5) y el tiempo de contacto fue de 60 min, por el contrario, cuando hubo mayor tiempo de contacto (120 min) y el pH fue básico (8) se logró disminuir la concentración de la DQO inicial de 974,38 mg/L hasta 171,58 mg/L en promedio.

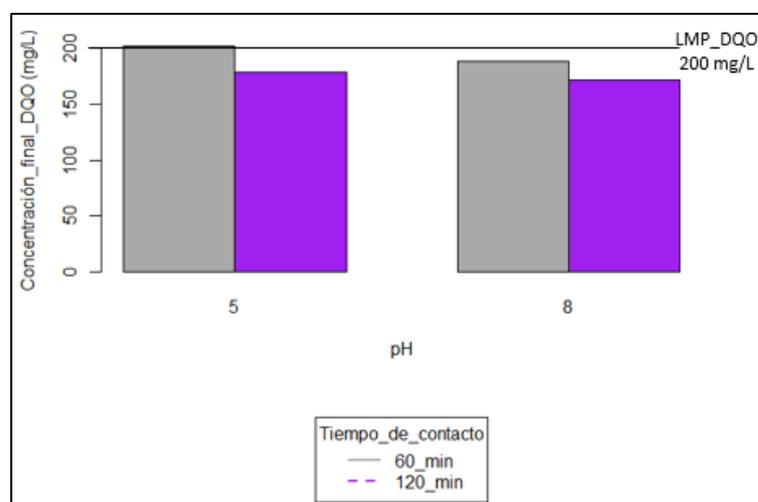


Figura 13. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DQO

En la figura 13, se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DQO hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a un pH ácido por 120 min, también se logró reducir la concentración de DQO hasta sus LMP cuando se trabajó con un pH básico por 60 min y 120 min de contacto, logrando reducir su concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L hasta 178,58 mg/L (pH 5 y 120 min), 188,24 mg/L (pH 8 y 60 min) y 171,58 mg/L (pH 8 y 120 min).

Tabla 16. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO₅

Dosis de adsorbente = 0,32 g de nZVI				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	60 min	120 min	60 min	120 min
I	135,10	99,70	95,20	89,20
II	136,90	101,04	94,30	88,70
III	135,70	100,50	93,80	89,60
Promedio	135,90	100,53	94,43	89,17

La tabla 16 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a una menor dosis de adsorbente, se puede apreciar que, con 0,32 g de nZVI se evidenció menor remoción de la DBO₅ (135,90 mg/L) cuando el pH fue ácido (5) y el tiempo de contacto fue de 60 min, por el contrario, cuando hubo mayor tiempo de contacto (120 min) y el pH fue básico (8) se logró disminuir la concentración de la DBO₅ inicial de 481,90 mg/L hasta 89,17 mg/L en promedio.

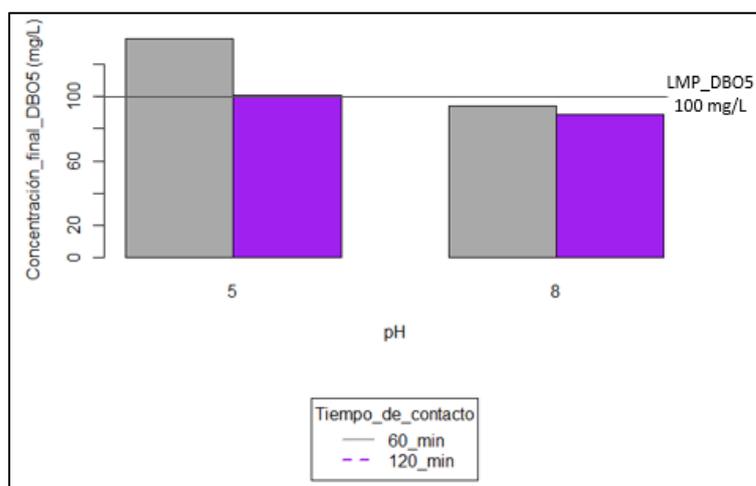


Figura 14. Efecto de una menor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO₅

En la figura 14, se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM cuando se realizó el tratamiento a un pH básico por 60 min y 120 min, logrando reducir su concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L hasta 94,43 mg/L (pH 8 y 60 min) y 89,17 mg/L (pH 8 y 120 min).

Tabla 17. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO₅

Dosis de adsorbente = 0,64 g de nZVI				
Réplicas	pH: 5		pH: 8	
	60 min	120 min	60 min	120 min
I	103,60	85,40	83,90	81,20
II	102,20	84,20	83,60	80,60
III	104,20	86,00	83,10	81,40
Promedio	103,33	85,20	83,53	81,07

La tabla 17 muestra los resultados obtenidos en la concentración final de la DBO₅ a una mayor dosis de adsorbente, se puede apreciar que, con 0,64 g de nZVI, se evidenció menor remoción de la DBO₅ (103,33 mg/L) cuando el pH fue ácido (5) y el tiempo de contacto fue de 60 min, por el contrario, cuando hubo mayor tiempo de contacto (120 min) y el pH fue básico (8) se logró disminuir la concentración de la DBO₅ inicial de 481,90 mg/L hasta 81,07 mg/L en promedio.

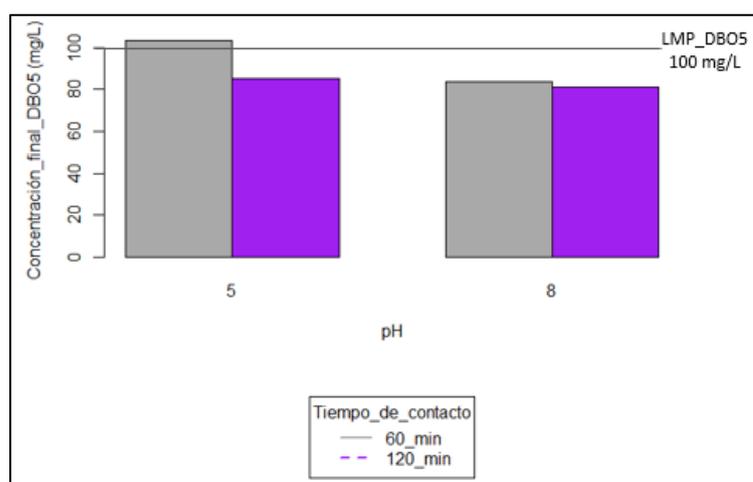


Figura 15. Efecto de una mayor dosis de adsorbente en la concentración final de la DBO₅

En la figura 15, se puede apreciar que se logró reducir la concentración de la DBO₅ hasta su LMP establecido en el D.S. N°003- 2010 – MINAM, cuando se realizó el tratamiento a un pH ácido por 120 min, también se logró reducir la concentración de DBO₅ hasta sus LMP cuando de trabajó con un pH básico por 60 min y 120 min de contacto, logrando reducir su concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L hasta 85,20 mg/L (pH 5 y 120 min), 83,53 mg/L (pH 8 y 60 min) y 81,07 mg/L (pH 8 y 120 min).

4.1.5. Resultados de la DQO después del tratamiento con nanopartículas de hierro cerivalente

La caracterización fisicoquímica evidenció la contaminación de las aguas residuales del colector N°8 – Parra del Riego, por lo que se realizó el tratamiento de estas aguas residuales con las nanopartículas de hierro

cerovalente (nZVI), obteniendo los siguientes resultados en la concentración final de DQO.

Tabla 18. Concentración final de la DQO después del tratamiento con nZVI

N°	pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I (mg/L)	Réplica II (mg/L)	Réplica III (mg/L)	Promedio (mg/L)
1	5	60	0,32	208,45	209,73	205,73	207,97
2	5	60	0,64	202,63	200,12	203,47	202,07
3	5	120	0,32	190,34	193,47	191,78	191,86
4	5	120	0,64	179,02	176,41	180,31	178,58
5	8	60	0,32	194,87	192,71	191,99	193,19
6	8	60	0,64	189,05	188,47	187,21	188,24
7	8	120	0,32	179,67	178,98	180,56	179,74
8	8	120	0,64	171,73	170,52	172,48	171,58

La tabla 18 muestra las concentraciones finales de la DQO después del contacto con las nZVI, se puede apreciar que, se logró una menor reducción en la concentración de la DQO de 974,38 mg/L a 207,97 mg/L en promedio, a las condiciones de un pH ácido de 5, tiempo de contacto de 60 min y con una dosis de adsorbente de 0,32 g de nZVI; mientras que, para un pH alcalino de 8, tiempo de contacto de 120 min y 0,64 g de nZVI, se logró una máxima reducción en la concentración de la DQO de 974,38 mg/L a 171,58 mg/L en promedio.

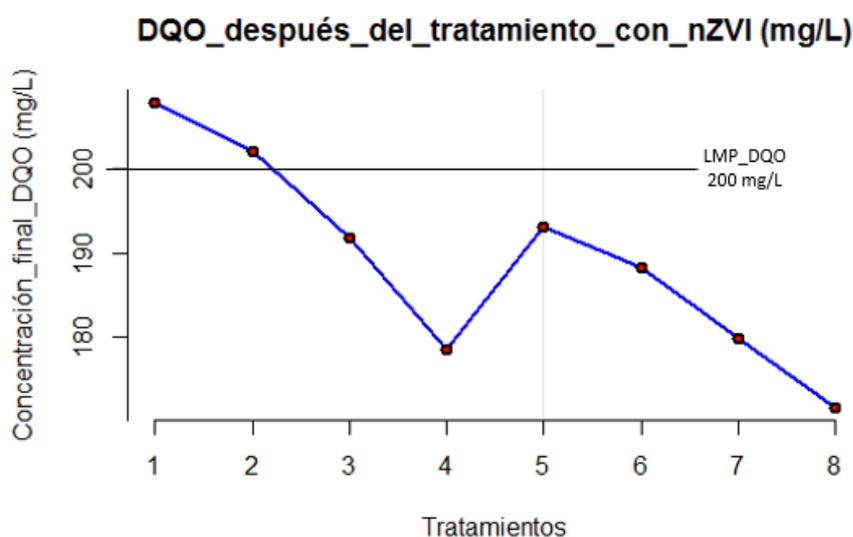


Figura 16. Concentración final de DQO después del tratamiento con nZVI

La figura 16 muestra los ocho tratamientos realizados para la remoción de la DQO variando el pH, tiempo de contacto y dosis de adsorbente. Se puede apreciar la tendencia a disminuir la concentración de la DQO para un pH ácido cuando hubo mayor tiempo de contacto y mayor dosis de adsorbente, de la misma manera que para un pH básico, en el que se puede apreciar que, un mayor tiempo de contacto y una mayor dosis de nanopartículas logró reducir más la concentración de la DQO. De todos los tratamientos realizados, se puede observar que, a partir del tercer tratamiento se logra cumplir con la normativa para los LMP de la DQO.

Se determinó la eficiencia de remoción de DQO empleando la siguiente fórmula:

$$Eficiencia\ de\ remoci3n_{DQO} = \frac{C_0 - C_F}{C_0} \times 100$$

Donde la concentración inicial C_0 fue 974,38 mg/L y la concentración final C_F está expresado en la tabla 12. Para el primer dato experimental la eficiencia de remoción de la DQO fue:

$$Eficiencia\ de\ remoci3n_{DQO} = \frac{974,38 - 208,45}{974,38} \times 100$$

$$Eficiencia\ de\ remoci3n_{DQO} = 78,61\%$$

Reemplazando los demás datos de la tabla 12, se calculó la eficiencia de remoción de la DQO, expresado en la tabla 13.

Tabla 19. Eficiencia de remoción de la DQO después del tratamiento con nZVI

N°	pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I (%)	Réplica II (%)	Réplica III (%)	Promedio (%)
1	5	60	0,32	78,61	78,48	78,89	78,71
2	5	60	0,64	79,20	79,46	79,12	79,23
3	5	120	0,32	80,47	80,14	80,32	80,31
4	5	120	0,64	81,63	81,90	81,49	81,63
5	8	60	0,32	80,00	80,22	80,30	80,20
6	8	60	0,64	80,60	80,66	80,79	80,71
7	8	120	0,32	81,56	81,63	81,47	81,53
8	8	120	0,64	82,38	82,50	82,30	82,37

La tabla 19 muestra la eficiencia de remoción de la DQO después del contacto con las nZVI, se puede apreciar que, la eficiencia de remoción aumenta de 78,71 % hasta 81,63 % a las condiciones de un pH ácido de 5; mientras que, para un pH alcalino de 8, se logró una máxima eficiencia en la remoción de la DQO de 80,20 % a 82,37 % en promedio.



Figura 17. Eficiencia de remoción de la DQO después del tratamiento con nZVI

La figura 17 muestra los ocho tratamientos realizados para la eficiencia de remoción de la DQO variando el pH, tiempo de contacto y dosis de adsorbente. Se puede apreciar la tendencia a aumentar la eficiencia de remoción de la DQO para un pH ácido cuando hubo mayor tiempo de contacto y mayor dosis de adsorbente, de la misma manera, para un pH básico, se puede apreciar que, un mayor tiempo de contacto y una mayor dosis de nanopartículas logró aumentar más la eficiencia de remoción de la DQO.

4.1.6. Resultados de la isoterma de adsorción para la DQO

Las isotermas de adsorción fueron evaluadas a las condiciones que mejores resultados de remoción de la DQO se logró; por lo tanto, la isoterma de adsorción fue evaluada en 200 ml de agua residual a un pH de 8 y un tiempo de contacto de 120 min.

4.1.6.1. Isoterma de Langmuir

Tabla 20. Resultados experimentales para el estudio isotérmico de Langmuir de la DQO

Dosis de adsorbente "w" (g)	Concentración inicial de la DQO "C _o " (mg/L)	Concentración final de la DQO "C _e " (mg/L)
0,32	974,38	188,36
0,42	974,38	180,71
0,52	974,38	175,49
0,64	974,38	171,85
0,74	974,38	171,07

La tabla 20 muestra las concentraciones finales de la DQO después del proceso de adsorción con nZVI. Las condiciones del proceso fueron a temperatura ambiente, con un pH básico, durante 120 min y con 200 ml de agua residual de concentración inicial de la DQO de 974,38 mg/L. Para 974,38 mg/L de concentración inicial se varió 5 masas de adsorbente en el proceso: 0,32 g, 0,42g, 0,52 g, 0,64 g y 0,74 g, obteniendo una disminución en la concentración final de la DQO de 188,36 mg/L, 180,71 mg/L, 175,49 mg/L, 171,85 mg/L y 171,07 mg/L respectivamente.

Para el estudio de la isoterma de Langmuir se necesitó determinar la dosis adsorbida en el equilibrio (q_e), expresada en la siguiente fórmula:

$$q_e = \frac{v(c_0 - c_e)}{w}$$

Donde: v es el volumen de agua residual expresado en litros (0,2 L), C_o concentración inicial de la DQO (974,38 mg/L), w es la masa del adsorbente y C_e concentración en el equilibrio expresados en la tabla 14.

Reemplazando el primer dato experimental en la ecuación:

$$q_e = \frac{0,2x(974,38 - 188,36)}{0,32}$$
$$q_e = 491,26 \text{ mg/g}$$

Tabla 21. Dosis adsorbida en el equilibrio de la DQO

Dosis de adsorbente "w" (g)	Concentración final de la DQO "C _e " (mg/L)	Cantidad adsorbida en el equilibrio "q _e " (mg/g)
0,32	188,36	491,26
0,42	180,71	377,94
0,52	175,49	307,26
0,64	171,85	250,79
0,74	171,07	217,11

La tabla 21 indica la cantidad adsorbida en el equilibrio para diferentes masas de adsorbente, este parámetro está expresado en la ecuación de la isoterma de Langmuir.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}bC_e}$$

De la ecuación se determinó la concentración en el equilibrio (C_e) y la cantidad adsorbida en el equilibrio (q_e)

Tabla 22. Parámetros para el estudio isotérmico de Langmuir de la DQO

Dosis de adsorbente (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	X = 1/C _e	Y = 1/q _e
0,32	188,36	491,26	0,00531	0,00204
0,42	180,71	377,94	0,00553	0,00265
0,52	175,49	307,26	0,00570	0,00325
0,64	171,85	250,79	0,00582	0,00399
0,74	171,07	217,11	0,00585	0,00461

Para la determinación de la capacidad máxima de adsorción (q_{max}) y la constante de Langmuir (b), se graficó X – Y con los datos de la tabla 22, para luego realizar el ajuste lineal de la isoterma de Langmuir.

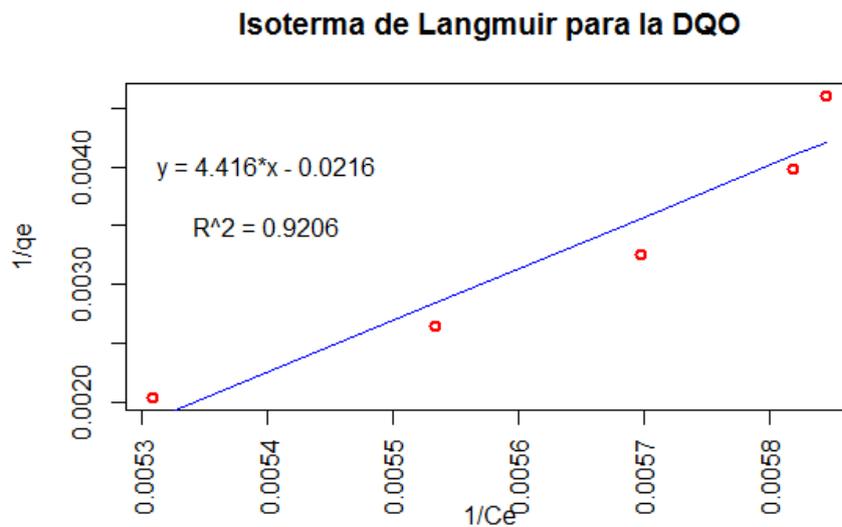


Figura 18. Isoterma de Langmuir para la adsorción de la DQO

La figura 18 presenta la ecuación de regresión lineal de la isoterma de Langmuir con un coeficiente de correlación de $R^2 = 0,9206$.

Tabla 23. Constantes de la isoterma de Langmuir para la adsorción de la DQO

Ecuación de la isoterma	$y = 4,416x - 0,0216$
R^2	0,9206
$1/q_{max}$	0,0216
$1/(q_{max} \cdot b)$	4,416
q_{max}	46,296
b	0,0049

Después del ajuste lineal, se calculó la capacidad máxima de adsorción (q_{max}) y la constante de Langmuir (b). De la tabla 23, se puede expresar que, la capacidad de adsorción de las nZVI fue 46,296 mg/g y la constante de Langmuir fue 0,0049 L/mg.

La constante de Langmuir determina si la adsorción realizada por las nanopartículas fue favorable o no, mediante la siguiente ecuación:

$$K_L = \frac{1}{1 + bC_0}$$

Si los valores de K_L están entre 0 y 1 se considera una adsorción favorable, si el valor de K_L es 1 se considera una adsorción lineal, si K_L es 0 la adsorción es irreversible.

Reemplazando los datos experimentales calculados:

$$K_L = \frac{1}{1 + 0,0049 \times 974,38}$$

$$K_L = 0,173$$

El valor determinado indica que la isoterma de Langmuir se ajusta y describe mejor el proceso de adsorción de las nZVI, porque la adsorción fue favorable.

4.1.6.2. Isotherma de Freundlich

La isoterma de Freundlich está expresada por la siguiente ecuación lineal:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

La isoterma de Freundlich fue evaluado a las mismas condiciones que se evaluó la isoterma de Langmuir, 200 mL de agua residual, pH básico y 120 min de contacto, obteniendo los mismos resultados para la concentración en el equilibrio (C_e) y la cantidad adsorbida en el equilibrio (q_e).

Tabla 24. Parámetros para el estudio isotérmico de Freundlich de la DQO

Dosis de adsorbente (g)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	$X = \log(C_e)$	$Y = \log(q_e)$
0,32	188,36	491,26	2,27499	2,69131
0,42	180,71	377,94	2,25698	2,57742
0,52	175,49	307,26	2,24425	2,48751
0,64	171,85	250,79	2,23515	2,39931
0,74	171,07	217,11	2,23317	2,33668

Para la determinación de la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la constante de intensidad de adsorción (n), se graficó $X - Y$ con los datos de la tabla 24, para luego realizar el ajuste lineal de la isoterma de Freundlich.

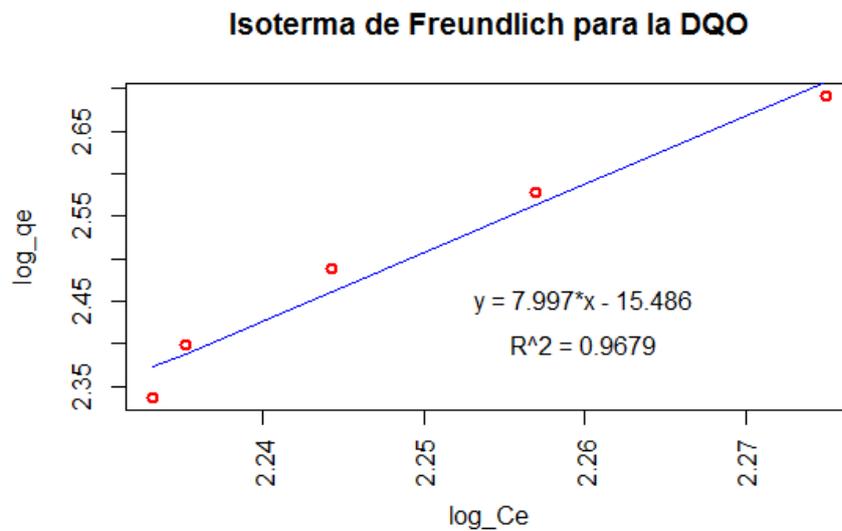


Figura 19. Isoterma de Freundlich para la adsorción de la DQO

La figura 19 presenta la ecuación de regresión lineal de la isoterma de Freundlich con un coeficiente de correlación de $R^2 = 0,9679$.

Tabla 25. Constantes de la isoterma de Freundlich para la adsorción de la DQO

Ecuación de la isoterma	$y = 7,997x - 15,486$
R^2	0,9679
$\log K_f$	-15,486
$1/n$	7,997
K_f	$3,266 \times 10^{-16}$
n	0,125

Después del ajuste lineal, se calculó la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la constante de intensidad de adsorción (n). De la tabla 25 se puede expresar que, la capacidad de adsorción de las nZVI fue $3,266 \times 10^{-16}$ mg/g y la constante de intensidad de adsorción fue 0,125. La literatura indica que los valores mayores de 1 para la constante de intensidad de adsorción (n) expresa condiciones de adsorción favorables; por el resultado obtenido, se concluye que la isoterma de Freundlich no describe el proceso de adsorción porque las condiciones de adsorción no fueron favorables.

4.1.7. Resultados de la DBO₅ después del tratamiento con nanopartículas de hierro cerovalente

La caracterización fisicoquímica evidenció la contaminación de las aguas residuales del colector N°8 – Parra del Riego, por lo que se realizó el tratamiento de estas aguas residuales con las nanopartículas de hierro cerovalente (nZVI), obteniendo los siguientes resultados en la concentración final de DBO₅.

Tabla 26. Concentración final de la DBO₅ después del tratamiento con nZVI

N°	pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I (mg/L)	Réplica II (mg/L)	Réplica III (mg/L)	Promedio (mg/L)
1	5	60	0,32	135,10	136,90	135,70	135,90
2	5	60	0,64	103,60	102,20	104,20	103,33
3	5	120	0,32	99,70	101,40	100,50	100,53
4	5	120	0,64	85,40	84,20	86,00	85,20
5	8	60	0,32	95,20	94,30	93,80	94,43
6	8	60	0,64	83,90	83,60	83,10	83,53
7	8	120	0,32	89,20	88,70	89,60	89,17
8	8	120	0,64	81,20	80,60	81,40	81,07

La tabla 26 muestra las concentraciones finales de la DBO₅ después del contacto con las nZVI, se puede apreciar que, se logró una menor reducción en la concentración de la DBO₅ de 481,90 mg/L a 135,90 mg/L en promedio, a las condiciones de un pH ácido de 5, tiempo de contacto de 60 min y con una dosis de adsorbente de 0,32 g de nZVI; mientras que, para un pH alcalino de 8, tiempo de contacto de 120 min y 0,64 g de nZVI, se logró una máxima reducción en la concentración de la DBO₅ de 481,90 mg/L a 81,07 mg/L en promedio.

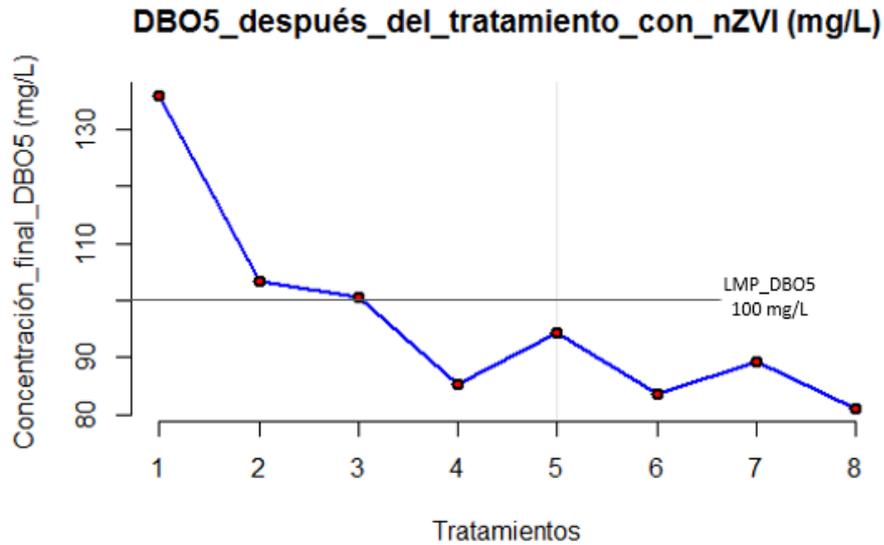


Figura 20. Concentración final de DBO₅ después del tratamiento con nZVI

La figura 20 muestra los ocho tratamientos realizados para la remoción de la DBO₅ variando el pH, tiempo de contacto y dosis de adsorbente. Se puede apreciar la tendencia a disminuir la concentración de la DBO₅ para un pH ácido cuando hubo mayor tiempo de contacto y mayor dosis de adsorbente, de la misma manera que para un pH básico, en el que se puede apreciar que, un mayor tiempo de contacto y una mayor dosis de nanopartículas logró reducir más la concentración de la DBO₅. De todos los tratamientos realizados, se puede observar que, a partir del cuarto tratamiento se logra cumplir con la normativa para los LMP de la DBO₅.

Se determinó la eficiencia de remoción de DBO₅ empleando la siguiente fórmula:

$$Eficiencia\ de\ remoción_{DBO_5} = \frac{C_0 - C_F}{C_0} \times 100$$

Donde la concentración inicial C_0 fue 481,90 mg/L y la concentración final C_F está expresado en la tabla 26. Para el primer dato experimental la eficiencia de remoción de la DBO₅ fue:

$$Eficiencia\ de\ remoción_{DBO_5} = \frac{481,90 - 135,10}{481,90} \times 100$$

$$Eficiencia\ de\ remoción_{DBO_5} = 71,97\%$$

Reemplazando los demás datos de la tabla 26, se calculó la eficiencia de remoción de la DBO₅, expresado en la tabla 27.

Tabla 27. Eficiencia de remoción de la DBO₅ después del tratamiento con nZVI

Nº	pH	Tiempo de contacto (min)	Dosis de adsorbente (g)	Réplica I (%)	Réplica II (%)	Réplica III (%)	Promedio (%)
1	5	60	0,32	71,97	71,59	71,84	71,81
2	5	60	0,64	78,50	78,79	78,38	78,51
3	5	120	0,32	79,31	78,96	79,15	79,14
4	5	120	0,64	82,28	82,53	82,15	82,28
5	8	60	0,32	80,24	80,43	80,54	80,44
6	8	60	0,64	82,59	82,65	82,76	82,69
7	8	120	0,32	81,49	81,59	81,41	81,47
8	8	120	0,64	83,15	83,27	83,11	83,16

La tabla 27 muestra la eficiencia de remoción de la DBO₅ después del contacto con las nZVI, se puede apreciar que, la eficiencia de remoción aumenta de 71,81% hasta 82,28% a las condiciones de un pH ácido de 5; mientras que, para un pH alcalino de 8, se logró una máxima eficiencia en la remoción de la DBO₅ de 80,44% a 83,16% en promedio.

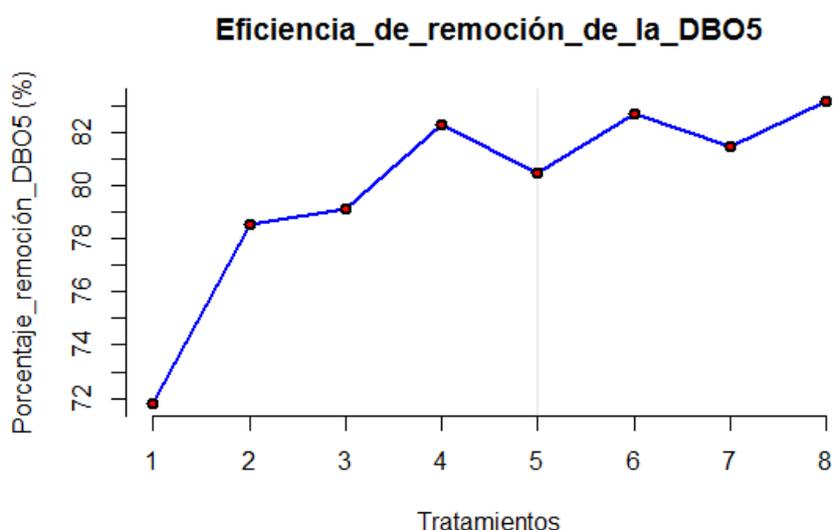


Figura 21. Eficiencia de remoción de la DBO₅ después del tratamiento con nZVI

La figura 21 muestra los ocho tratamientos realizados para la eficiencia de remoción de la DBO₅ variando el pH, tiempo de contacto y dosis de adsorbente.

Se puede apreciar la tendencia a aumentar la eficiencia de remoción de la DBO₅ para un pH ácido cuando hubo mayor tiempo de contacto y mayor dosis de adsorbente, de la misma manera, para un pH básico, se puede apreciar que, un mayor tiempo de contacto y una mayor dosis de nanopartículas logró aumentar más la eficiencia de remoción de la DBO₅.

4.1.8. Resultados de la isoterma de adsorción para la DBO₅

Las isotermas de adsorción fueron evaluadas a las condiciones que mejores resultados de remoción de la DBO₅ se logró; por lo tanto, la isoterma de adsorción fue evaluada en 200 mL de agua residual a un pH de 8 y un tiempo de contacto de 120 min.

4.1.8.1. Isoterma de Langmuir

Tabla 28. Resultados experimentales para el estudio isotérmico de Langmuir de la DBO₅

Dosis de adsorbente “w” (g)	Concentración inicial de la DBO ₅ “C ₀ ” (mg/L)	Concentración final de la DBO ₅ “C _e ” (mg/L)
0,32	481,90	83,50
0,42	481,90	83,10
0,52	481,90	82,70
0,64	481,90	81,10
0,74	481,90	80,90

La tabla 28 muestra las concentraciones finales de la DBO₅ después del proceso de adsorción con nZVI. Las condiciones del proceso fueron a temperatura ambiente, con un pH básico, durante 120 min y con 200 mL de agua residual de concentración inicial de la DBO₅ de 481,90 mg/L. Para 481,90 mg/L de concentración inicial se varió 5 masas de adsorbente en el proceso: 0,32 g, 0,42g, 0,52 g, 0,64 g y 0,74 g, obteniendo una disminución en la concentración final de la DBO₅ de 83,50 mg/L, 83,10 mg/L, 82,70 mg/L, 81,10 mg/L y 80,90 mg/L respectivamente.

Para el estudio de la isoterma de Langmuir se necesitó determinar la cantidad adsorbida en el equilibrio (q_e), expresada en la siguiente fórmula:

$$q_e = \frac{v(c_0 - c_e)}{w}$$

Donde: v es el volumen de agua residual expresado en litros (0,2 L), C_0 concentración inicial de la DBO₅ (481,90 mg/L), w es la masa del adsorbente y C_e concentración en el equilibrio expresados en la tabla 28.

Reemplazando el primer dato experimental en la ecuación:

$$q_e = \frac{0,2x(481,90 - 83,50)}{0,32}$$

$$q_e = 249 \text{ mg/g}$$

Tabla 29. Cantidad adsorbida en el equilibrio de la DBO₅

Dosis de adsorbente "w" (g)	Concentración final de la DBO ₅ "C _e " (mg/L)	Cantidad adsorbida en el equilibrio "q _e " (mg/g)
0,32	83,50	249
0,42	83,10	190
0,52	82,70	154
0,64	81,10	125
0,74	80,90	108

La tabla 29 indica la cantidad adsorbida en el equilibrio para diferentes masas de adsorbente, este parámetro está expresado en la ecuación de la isoterma de Langmuir.

$$\frac{1}{q_e} = \frac{1}{q_{max}} + \frac{1}{q_{max}bC_e}$$

De la ecuación se determinó la concentración en el equilibrio (C_e) y la cantidad adsorbida en el equilibrio (q_e)

Tabla 30. Parámetros para el estudio isotérmico de Langmuir de la DBO₅

Dosis de adsorbente (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	X = 1/C _e	Y = 1/q _e
0,32	83,50	249	0,01198	0,00402
0,42	83,10	190	0,01203	0,00527
0,52	82,70	154	0,01209	0,00651
0,64	81,10	125	0,01233	0,00798
0,74	80,90	108	0,01236	0,00923

Para la determinación de la capacidad máxima de adsorción (q_{max}) y la constante de Langmuir (b), se graficó X – Y con los datos de la tabla 30, para luego realizar el ajuste lineal de la isoterma de Langmuir.

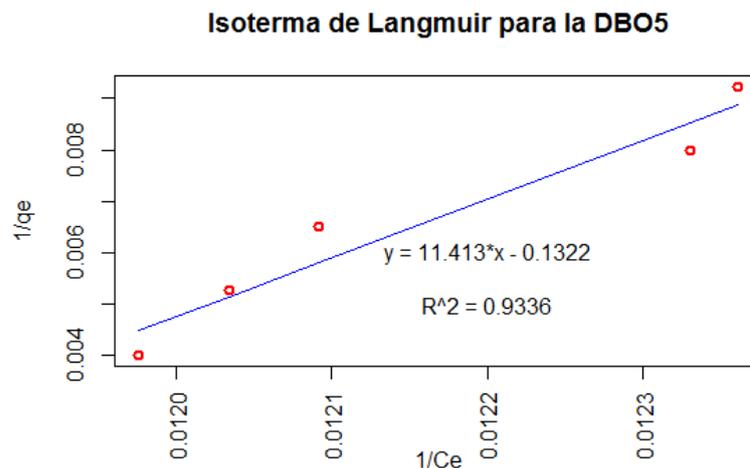


Figura 22. Isoterma de Langmuir para la adsorción de la DBO₅

La figura 22 presenta la ecuación de regresión lineal de la isoterma de Langmuir con un coeficiente de correlación de R² = 0,9336.

Tabla 31. Constantes de la isoterma de Langmuir para la adsorción de la DBO₅

Ecuación de la isoterma	y = 11,413x-0,1322
R ²	0,9336
1/q _{max}	0,1322
1/(q _{max} .b)	11,413
q _{max}	7,564
b	0,0116

Después del ajuste lineal, se calculó la capacidad máxima de adsorción (q_{\max}) y la constante de Langmuir (b). De la tabla 31 se puede expresar que, la capacidad de adsorción de las nZVI fue 7,564 mg/g y la constante de Langmuir fue 0,0116 L/mg.

La constante de Langmuir determina si la adsorción realizada por las nanopartículas fue favorable o no, mediante la siguiente ecuación:

$$K_L = \frac{1}{1 + bC_0}$$

Si los valores de K_L están entre 0 y 1 se considera una adsorción favorable, si el valor de K_L es 1 se considera una adsorción lineal, si K_L es 0 la adsorción es irreversible.

Reemplazando los datos experimentales calculados:

$$K_L = \frac{1}{1 + 0,0116 \times 481,90}$$
$$K_L = 0,152$$

El valor determinado indica que la isoterma de Langmuir se ajusta y describe mejor el proceso de adsorción de las nZVI, porque la adsorción fue favorable.

4.1.8.2. Isotherma de Freundlich

La isoterma de Freundlich está expresada por la siguiente ecuación lineal:

$$\log q_e = \log K_f + \frac{1}{n} \log C_e$$

La isoterma de Freundlich fue evaluado a las mismas condiciones que se evaluó la isoterma de Langmuir, 200 mL de agua residual, pH básico y 120 min de contacto, obteniendo los mismos resultados para la concentración en el equilibrio (C_e) y la cantidad adsorbida en el equilibrio (q_e).

Tabla 32. Parámetros para el estudio isotérmico de Freundlich de la DBO₅

Dosis de adsorbente (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	X = log(C _e)	Y = log(q _e)
0,32	83,50	249	1,92169	2,39620
0,42	83,10	190	1,91960	2,27854
0,52	82,70	154	1,91751	2,18622
0,64	81,10	125	1,90902	2,09778
0,74	80,90	108	1,90795	2,03494

Para la determinación de la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la constante de intensidad de adsorción (n), se graficó X – Y con los datos de la tabla 32, para luego realizar el ajuste lineal de la isoterma de Freundlich.

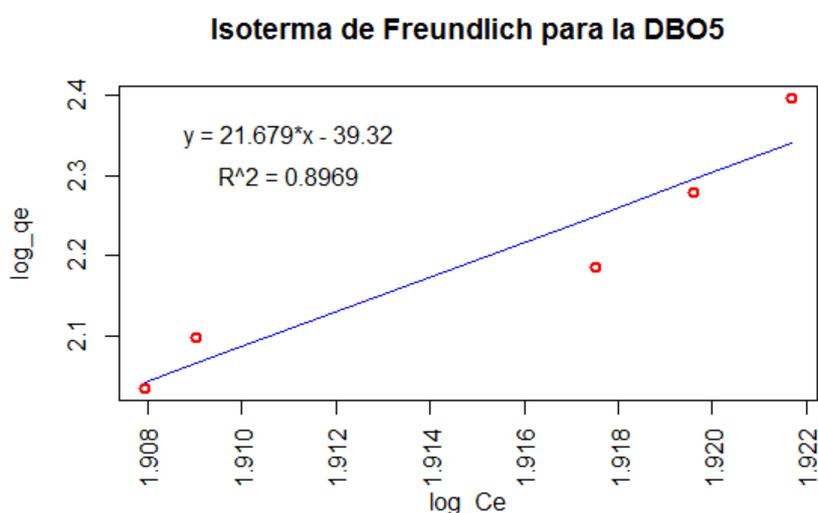


Figura 23. Isoterma de Freundlich para la adsorción de la DBO₅

La figura 23 presenta la ecuación de regresión lineal de la isoterma de Freundlich con un coeficiente de correlación de $R^2 = 0,8969$.

Tabla 33. Constantes de la isoterma de Freundlich para la adsorción de la DBO₅

Ecuación de la isoterma	$y = 21,679x - 39,32$
R ²	0,8969
logK _f	-39,32
1/n	21,679
K _f	$4,78 \times 10^{-40}$
n	0,046

Después del ajuste lineal, se calculó la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la constante de intensidad de adsorción (n). De la tabla 33 se puede expresar que, la capacidad de adsorción de las nZVI fue $4,78 \times 10^{-40}$ mg/g y la constante de intensidad de adsorción fue 0,046. La literatura indica que los valores mayores de 1 para la constante de intensidad de adsorción (n) expresa condiciones de adsorción favorables; por el resultado obtenido, se concluye que la isoterma de Freundlich no describe el proceso de adsorción porque las condiciones de adsorción no fueron favorables.

4.2. Prueba de hipótesis

Para la contrastación de hipótesis, primero se verificó si los resultados experimentales obtenidos cumplen una distribución normal o no normal, para lo cual se planteó las siguientes hipótesis:

H_0 : Los resultados experimentales cumplen con una distribución normal.

H_a : Los resultados experimentales no cumplen con a una distribución normal.

Se realizó la gráfica de probabilidad de los resultados experimentales de la remoción de DQO y DBO₅.

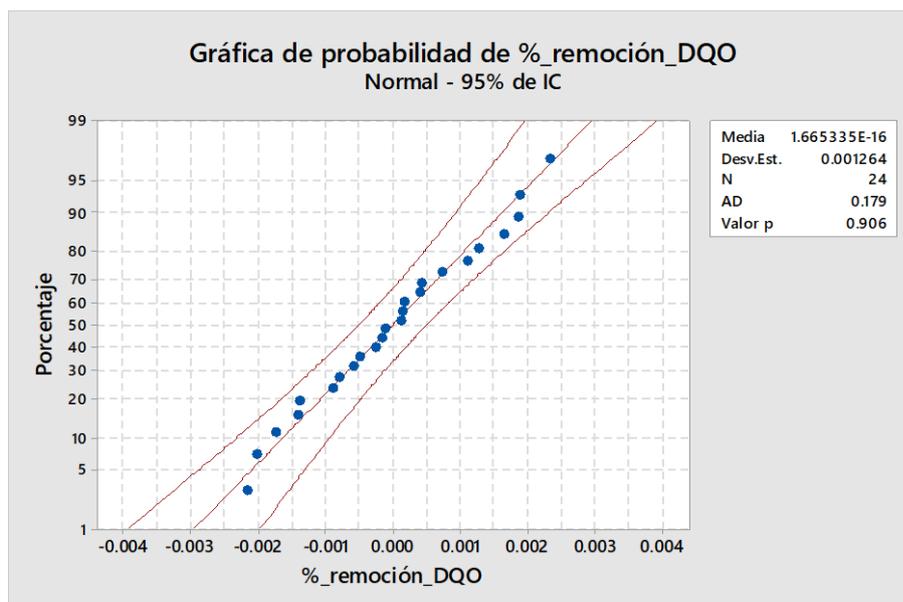


Figura 24. Gráfica de probabilidad para la eficiencia de la DQO

La figura 24, muestra los resultados experimentales de la remoción de la DQO empleando las nZVI, en la figura se puede visualizar que los datos experimentales (puntos azules) se encuentran dentro de las curvas rojas muy cerca de la diagonal roja lo que indica que los resultados siguen una distribución normal; además el valor de p calculado por el software indica un resultado de 0,906; lo que estadísticamente se interpreta como la aceptación de la hipótesis nula, afirmando que, los resultados experimentales cumplen con una distribución normal.

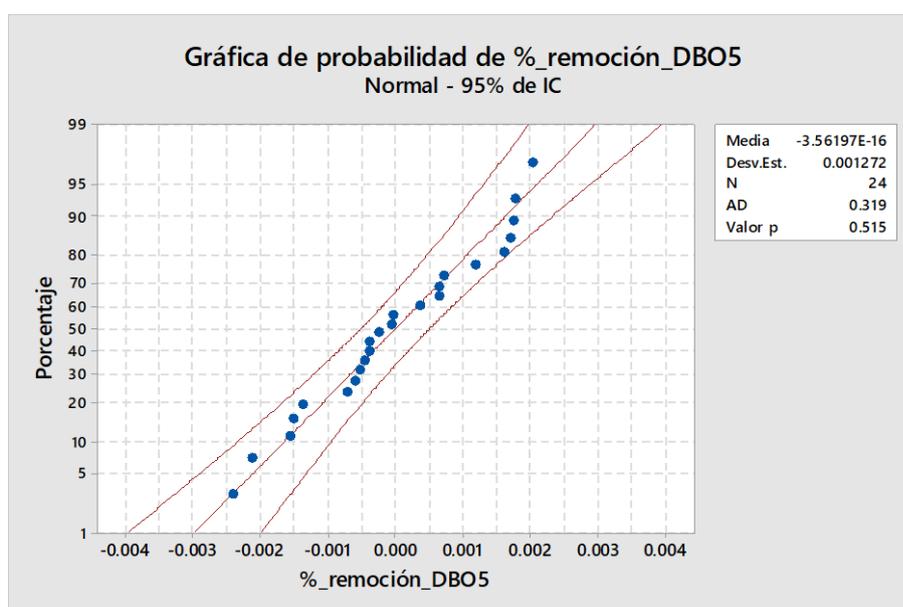


Figura 25. Gráfica de probabilidad para la eficiencia de la DBO₅

La figura 25, muestra los resultados experimentales de la remoción de la DBO₅ empleando las nZVI, en la figura se puede visualizar que los datos experimentales (puntos azules) se encuentran dentro de las curvas rojas muy cerca de la diagonal roja lo que indica que los resultados siguen una distribución normal; además el valor de p calculado por el software indica un resultado de 0,515; lo que estadísticamente se interpreta como la aceptación de la hipótesis nula, afirmando que, los resultados experimentales cumplen con una distribución normal.

Después de determinada la distribución que cumplen los resultados experimentales, se procedió a realizar la contrastación de las hipótesis de investigación empleando estadística paramétrica.

4.2.1. Contrastación de la hipótesis general

H₀: Las nanopartículas de hierro cerovalente no tienen una capacidad de adsorción significativa de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego - Huancayo.

H₁: Las nanopartículas de hierro cerovalente tienen una capacidad de adsorción significativa de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego - Huancayo.

Se realizó un análisis a los resultados experimentales en el estudio isotérmico, para determinar el efecto de la capacidad de adsorción de las nanopartículas en la adsorción de materia orgánica.

Tabla 34. Capacidad de adsorción de la DQO y DBO₅ empleando las nZVI

	Langmuir		
	q _{max}	b	R ²
DQO	46,296 mg/g	0,0049 L/mg	0,9206
DBO ₅	11,413 mg/g	7,564 L/mg	0,9336

La tabla 34 indica un alta coeficiente de correlación R² de 0,9206 y 0,9336 para la adsorción de la DQO y DBO₅ respectivamente, también muestra la capacidad de adsorción de las nZVI de 46,296 mg/g para la DQO y 11,413 mg/g para la DBO₅, la constante b determinó que, las condiciones de adsorción fueron favorables para el estudio isotérmico de Langmuir, demostrando que las nZVI tienen un efecto significativo en la capacidad de adsorción de la DQO y DBO₅, por lo que aceptamos la hipótesis general ya que demostró experimentalmente que, las nanopartículas de hierro cerovalente tienen una capacidad de adsorción significativa de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego - Huancayo.

4.2.2. Contrastación de las hipótesis específicas

4.2.2.1. Contrastación de la primera hipótesis específica

H₀: El pH no presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

H₁: El pH presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

Se realizó un análisis de varianza o ANOVA a los resultados experimentales, para determinar el efecto del pH en la remoción de materia orgánica a un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$).

Tabla 35. ANOVA del pH sobre la remoción de la DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,36	0,702
Lineal	3	0,003232	0,001077	410,46	0,000
pH	1	0,000900	0,000900	343,03	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,000094	0,000031	11,99	0,000
pH*Tiempo	1	0,000036	0,000036	13,53	0,002
pH*Dosis	1	0,000015	0,000015	5,55	0,034

La tabla 35 muestra los resultados para el efecto que presenta el pH, el efecto de la interacción entre el pH y el tiempo, el efecto entre el pH y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para las réplicas fue 0,702, lo que se indica que los resultados obtenidos en cada réplica fueron muy cercanos; es decir, no presentaron diferencia significativa. El valor de p para el efecto del pH fue de 0,000, el valor de p para el pH y tiempo fue 0,002, el valor de p para el pH y dosis de nZVI fue 0,034; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DQO.

Tabla 36. ANOVA del pH sobre la remoción de la DBO₅

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,29	0,749
Lineal	3	0,022798	0,007599	2860,70	0,000
pH	1	0,000900	0,000900	343,03	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,005379	0,001793	674,97	0,000
pH*Tiempo	1	0,003382	0,003382	1273,24	0,000
pH*Dosis	1	0,001349	0,001349	507,70	0,000

La tabla 36 muestra los resultados para el efecto que presenta el pH, el efecto de la interacción entre el pH y el tiempo, el efecto entre el pH y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para las réplicas fue 0,749, lo que se indica que los resultados obtenidos en cada réplica fueron muy cercanos; es decir, no presentaron diferencia significativa. El valor de p para el efecto del pH fue de 0,000, el valor de p para el pH y tiempo fue 0,000, el valor de p para el pH y dosis de nZVI fue 0,000; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DBO₅.

Por los resultados obtenidos en la tabla 35 y 36 se puede concluir estadísticamente que, el pH presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

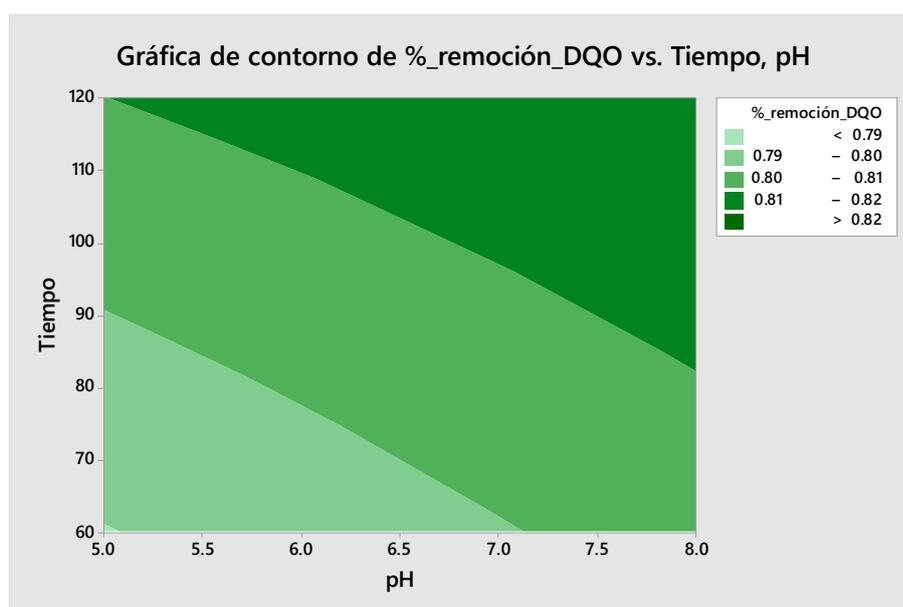


Figura 26. Gráfica de contorno pH-tiempo en la remoción de la DQO

La figura 26 muestra la gráfica de contorno donde se puede visualizar que, se logra mayor eficiencia en la remoción de la DQO cuando el pH fue básico y el tiempo de contacto es mayor; siendo la coloración verde más intensa la esquina superior derecha que indica la eficiencia de remoción de la DQO mayor a 82 %.

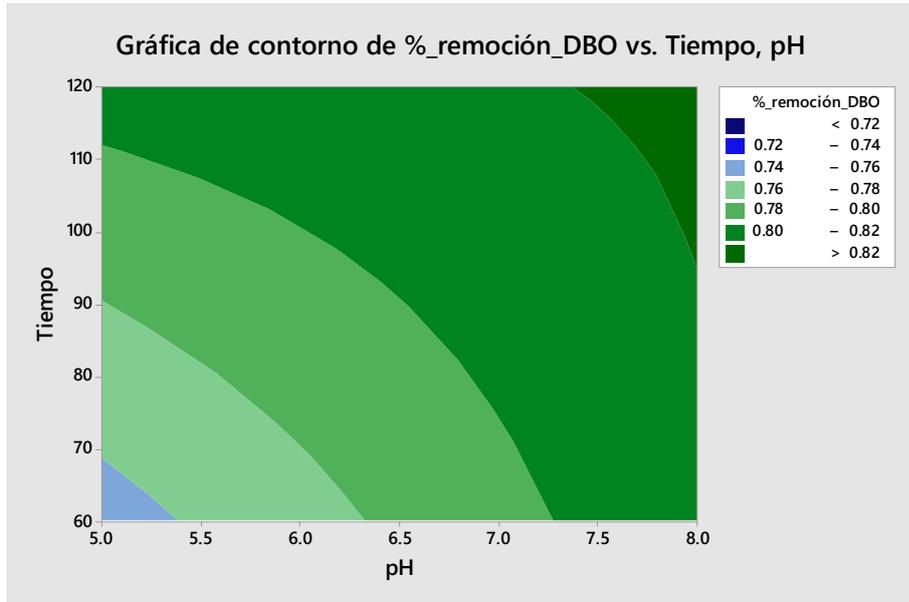


Figura 27. Gráfica de contorno pH-tiempo en la remoción de la DBO₅

La figura 27 muestra la gráfica de contorno donde se puede visualizar que, la menor eficiencia de remoción de la DBO₅ se da a pH ácidos y tiempo de contacto bajos, siendo la coloración celeste en la esquina inferior izquierda que indica la eficiencia de remoción de la DBO₅ menor a 72 %; por el contrario, se logra mayor eficiencia en la remoción de la DBO₅ cuando el pH fue básico y el tiempo de contacto mayor; siendo la coloración verde más intensa la esquina superior derecha que indica la eficiencia de remoción de la DBO₅ mayor a 82%.

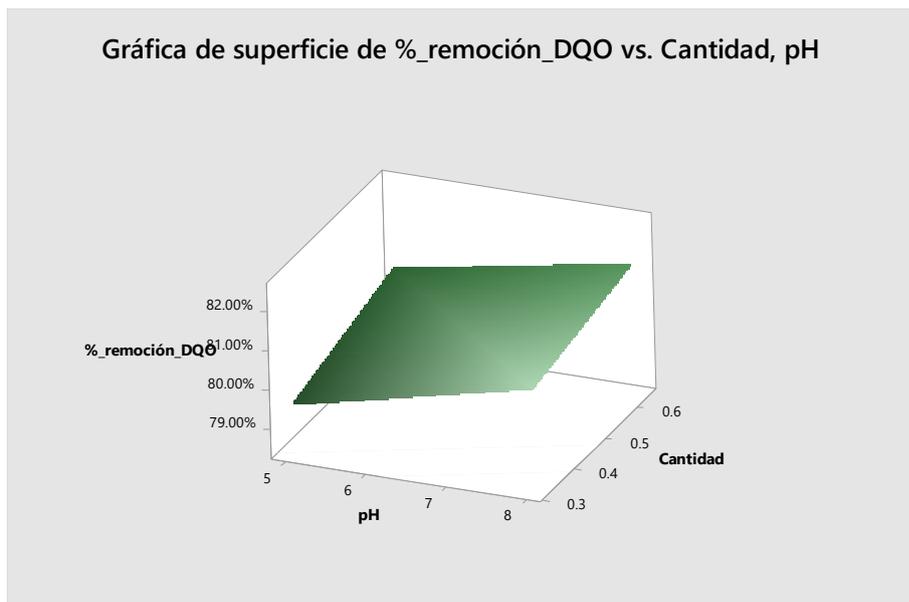


Figura 28. Gráfica de superficie pH-dosis en la remoción de la DQO

La figura 28 muestra la influencia del pH y la dosis de nZVI en la remoción de la DQO, se puede apreciar que, la superficie presenta mayor remoción de la DQO cuando se trabajó en el rango de pH básico y una mayor dosis de nZVI.

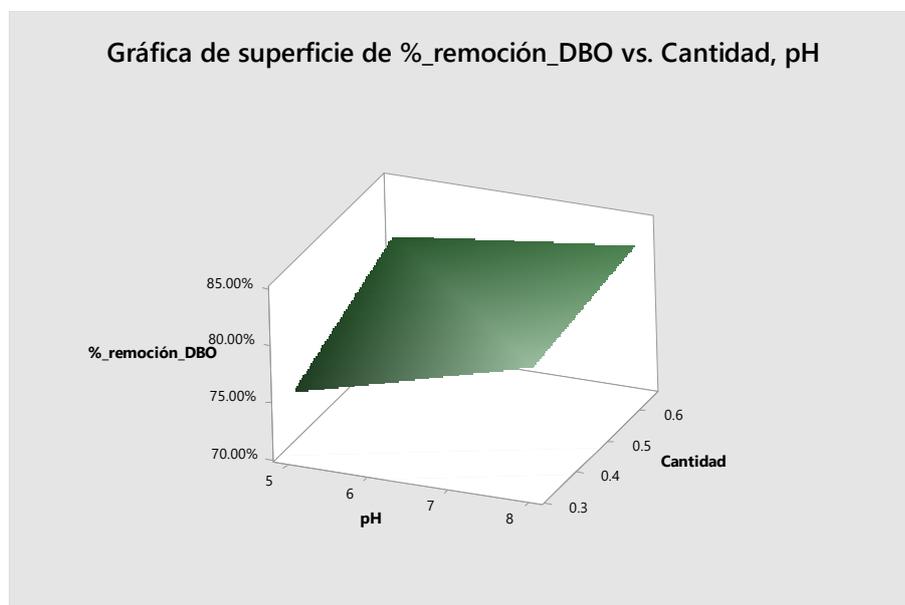


Figura 29. Grafica de superficie pH-dosis en la remoción de la DBO₅

La figura 27 muestra la influencia del pH y la dosis de nZVI en la remoción de la DBO₅, se puede apreciar que, la superficie presenta mayor remoción de la DBO₅ cuando se trabajó en el rango de pH básico y una mayor dosis de nZVI.

4.2.2.2. Contrastación de la segunda hipótesis específica

H₀: El tiempo de contacto no presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

H₂: El tiempo de contacto presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

Se realizó un análisis de varianza o ANOVA a los resultados experimentales, para determinar el efecto del tiempo de contacto en la remoción de materia orgánica a un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$).

Tabla 37. ANOVA del tiempo sobre la remoción de la DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,36	0,702
Lineal	3	0,003232	0,001077	410,46	0,000
Tiempo	1	0,001920	0,001920	731,47	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,000094	0,000031	11,99	0,000
pH*Tiempo	1	0,000036	0,000036	13,53	0,002
Tiempo*Dosis	1	0,000044	0,000044	16,91	0,001

La tabla 37 muestra los resultados para el efecto que presenta el tiempo, el efecto de la interacción entre el pH y el tiempo, el efecto entre el tiempo y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para el efecto del tiempo fue de 0,000, el valor de p para el pH y tiempo fue 0,002, el valor de p para el tiempo y dosis de nZVI fue 0,001; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DQO.

Tabla 38. ANOVA del pH sobre la remoción de la DBO₅

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,29	0,749
Lineal	3	0,022798	0,007599	2860,70	0,000
Tiempo	1	0,006055	0,006055	2279,23	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,005379	0,001793	674,97	0,000
pH*Tiempo	1	0,003382	0,003382	1273,24	0,000
Tiempo*Dosis	1	0,000648	0,000648	243,96	0,000

La tabla 38 muestra los resultados para el efecto que presenta el tiempo, el efecto de la interacción entre el pH y el tiempo, el efecto entre el tiempo y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para el efecto del tiempo fue de 0,000, el valor de p para el pH y tiempo fue 0,000, el valor de p para el tiempo y dosis de nZVI fue 0,000; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DBO₅.

Por los resultados obtenidos en la tabla 37 y 38 se puede concluir estadísticamente que, el tiempo de contacto presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.

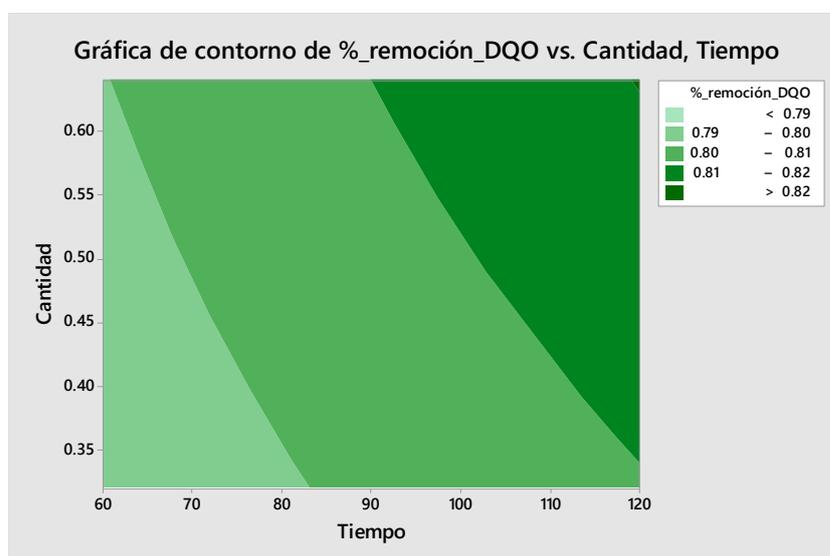


Figura 30. Grafica de contorno tiempo-dosis en la remoción de la DQO

La figura 30, muestra la gráfica de contorno donde se puede visualizar que, se logra mayor eficiencia en la remoción de la DQO cuando la dosis de nZVI y el tiempo de contacto son mayores; siendo la coloración verde más intensa la esquina superior derecha que indica la eficiencia de remoción de la DQO mayor a 82 %.

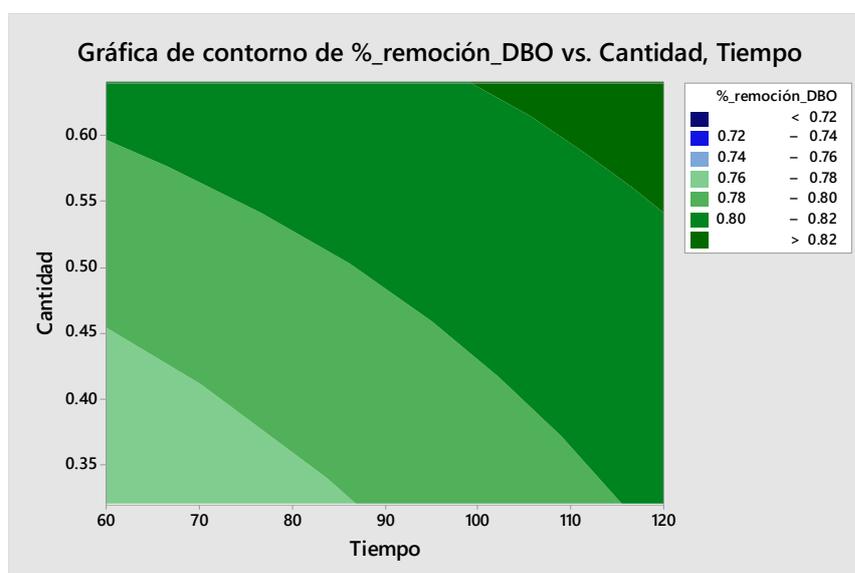


Figura 31. Grafica de contorno tiempo-dosis en la remoción de la DBO₅

La figura 31 muestra la gráfica de contorno donde se puede visualizar que, la menor eficiencia de remoción de la DBO₅ se da con dosis de nZVI bajas y tiempo de contacto bajos, siendo la coloración azul oscuro que indica la eficiencia de remoción de la DBO₅ menor a 72 %; por el contrario, se logra mayor eficiencia en la remoción de la DBO₅ cuando la dosis de las nZVI es mayor y el tiempo de contacto mayor; siendo la coloración verde más intensa la esquina superior derecha que indica la eficiencia de remoción de la DBO₅ mayor a 82 %.

4.2.2.3. Contrastación de la tercera hipótesis específica

H₀: La dosis de nanopartículas de hierro cerivalente no presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo.

H₃: La dosis de nanopartículas de hierro cerivalente presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo.

Se realizó un análisis de varianza o ANOVA a los resultados experimentales, para determinar el efecto de la dosis de nZVI en la remoción de materia orgánica a un nivel de confianza del 95% ($p < 0,05$).

Tabla 39. ANOVA de la dosis sobre la remoción de la DQO

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,36	0,702
Lineal	3	0,003232	0,001077	410,46	0,000
Dosis	1	0,000412	0,000412	156,87	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,000094	0,000031	11,99	0,000
pH*Dosis	1	0,000015	0,000015	5,55	0,034
Tiempo*Dosis	1	0,000044	0,000044	16,91	0,001

La tabla 39 muestra los resultados para el efecto que presenta la dosis de nZVI, el efecto de la interacción entre el pH y la dosis, el efecto entre el tiempo y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para el efecto de la

dosis fue de 0,000, el valor de p para el pH y dosis fue 0,034, el valor de p para el tiempo y dosis de nZVI fue 0,001; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DQO.

Tabla 40. ANOVA de la dosis sobre la remoción de la DBO₅

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Réplicas	2	0,000002	0,000001	0,29	0,749
Lineal	3	0,022798	0,007599	2860,70	0,000
Dosis	1	0,007227	0,007227	2720,60	0,000
Interacciones de 2 términos	3	0,005379	0,001793	674,97	0,000
pH*Dosis	1	0,001349	0,001349	507,70	0,000
Tiempo*Dosis	1	0,000648	0,000648	243,96	0,000

La tabla 40 muestra los resultados para el efecto que presenta la dosis, el efecto de la interacción entre el pH y la dosis, el efecto entre el tiempo y la dosis de nZVI. Se puede apreciar que, el valor de p para el efecto de la dosis fue de 0,000, el valor de p para el pH y dosis fue 0,000, el valor de p para el tiempo y dosis de nZVI fue 0,000; estos valores de p nos indican estadísticamente la presencia de un efecto significativo sobre la remoción de la DBO₅.

Por los resultados obtenidos en la tabla 39 y 40, se puede concluir estadísticamente que, la dosis de nanopartículas de hierro cerivalente presenta efecto significativo en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo.

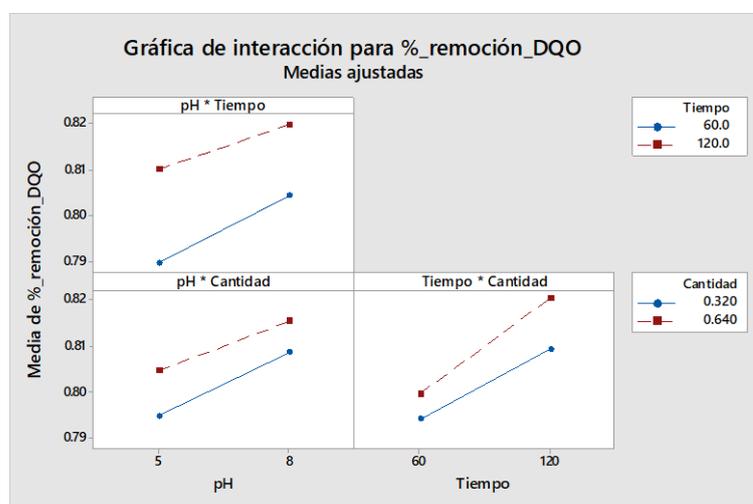


Figura 32. Grafica de interacción en la remoción de la DQO

La figura 32, muestra la gráfica de interacción entre los factores dosis o cantidad de nZVI, tiempo de contacto y pH donde se puede visualizar que, cuando se trabaja con valores mayores de los factores se logra mejores resultados en la eficiencia de remoción de la DQO; es decir, a pH básico, con un tiempo de contacto de 120 min y con 0,64 g de nZVI el proceso de adsorción de materia orgánica logra las mejores remociones de la DQO.

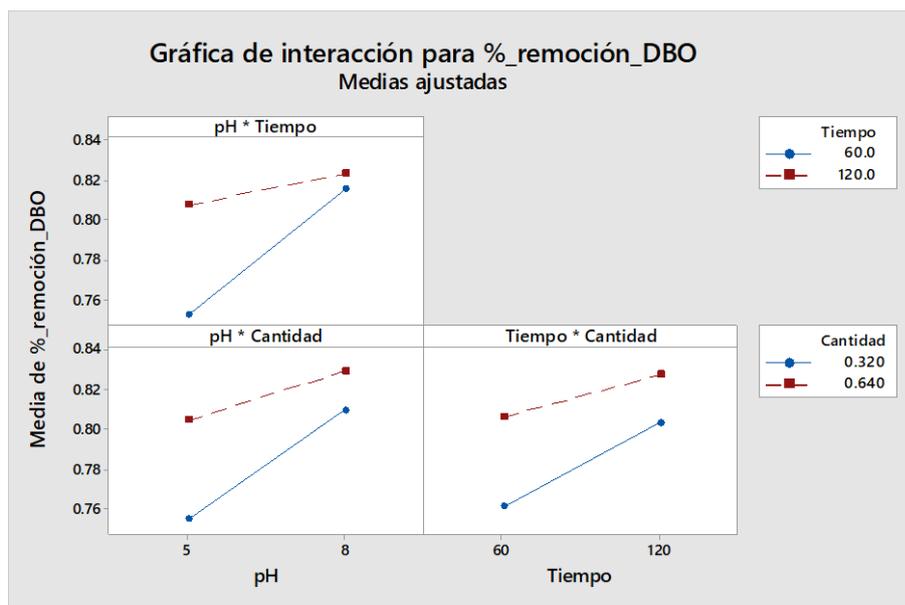


Figura 33. Gráfica de interacción en la remoción de la DBO₅

La figura 33 muestra la gráfica de interacción entre los factores dosis o cantidad de nZVI, tiempo de contacto y pH donde se puede visualizar que, cuando se trabaja con valores mayores de los factores se logra mejores resultados en la eficiencia de remoción de la DBO₅; es decir, a pH básico, con un tiempo de contacto de 120 min y con 0,64 g de nZVI el proceso de adsorción de materia orgánica logra las mejores remociones de la DBO₅.

4.3. Discusión de resultados

4.3.1. Mecanismo de adsorción de la materia orgánica

El estudio isotérmico describe relaciones lineales entre los modelos de isothermas de adsorción Langmuir y Freundlich. Los datos resultantes del estudio de adsorción utilizando modelos lineales indican que el modelo de Langmuir es el modelo más adecuado que describe el proceso de adsorción de la DQO y DBO₅ con coeficientes de correlación (R^2) 0,9206 y 0,9336

respectivamente y capacidades de adsorción de 46,296 mg/g y 11,413 mg/g respectivamente. Este resultado indicó que la eliminación de DQO y DBO₅ empleando las nZVI podría sufrir una adsorción monocapa, y las constantes del modelo de Langmuir eran apropiadas para representar el proceso de adsorción. La isoterma de adsorción informa la relación entre la cantidad de adsorbato (DQO y DBO₅) y adsorbente (nZVI) en la fase acuosa en estado de equilibrio. Según el modelo de Langmuir, la adsorción de monocapa se produce en la superficie sólida con sitios homogéneos idénticos y no se produce más adsorción una vez que los sitios activos están cubiertos con adsorbato.

Investigaciones anteriores también realizaron estudios isotérmicos de aguas residuales con contaminantes orgánicos. En el estudio de Mahmoud et al. (2019), demostraron que el mecanismo de adsorción de los parámetros DQO y DBO se ajustaron mejor al modelo no lineal de Freundlich, indicando que la adsorción se realizó en multicapas, y que la capacidad de adsorción de la DQO fue 0,042 mg/g y de la DBO fue 0,052 mg/g [14]; por el contrario, en el estudio de Chaudhry et al. (2022), se realizó el estudio isotérmico en aguas hospitalarias, demostrando que la isoterma que mejor describió el proceso de adsorción de la DQO fue Langmuir con un coeficiente de correlación R² de 0,9507 y una capacidad de adsorción de 434,1 mg/g; además que, la adsorción fue realizada en monocapas [18].

- Efecto del pH en la remoción de materia orgánica

Se estudió el efecto del pH sobre las eficiencias de remoción de DQO y DBO₅ en medio ácido y alcalino para concentraciones iniciales de DQO y DBO₅ de 974,38 mg/L y 481,90 mg/L respectivamente, a pH (5 y 8) utilizando una dosis de 0,32 g de nZVI y 0,64 g de nZVI, tiempo de contacto de 60 min y 120 min con velocidad de agitación de 200 RPM a temperatura ambiente, la eficiencia de eliminación de la DQO y DBO₅ por efecto del pH muestra la máxima eficiencia de eliminación a pH 8 en medios ligeramente alcalinos, y esto se debe a que en medios muy ácidos, la cantidad de nZVI se disolvió por el efecto del ácido, lo que provocó la pérdida en el sitio activo la nZVI y eso afectó en la actividad de adsorción [1]. La solución altamente alcalina con un

exceso de iones OH⁻ afecta la actividad de adsorción física de la nZVI de iones negativos. Hay diferentes estudios realizados con la eliminación de DQO y DBO de las aguas residuales usando diferentes materiales absorbentes que mostraron que los valores de pH efectivos oscilaron entre 7,5 y 8 y que el pH inicial de las aguas residuales no tuvo ningún efecto significativo en el proceso de adsorción [14].

4.3.2. Efecto del tiempo de contacto en la remoción de materia orgánica

Se estudió el efecto del tiempo de contacto sobre la eficiencia de remoción de DQO y DBO₅ para concentraciones iniciales de DQO y DBO₅ de 974,38 mg/L y 481,90 mg/L, respectivamente en el tiempo (60 min y 120 min) utilizando una dosis de 0,32 g y 0,64 g de nZVI, pH 5 y 8 con velocidad de agitación de 200 RPM a temperatura ambiente. Los resultados mostraron que el tiempo efectivo mínimo fue de 60 min y el tiempo efectivo máximo fue de 120 min. Oladipo et al. (2017), estudiaron nanopulvos de MgO derivados biológicamente para la reducción de DBO y DQO de las aguas residuales de curtiduría y la eficiencia de eliminación de DQO y DBO fue del 93,5% y el 96,9 %, respectivamente, para concentraciones iniciales de DQO y DBO de 2725 mg/L y 1899,5 mg/L, respectivamente dentro de los 120 min [59]. Saryel-Deen et al. (2017), estudiaron la adsorción del uso de cenizas de lodos de aguas residuales atrapadas en la eliminación de la DQO y el tiempo efectivo fue de 60 minutos con una eficiencia de eliminación del 78% para una concentración inicial de la DQO 400 mg/L [60].

4.3.3. Efecto de la dosis de adsorbente en la remoción de materia orgánica

El efecto de la dosis de adsorbente sobre la eficiencia de remoción de DQO y DBO₅ se estudió para concentraciones iniciales de DQO y DBO₅ de 974,38 mg/L y 481,90 mg/L respectivamente, a 0,32 g y 0,64 g de dosificación de nZVI a pH 5 y 8 durante 60 min y 120 min con velocidad de agitación de 200 RPM a temperatura ambiente. Las eficiencias de eliminación de DQO y DBO₅ mostraron que la dosis efectiva fue de 0,64 g. La eficiencia de eliminación aumentó con la dosis debido al aumento de sitios activos para la adsorción y los electrones libres para el proceso de degradación. Diferentes estudios

realizados con remoción de la DQO usando diferentes materiales y dosis de adsorbentes mostraron propiedades de alta eficiencia para la reducción de concentraciones de DQO y DBO usando diferentes condiciones de operación. Parande et al. (2009), estudiaron la evaluación del desempeño de adsorbentes de bajo costo en la reducción de DQO en efluentes industriales de azúcar y la eficiencia máxima de eliminación fue del 79 % usando metacaolín como adsorbente con un tiempo efectivo mínimo de 180 min para una concentración inicial de DQO de 500 mg/L a pH neutro [61]. Todos estos estudios demostraron la capacidad de los materiales absorbentes para disminuir las concentraciones de DQO y DBO usando una dosis mayor de adsorbente, a pH neutro, tiempo de contacto, tasas de agitación y temperatura ambiente adecuados.

CONCLUSIONES

1. Se determinó la capacidad de adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente, siendo 46,296 mg/g la capacidad de adsorción de la DQO y 11,413 mg/g la capacidad de adsorción de la DBO₅, ajustándose a la isoterma de Langmuir que demostró que las condiciones de adsorción fueron favorables.
2. Se determinó que el pH influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente, dando mejores resultados en la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅ cuando se trabajó con un pH básico de 8.
3. Se determinó que el tiempo de contacto influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo empleando nanopartículas de hierro cerovalente, dando mejores resultados en la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅ cuando hay un periodo de contacto mayor (120 min).
4. Se determinó que la dosis de nanopartículas de hierro cerovalente influye significativamente en la adsorción de materia orgánica de las aguas residuales del colector Parra del Riego – Huancayo, dando mejores resultados en la eficiencia de remoción de la DQO y DBO₅ cuando hay mayor cantidad de nZVI (0,64 g).

RECOMENTACIONES

1. Se recomienda realizar otros estudios isotérmicos como Redlich-Peterson, Hill, Sips, Khan, Toth, Koble-Corrigan y Jovanovich.
2. Se recomienda realizar el estudio cinético de adsorción de la DQO y DBO₅ empleando las nanopartículas de hierro cerovalente.
3. Se recomienda emplear las nanopartículas de hierro cerovalente en otros efluentes residuales como aguas hospitalarias.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. MAHMOUD, Ahmed S., Mohamed K. MOSTAFA a Soha A. ABDEL-GAWAD. Artificial intelligence for the removal of benzene, toluene, ethyl benzene and xylene (BTEX) from aqueous solutions using iron nanoparticles. *Water Science and Technology: Water Supply* [online]. 2018, 18(5), 1650–1663. ISSN 16069749. Dostupné z: doi:10.2166/ws.2017.225
2. SHAABAN, Mostafa, Jürgen SCHEFFRAN, Jürgen BÖHNER a Mohamed S. ELSOBKI. Sustainability assessment of electricity generation technologies in Egypt using multi-criteria decision analysis. *Energies* [online]. 2018, 11(5). ISSN 19961073. Dostupné z: doi:10.3390/en11051117
3. COMSAN, M. N.H. Nuclear electricity for sustainable development: Egypt a case study. *Energy Conversion and Management* [online]. 2010, 51(9), 1813–1817. ISSN 01968904. Dostupné z: doi:10.1016/j.enconman.2009.12.046
4. ELARABAWY, Mohsen, Bayoumi ATTIA a Paul TOSSWELL. Water resources in Egypt: Strategies for the next century. 2000, (DECEMBER 1998), 310–319.
5. MOSTAFA, Mohamed K. a Robert W. PETERS. Improve effluent water quality at Abu-Rawash wastewater treatment plant with the application of coagulants. *Water and Environment Journal* [online]. 2016, 30(1–2), 88–95. ISSN 17476593. Dostupné z: doi:10.1111/wej.12161
6. SUPERINTENDENCIA NACIONAL DE SERVICIOS DE SANEAMIENTO (SUNASS). *Proyecto De Estudio Tarifario* [online]. 2018. Dostupné z: https://www.sunass.gob.pe/wp-content/uploads/2020/09/epsgrau_etproy_288_2018.pdf
7. NADDEO, Vincenzo, Vincenzo BELGIORNO a Rodolfo M.A. NAPOLI. Behaviour of natural organic mater during ultrasonic irradiation. *Desalination* [online]. 2007, 210(1–3), 175–182. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2006.05.042
8. ABD EL-GAWAD, Soha A a Hossam M ABD ELAZIZ. Effective removal of chemical oxygen demand and phosphates from aqueous medium using entrapped activated carbon in alginate. *MOJ Biology and Medicine* [online]. 2018, 3(5), 227–236. Dostupné z: doi:10.15406/mojbm.2018.03.00104
9. KIVAISI, Amelia K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. *Ecological Engineering* [online]. 2001, 16(4), 545–560. ISSN 09258574. Dostupné z: doi:10.1016/S0925-8574(00)00113-0

10. PEDRERO, Francisco, Ioannis KALAVROUZIS, Juan José ALARCÓN, Prodromos KOUKOULAKIS a Takashi ASANO. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture-Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management* [online]. 2010, 97(9), 1233–1241. ISSN 03783774. Dostupné z: doi:10.1016/j.agwat.2010.03.003
11. SADEGH, Hamidreza, Ramin SHAHRYARI-GHOSHEKANDI a Maryam KAZEMI. Study in synthesis and characterization of carbon nanotubes decorated by magnetic iron oxide nanoparticles. *International Nano Letters* [online]. 2014, 4(4), 129–135. ISSN 2008-9295. Dostupné z: doi:10.1007/s40089-014-0128-1
12. OAG, George E., John B. COLLINS, Jennifer L. HOLCOMB, Jessica R. HOAG, Mallikarjuna N. NADAGOUDA a Rajender S. VARMA. Degradation of bromothymol blue by „greener" nano-scale zero-valent iron synthesized using tea polyphenols. *Journal of Materials Chemistry* [online]. 2009, 19(45), 8671–8677. ISSN 09599428. Dostupné z: doi:10.1039/b909148c
13. ALINEZHAD, Hossein, Mohammad ZABIHI a Davoud KAHFROUSHAN. Design and fabrication the novel polymeric magnetic boehmite nanocomposite (boehmite@ Fe₃O₄@PLA@SiO₂) for the remarkable competitive adsorption of methylene blue and mercury ions. *Journal of Physics and Chemistry of Solids* [online]. 2020, 144(December 2019), 109515. ISSN 00223697. Dostupné z: doi:10.1016/j.jpccs.2020.109515
14. MAHMOUD, Ahmed S., Rabie S. FARAG a Maha M. ELSHFAI. Reduction of organic matter from municipal wastewater at low cost using green synthesis nano iron extracted from black tea: Artificial intelligence with regression analysis. *Egyptian Journal of Petroleum* [online]. 2020, 29(1), 9–20. ISSN 20902468. Dostupné z: doi:10.1016/j.ejpe.2019.09.001
15. LI, Xiao Qin a Wei Xian ZHANG. Sequestration of metal cations with zerovalent iron nanoparticles - A study with high resolution x-ray photoelectron spectroscopy (HR-XPS). *Journal of Physical Chemistry C* [online]. 2007, 111(19), 6939–6946. ISSN 19327447. Dostupné z: doi:10.1021/jp0702189
16. WANG, Chongmin, Donald R. BAER, James E. AMONETTE, Mark H. ENGELHARD, Jiji ANTONY a You QIANG. Morphology and electronic structure of the oxide shell on the surface of iron nanoparticles. *Journal of the American Chemical Society* [online]. 2009, 131(25), 8824–8832. ISSN 00027863. Dostupné z: doi:10.1021/ja900353f

17. HUSSEN SHADI, Abdubaki Mohamed, Mohammad Anuar KAMARUDDIN, Noorzalila Muhammad NIZA, Madu Ijanu EMMANUEL, Md Sohrab HOSSAIN a Norli ISMAIL. Efficient treatment of raw leachate using magnetic ore iron oxide nanoparticles Fe_2O_3 as nanoadsorbents. *Journal of Water Process Engineering* [online]. 2020, 38(August), 101637. ISSN 22147144. Dostupné z: doi:10.1016/j.jwpe.2020.101637
18. CHAUDHRY, Amna, Farzana BASHIR, Syed Farooq ADIL, Sadia SAIF, Mohammed Rafi SHAIK, Mohammad Rafe HATSHAN a Baji SHAIK. Ascorbic acid-mediated Fe/Cu nanoparticles and their application for removal of COD and phenols from industrial wastewater. *Journal of King Saud University - Science* [online]. 2022, 34(4), 101927. ISSN 10183647. Dostupné z: doi:10.1016/j.jksus.2022.101927
19. DEVATHA, C. P., Arun Kumar THALLA a Shweta Y. KATTE. Green synthesis of iron nanoparticles using different leaf extracts for treatment of domestic waste water. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2016, 139, 1425–1435. ISSN 09596526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2016.09.019
20. ALMOMANI, Fares, Raul BHOSALE, Majeda KHRAISHEH, Anand KUMAR a Thakir ALMOMANI. Heavy metal ions removal from industrial wastewater using magnetic nanoparticles (MNP). *Applied Surface Science* [online]. 2019, 25. Dostupné z: doi:https://doi.org/10.1016/j.apsusc.2019.144924 APSUSC
21. GIL-DÍAZ, M., J. RODRÍGUEZ-ALONSO, C. A. MAFFIOTTE, D. BARAGAÑO, R. MILLÁN a M. C. LOBO. Iron nanoparticles are efficient at removing mercury from polluted waters. *Journal of Cleaner Production* [online]. 2021, 315(April). ISSN 09596526. Dostupné z: doi:10.1016/j.jclepro.2021.128272
22. KHESHTZAR, Raziye, Aydin BERENJIAN, Narjes GANJI, Seyedeh Masoumeh TAGHIZADEH, Mahmood MALEKI, Saeed TAGHIZADEH, Younes GHASEMI a Alireza EBRAHIMINEZHAD. Response surface methodology and reaction optimization to product zero-valent iron nanoparticles for organic pollutant remediation. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology* [online]. 2019, 21(June), 101329. ISSN 18788181. Dostupné z: doi:10.1016/j.bcab.2019.101329
23. BOUNAB, Nourhane, Laurent DUCLAUX, Laurence REINERT, Abdelkrim OUMEDJBEUR, Chahrazed BOUKHALFA, Philippe PENHOUD a Fabrice MULLER. Improvement of zero valent iron nanoparticles by ultrasound-assisted synthesis, study of Cr(VI) removal and application for the treatment of metal surface processing wastewater. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [online]. 2021, 9(1). ISSN 22133437. Dostupné z: doi:10.1016/j.jece.2020.104773

24. CHEN, Yang, Guangming ZHANG a Hongjie WANG. Enhancement of photosynthetic bacteria biomass production and wastewater treatment efficiency by zero-valent iron nanoparticles. *Journal of Bioscience and Bioengineering* [online]. 2020, 130(3), 306–310. ISSN 13474421. Dostupné z: doi:10.1016/j.jbiosc.2020.04.004
25. AMEN, Tareq W.M., Osama ELJAMAL, Ahmed M.E. KHALIL a Nobuhiro MATSUNAGA. Wastewater degradation by iron/copper nanoparticles and the microorganism growth rate. *Journal of Environmental Sciences (China)* [online]. 2018, 74(2017), 19–31. ISSN 18787320. Dostupné z: doi:10.1016/j.jes.2018.01.028
26. INGARUCA, Katherine Gloria Lazo. *Evaluación del tiempo de contacto y la concentración de nanopartículas de dióxido de titanio en la desinfección de las bacterias E. coli de las aguas residuales municipales tratadas*. B.m., 2021. b.n.
27. MONTOYA, Greysi Condezo. *Nanopartículas de óxido de zinc para la reducción del fenol en aguas residuales sintéticas* [online]. B.m., 2020. b.n. Dostupné z: https://repositorio.ucv.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12692/50737/Cusma_GM-SD.pdf?sequence=1&isAllowed=y
28. RAMIREZ, Carol Mishel Flores. *Aplicación de las nanopartículas de plata para la disminución de coliformes totales presentes en las aguas residuales Trapiche - Carabayllo*. B.m., 2017. b.n.
29. CORNELIO, Elieen Solange Pucuhuayla. a Nicole Ginger Coronel. QUIÑONES. *Evaluación de la concentración y el tiempo de contacto de las nanopartículas de óxido de silicio para la inactivación de las bacterias E. Coli en aguas residuales municipales* [online]. B.m., 2021. b.n. Dostupné z: <http://repositorio.uncp.edu.pe/handle/UNCP/5992>
30. TITCHOU, Fatima Ezzahra, Hicham ZAZOU, Hanane AFANGA, Jamila EL GAAYDA, Rachid Ait AKBOUR a Mohamed HAMDANI. Removal of Persistent Organic Pollutants (POPs) from water and wastewater by adsorption and electrocoagulation process. *Groundwater for Sustainable Development* [online]. 2021, 13(March), 100575. ISSN 2352801X. Dostupné z: doi:10.1016/j.gsd.2021.100575
31. TITCHOU, Fatima Ezzahra, Rachid Ait AKBOUR, Ali ASSABBANE a Mohamed HAMDANI. Removal of cationic dye from aqueous solution using Moroccan pozzolana as adsorbent: Isotherms, kinetic studies, and application on real textile wastewater treatment. *Groundwater for Sustainable Development* [online]. 2020, 11(January), 100405. ISSN 2352801X. Dostupné z: doi:10.1016/j.gsd.2020.100405

32. AKBOUR, Rachid Ait, Jamila EL GAAYDA, Fatima Ezzahra TITCHOU, Aïcha KHENIFI, Hanane AFANGA, Abdelfettah FARAHI, Pow Seng YAP, Marcus Bruno Soares FORTE a Mohamed HAMDANI. Adsorption of anionic dyes from aqueous solution using polyelectrolyte pdapdadmac-modified-montmorillonite clay. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2020, 208, 407–422. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.5004/dwt.2020.26446
33. ZIA, Muhammad, Abdul Rehman PHULL a Joham Sarfraz ALI. Synthesis, characterization, applications, and challenges of iron oxide nanoparticles. *Nanotechnology, Science and Applications*. 2016, 49–67.
34. LIU, Airong, Jing LIU, Bingcai PAN a Wei-xian ZHANG. Formation of lepidocrocite (g-FeOOH) from oxidation of nanoscale zero - valent iron (nZVI) in oxygenated water. *RSC Advances* [online]. 2014, 4(0), 57377–57382. Dostupné z: doi:10.1039/C4RA08988J
35. NTOMBENHLE, Gloria, Patrick THABANG, Meyya MEYYAPPAN a Kapil MOOTHI. Simultaneous removal of pollutants from water using nanoparticles : A shift from single pollutant control to multiple pollutant control. *Science of the Total Environment* [online]. 2019, 656, 808–833. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2018.11.257
36. ARAGAW, Tadele Assefa. Recovery of iron hydroxides from electro-coagulated sludge for adsorption removals of dye wastewater : Adsorption capacity and adsorbent characteristics. *Surfaces and Interfaces* [online]. 2020, 18(January), 100439. ISSN 2468-0230. Dostupné z: doi:10.1016/j.surfin.2020.100439
37. JOURNAL, The Authors a Water REUSE. Heavy metal removal from wastewater using various adsorbents : a review Renu , Madhu Agarwal and K . Singh [online]. 2017, (Vi), 387–419. Dostupné z: doi:10.2166/wrd.2016.104
38. KUMAR, Ajay a Chaudhery MUSTANSAR. Application of nanotechnology in water treatment, wastewater treatment and other domains of environmental engineering science - A broad scientific perspective and critical review. *Nanotechnology for Sustainable Water Resources*. 2018.
39. CUNDY, Andrew B, Laurence HOPKINSON a Raymond L D WHITBY. Use of iron-based technologies in contaminated land and groundwater remediation : A review. *Science of the Total Environment, The* [online]. 2008, 400(1–3), 42–51. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2008.07.002
40. YING, Zheng-xian Chen a Cheng ZULIANG. Kaolin-supported nanoscale zero-valent iron for removing cationic dye – crystal violet in aqueous solution [online]. 2012. Dostupné z: doi:10.1007/s11051-012-0899-0

41. KASSAEE, M Z, E MOTAMEDI, A MIKHAK a R RAHNEMAIE. Nitrate removal from water using iron nanoparticles produced by arc discharge vs . reduction. *Chemical Engineering Journal* [online]. 2011, 166(2), 490–495. ISSN 1385-8947. Dostupné z: doi:10.1016/j.cej.2010.10.077
42. KEBEDE, Wondwosen, Biftu K RAVINDHRANATH a Mylavarapu RAMAMOORTY. New research trends in the processing and applications of iron - based nanoparticles as adsorbents in water remediation methods. *Nanotechnology for Environmental Engineering* [online]. 2020, 1–12. ISSN 2365-6387. Dostupné z: doi:10.1007/s41204-020-00076-y
43. ALI, Imran, Mohd ASIM a Tabrez A. KHAN. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. *Journal of Environmental Management* [online]. 2012, 113, 170–183. ISSN 03014797. Dostupné z: doi:10.1016/j.jenvman.2012.08.028
44. SPONZA, Alvaro D., Natalia J. FERNANDEZ, David YANG, Karla A. ORTIZ a Abel E. NAVARRO. Comparative sorption of methylene blue onto hydrophobic clays. *Environments - MDPI* [online]. 2015, 2(3), 388–398. ISSN 20763298. Dostupné z: doi:10.3390/environments2030388
45. MAINGI, F M, H M MBUVI a H MWANGI. Adsorption kinetics and isotherms of methylene blue by geopolymers derived from common clay and rice Husk. *Physical Chemistry* [online]. 2017, 7(4), 87–97. Dostupné z: doi:10.5923/j.pc.20170704.02
46. ABDEL-KHALEK, M. A., M. K. ABDEL RAHMAN a A. A. FRANCIS. Exploring the adsorption behavior of cationic and anionic dyes on industrial waste shells of egg. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [online]. 2017, 5(1), 319–327. ISSN 22133437. Dostupné z: doi:10.1016/j.jece.2016.11.043
47. HEMMATI, Farnaz, Reza NOROUZBEIGI, Farimah SARBISHEH a Hadi SHAYESTEHE. Malachite green removal using modified sphagnum peat moss as a low-cost biosorbent: Kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* [online]. 2016, 58, 482–489. ISSN 18761070. Dostupné z: doi:10.1016/j.jtice.2015.07.004
48. LI, Li, Shuangxi LIU a Tan ZHU. Application of activated carbon derived from scrap tires for adsorption of Rhodamine B. *Journal of Environmental Sciences* [online]. 2010, 22(8), 1273–1280. ISSN 10010742. Dostupné z: doi:10.1016/S1001-0742(09)60250-3
49. DASH, Subhajit, Haribandhu CHAUDHURI, Radha GUPTA a Udayabhanu G. NAIR. Adsorption study of modified coal fly ash with sulfonic acid as a potential adsorbent for the removal of toxic reactive dyes from aqueous solution: Kinetics

- and thermodynamics. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [online]. 2018, 6(5), 5897–5905. ISSN 22133437. Dostupné z: doi:10.1016/j.jece.2018.05.017
50. NDI NSAMI, Julius a Joseph KETCHA MBADCAM. The adsorption efficiency of chemically prepared activated carbon from cola nut shells by ZnCl₂ on methylene blue. *Journal of Chemistry* [online]. 2013, 2013. ISSN 20909063. Dostupné z: doi:10.1155/2013/469170
 51. SALLEH, Mohamad Amran Mohd, Dalia Khalid MAHMOUD, Wan Azlina Wan Abdul KARIM a Azni IDRIS. Cationic and anionic dye adsorption by agricultural solid wastes: A comprehensive review. *Desalination* [online]. 2011, 280(1–3), 1–13. ISSN 00119164. Dostupné z: doi:10.1016/j.desal.2011.07.019
 52. DJAFER, A., S. KOUADRI MOUSTEFAI, A. IDDOU a B. SI ALI. Study of bimacid dye removal from aqueous solution: a comparative study between adsorption on pozzolana, bentonite, and biosorption on immobilized anaerobic sulfate-reducer cells. *Desalination and Water Treatment* [online]. 2014, 52(40–42), 7723–7732. ISSN 19443986. Dostupné z: doi:10.1080/19443994.2013.833866
 53. YAGUB, Mustafa T., Tushar Kanti SEN a H. M. ANG. Equilibrium, kinetics, and thermodynamics of methylene blue adsorption by pine tree leaves. *Water, Air, and Soil Pollution* [online]. 2012, 223(8), 5267–5282. ISSN 00496979. Dostupné z: doi:10.1007/s11270-012-1277-3
 54. DOĞAN, Mehmet, Harun ABAK a Mahir ALKAN. Adsorption of methylene blue onto hazelnut shell: Kinetics, mechanism and activation parameters. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2009, 164(1), 172–181. ISSN 03043894. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2008.07.155
 55. MARRAKCHI, F., Muthanna J. AHMED, W. A. KHANDAY, M. ASIF a B. H. HAMEED. Mesoporous carbonaceous material from fish scales as low-cost adsorbent for reactive orange 16 adsorption. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* [online]. 2017, 71, 47–54. ISSN 18761070. Dostupné z: doi:10.1016/j.jtice.2016.12.026
 56. DEHMANI, Younes, Lotfi SELLAOUI, Youssef ALGHAMDI, Juliette LAINÉ, Michael BADAWI, Abdellatif AMHOUD, A. BONILLA-PETRICIOLET, Taibi LAMHASNI a Sadik ABOUARNADASSE. Kinetic, thermodynamic and mechanism study of the adsorption of phenol on Moroccan clay. *Journal of Molecular Liquids* [online]. 2020, 312, 113383. ISSN 01677322. Dostupné z: doi:10.1016/j.molliq.2020.113383
 57. ESPINOZA, Montes Ciro. *Metodología de la Investigación Tecnológica*. 2010. ISBN 978-612-00-0222-3.

58. HERNÁNDEZ, Sampieri Roberto, Collado Carlos FERNÁNDEZ a Lucio Pilar BAPTISTA. *Metodología de la investigación* [online]. 2014. ISBN 9781456223960. Dostupné z: <https://www.ptonline.com/articles/how-to-get-better-mfi-results>
59. OLADIPO, Akeem Adeyemi, Olatunji Jacob ADELEYE, Adewale Sulaiman OLADIPO a Abimbola Ololade ALESHINLOYE. Bio-derived MgO nanopowders for BOD and COD reduction from tannery wastewater. *Journal of Water Process Engineering* [online]. 2017, 16, 142–148. ISSN 22147144. Dostupné z: doi:10.1016/j.jwpe.2017.01.003
60. SARYEL-DEEN, Rasha A, Ahmed S MAHMOUD, M S MAHMOUD a Mohamed K MOSTAFA. Adsorption and Kinetic Studies of using Entrapped Sewage Sludge Ash in the Removal of Chemical Oxygen Demand from Domestic Wastewater , with Artificial Intelligence Approach Adsorption and Kinetic Studies of using Entrapped Sewage Sludge Ash in the Removal of. 2017, (November).
61. PARANDE, Anand K, A SIVASHANMUGAM, H BEULAH a N PALANISWAMY. Performance evaluation of low cost adsorbents in reduction of COD in sugar industrial effluent [online]. 2009, 168, 800–805. Dostupné z: doi:10.1016/j.jhazmat.2009.02.098

ANEXOS

INFORME DE ENSAYO N° 1-0047/23

Pág. 1/2

Solicitante : Eleazar Joel Talavera Meza
 Jhon William Montañez Huincho

Domicilio legal : Jr. Antonio Raymondi S/N - Churcampa
 Calle Paseo El Sol Mz G Ll 17 - Huancayo

Proyecto : "Adsorción de materia orgánica de aguas residuales
 empleando nanopartículas de hierro cerivalente del colector

Muestra(s) Declarada(s) : Agua residual doméstica tratada

Procedencia de la muestra :

Cantidad de muestras para el Ensayo : 24 muestra x 500 mL

Forma de Presentación : 24 Frasco de plástico

Fecha de Recepción : 25/04/23

Fecha de Inicio del Ensayo : 26/04/23

Fecha de Término del Ensayo : 02/05/23

Fecha de Emisión de Informe : 03/05/23

N° de Cotización de Servicio :



CALIDAD DEL AGUA

Código del cliente	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
JJ111-RI	208.45	135.10
JJ112-RI	202.63	103.60
JJ121-RI	190.34	99.70
JJ122-RI	179.02	85.40
JJ211-RI	194.87	95.20
JJ212-RI	189.05	83.90
JJ221-RI	179.67	89.20
JJ222-RI	171.73	81.20
JJ111-RII	209.73	136.90
JJ112-RII	200.12	102.20
JJ121-RII	193.47	101.40
JJ122-RII	176.41	84.20
JJ211-RII	192.71	94.30
JJ212-RII	188.47	83.60
JJ221-RII	178.98	88.70
JJ222-RII	170.52	80.60
JJ111-RIII	205.73	135.70
JJ112-RIII	203.47	104.20
JJ121-RIII	191.78	100.50
JJ122-RIII	180.31	86.00
JJ211-RIII	191.99	93.80
JJ212-RIII	187.21	83.10
JJ221-RIII	180.56	89.60
JJ222-RIII	172.48	81.40

• Lugar y condiciones ambientales del muestreo: Indicado por el cliente
 • El cliente renuncia al derecho de la dimensión

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

INFORME DE ENSAYO N° 1-0050/23

Pág. 1/1

Solicitante : Eleazar Joel Talavera Meza
 Jhon William Montañez Huincho

Domicilio legal : Jr. Antonio Raymondi S/N - Churcampa
 Calle Paseo El Sol Mz G Lt 17 - Huancayo

Proyecto : "Adsorción de materia orgánica de aguas residuales empleando nanopartículas de hierro cerovalente del colector Parra del Riego - Huancayo"

Muestra(s) Declarada(s) : Agua residual doméstica tratada

Lugar de Muestreo : ---

Cantidad de muestras para el Ensayo : 05 muestras x 500 mL

Forma de Presentación : 05 Frascos de plástico

Fecha de Recepción : 04/05/23

Fecha de Inicio del Ensayo : 04/05/23

Fecha de Término del Ensayo : 09/05/23

Fecha de Emisión de Informe : 10/05/23

N° de Cotización de Servicio : ---



Código del cliente	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
JJ212	188.36	83.50
JJ222	180.71	83.10
JJ232	175.49	82.70
JJ242	171.85	81.10
JJ252	171.07	80.90

- Lugar y condiciones ambientales del muestreo: Indicado por el cliente
- El cliente renuncia al derecho de la difrancia

Método de Análisis:

Demanda Química de oxígeno: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 4500-H+ B, D, 23rd Ed.2017. Closed Reflux, Colorimetric Method.
 Demanda Bioquímica de Oxígeno: SMEWW-APHA-AWWA-WEF Part 5210 B, 23rd Ed.2017. Biochemical Oxygen Demand (BOD) 5- Day BOD Test.

Huancayo, 10 de Mayo de 2023


GRUPO JHACC S.A.C
 Ing. Henry R. Ochoa León
 CIP N° 124232
 JEFE DE LABORATORIO

*El informe de ensayo sólo es válido para las muestras referidas en el presente informe

*Prohibida la reproducción total o parcial de este informe, sin la autorización escrita del LABORATORIO DE ANÁLISIS AMBIENTALES GRUPO JHACC
 *Los resultados de los ensayos no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de la calidad de la entidad que lo produce.

LAA-GJ

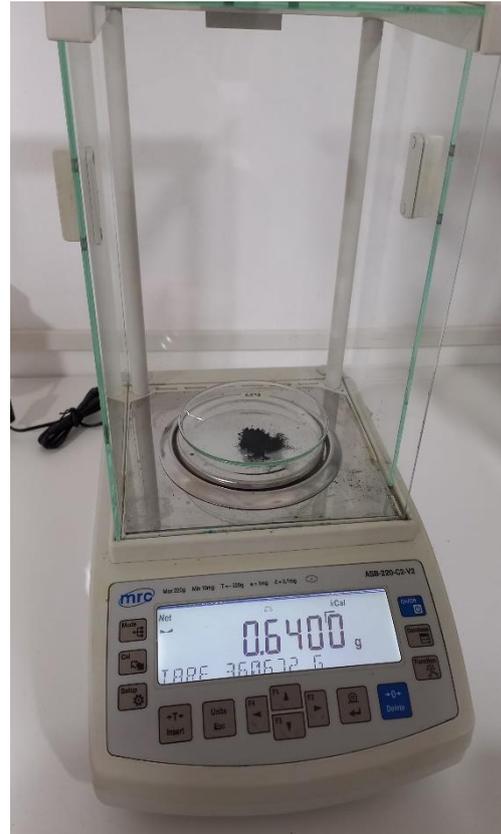
Rev: 01

"EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSTITUYE DELITO SANCCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE"

Anexo 2

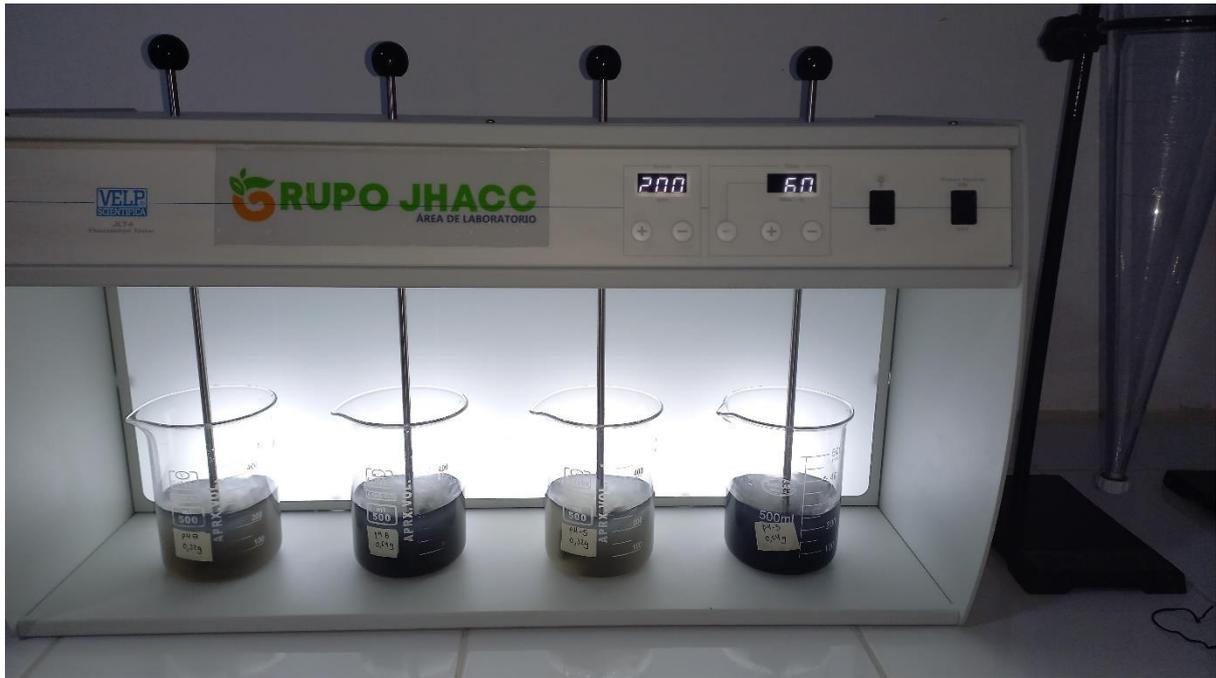
Evidencia fotográfica













Certificado de calibración de equipos

KOSSOMET
KOSSODO METROLOGÍA S.A.C.

LABORATORIO DE CALIBRACIÓN ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LC - 006



Certificado de Calibración Calibration Certificate

N° BD21-C-0584

Cliente: <i>Customer</i>	GRUPO JHACC S.A.C. CONSULTORIA E INGENIERIA AMBIENTAL	<p>Este Certificado de Calibración documenta la trazabilidad a los patrones Nacionales o Internacionales, que realizan las unidades de medida de acuerdo con el Sistema Internacional de Unidades (SI). KOSSODO METROLOGÍA S.A.C. mantiene y calibra sus patrones de referencia para garantizar la cadena de trazabilidad de las mediciones que realiza, así mismo realiza certificaciones metroológicas a solicitud de los interesados y brinda asistencia técnica en temas relacionados al campo de la metrología en la industria peruana.</p> <p>Con el fin de asegurar la calidad de sus mediciones el usuario debería recalibrar sus instrumentos a intervalos apropiados.</p> <p><i>This Calibration Certificate documents the traceability to national or international standards, which realize the units of measurement according to the International System of Units (SI). KOSSODO METROLOGÍA S.A.C. supports and calibrates his standards of reference to guarantee the chain of traceability of the measurements realized, as well as the metrological certifications realize at the request of the interested parties and offers technical assistance in topics related to the metrology field in the Peruvian industry. In order to assure the quality of measurements the user should recalibrate his instruments at appropriate intervals.</i></p>
Dirección: <i>Address</i>	Jr. Santa Rosa N° 1361 (Junín/Huancayo/El Tambo)	
Instrumento de medición: <i>Measuring instrument</i>	Balanza Electrónica	
Marca: <i>Brand</i>	MRC Ltd.	
Modelo: <i>Model</i>	ASB-220-C2-V2	
Número de Serie: <i>Serial Number</i>	587601/18	
Identificación: <i>Identification</i>	005-GJ-BA (**)	
Lugar de Calibración: <i>Place of Calibration</i>	Laboratorio de Análisis Ambiental	
Orden de Trabajo: <i>Service Work</i>	OT-02101362	
Fecha de Calibración: <i>Date of Calibration</i>	2021-08-20	
Fecha de Emisión: <i>Date of Issue</i>	2021-08-23	

CARACTERÍSTICAS TÉCNICAS DEL OBJETO CALIBRADO

Technical characteristics of the calibrated object

Capacidad Máxima (Max): <i>Maximum Capacity</i>	220 g	Cap. Mínima (Min): <i>Minimum load</i>	0,01 g (*)	Número de Divisiones (n): <i>Number of Scale Intervals</i>	220000
División de escala real (d): <i>Division from real scale</i>	0,0001 g	División de verificación de escala (e): <i>Division verification of scale</i>	0,001 g (*)	Clase de Exactitud: <i>Accuracy Class</i>	I (*)

MÉTODO DE CALIBRACIÓN

Calibration Method

La calibración se realizó por comparación directa entre las indicaciones de lectura de la balanza y las cargas aplicadas mediante pesas patrones; siguiendo el procedimiento P-CAL-01 "Procedimiento de Calibración de Balanzas de Funcionamiento no Automático" (Versión 02) basado en el PC-011 "Procedimiento para la calibración de balanzas de funcionamiento no automático clase I y II" (Edición 04) del SNM- INDECOPI; este procedimiento cumple con los ensayos realizados a las balanzas de funcionamiento no automático de acuerdo a la recomendación internacional OIML-R-76:2006.

Calibration was performed by direct comparison between the indications of the scale reading and the loads applied by standard weights, following the procedure P-CAL-01 "Calibration Procedure non-automatic scales" (Version 02) based on PC-011 "Procedure for the calibration of non-automatic scales class I and II" (Edition 04) of the SNM-INDECOPI, this procedure meets the tests performed on non-automatic scales agree to the international recommendation OIML-R-76: 2006.

 Coordinador del SIG <i>SIG's Coordinator</i> Daniel Torres Diaz	Supervisor de Laboratorio <i>Laboratory Supervisor</i> Giovanni M. De La Cruz Cuya
-------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------------------------------------------------------------------

Certificado de Calibración

Calibration Certificate

N° PH21-C-0169

<p>Cliente: <i>Customer</i></p> <p>Dirección: <i>Address</i></p> <p>Instrumento de Medición: <i>Measuring Instrument</i></p> <p>Marca: <i>Brand</i></p> <p>Modelo: <i>Model</i></p> <p>Número de serie: <i>Serial Number</i></p> <p>Identificación: <i>Identification</i></p> <p>Lugar de Calibración: <i>Place of Calibration</i></p> <p>Orden de Trabajo: <i>Work Order</i></p> <p>Fecha de Calibración: <i>Date of Calibration</i></p> <p>Fecha de Emisión: <i>Date of Issue</i></p>	<p>GRUPO JHACC S.A.C. CONSULTORIA E INGENIERIA AMBIENTAL</p> <p>Jr. Santa Rosa N° 1361 (Junin/ Huancayo/ El Tambo)</p> <p>MEDIDOR DE PH</p> <p>HANNA INSTRUMENTS</p> <p>HI9811-5</p> <p>05030037101</p> <p>No Indica</p> <p>Laboratorio de Físico-Químico de KOSSODO METROLOGIA S.A.C.</p> <p>OT-02101362</p> <p>2022-09-01</p> <p>2022-09-02</p>	<p>Este Certificado de Calibración documenta la trazabilidad a los patrones Nacionales o Internacionales, que realizan las unidades de medida de acuerdo con el Sistema Internacional de Unidades (SI).</p> <p>KOSSODO METROLOGÍA S.A.C. mantiene y calibra sus patrones de referencia para garantizar la cadena de trazabilidad de las mediciones que realiza, así mismo realiza certificaciones metrológicas a solicitud de los interesados y brinda asistencia técnica en temas relacionados al campo de la metrología en la industria peruana.</p> <p>Con el fin de asegurar la calidad de sus mediciones el usuario debería recalibrar sus instrumentos a intervalos apropiados.</p> <p><i>This Calibration Certificate documents the traceability to national or international standards, which realize the units of measurement according to the International System of Units (SI). KOSSODO METROLOGIA S.A.C. supports and calibrates his standards of reference to guarantee the chain of traceability of the measurements realized, as well as the metrological certifications realize at the request of the interested parties and offers technical assistance in topics related to the metrology field in the Peruvian industry. In order to assure the quality of measurements the user should recalibrate his instruments at appropriate intervals.</i></p>
------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------

ESPECIFICACIONES TÉCNICAS DEL OBJETO CALIBRADO

Technical specifications of the calibrated object

Intervalo de Indicación: <i>Indication interval</i>	0,0 pH a 14,0 pH	Modelo de Electrodo: <i>Electrode model</i>	HI1285-5
Resolución: <i>Resolution</i>	0,1 pH	Serie del Electrodo: <i>Electrode serial</i>	0652070N
Exactitud: <i>Accuracy</i>	± 0,1 pH	Código del Electrodo: <i>Electrode Code</i>	No Indica

MÉTODO DE CALIBRACIÓN

Calibration Method

La calibración se realizó por comparación de la indicación del instrumento con valores asignados a materiales de referencia de pH certificados; siguiendo el procedimiento, PC-020 "Procedimiento para la Calibración de Medidores de pH", Segunda edición de la DM-INACAL

Calibration was performed by comparison the indication of the instrument with assigned values to reference materials Certified pH, following the procedure, the PC-020 "Calibration Procedure for pH Meters", Second edition of the DM-INACAL



Coordinador del SIG
SIG's Coordinator

Daniel Torres Díaz

Jefe de Laboratorio
Laboratory Boss

Olga Toro Sayas