



**FACULTAD DE INGENIERÍAS Y ARQUITECTURA
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Eficacia de las nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) en la
remoción de cromo (VI) en soluciones acuosas.**

TESIS PARA OBTENER EL TÍTULO PROFESIONAL DE:
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORAS:

Chumbiray Rojas, Gianina del Rosario (ORCID: 0000-0002-6932-2134)

Hidalgo Chuquillanqui, Flor de Nataly (ORCID: 0000-0001-7757-4991)

ASESOR:

Mg. Herrera Díaz Marco Antonio (ORCID: 0000-0002-8578-4259)

LÍNEA DE INVESTIGACIÓN:

Calidad y Gestión de los Recursos Naturales

LIMA – PERÚ

2022

Dedicatoria

Chumbiray Rojas, Gianina del Rosario

Dedico este proyecto a Dios, a mis padres Emilio Chumbiray Cuya y Mirian Rojas Rivadeneira, a mis familiares y novio, por brindarme su apoyo incondicional y motivación para llevar a cabo esta investigación.

Hidalgo Chuquillanqui, Flor de Nataly

Esta investigación de tesis está dedicada a mis padres Rayda Chuquillanqui Bastidas y Baylon Hidalgo López, a mis hermanos y familiares cuyo amor, apoyo y dedicación incondicional son mi mayor soporte.

Agradecimiento

Queremos agradecer a la universidad por acogernos para poder desarrollarnos como profesionales, a nuestro asesor por inculcarnos sus conocimientos y apoyarnos durante el desarrollo de trabajo para la obtención del título de Ingeniero.

Índice de Contenidos

Carátula	i
Dedicatoria	ii
Agradecimiento	iii
Índice de Contenido	iv
Índice de Tablas	vi
Índice de Figuras	vii
Índice de Abreviaturas	viii
Resumen	ix
Abstract	x
I. INTRODUCCIÓN	1
II. MARCO TEÓRICO	4
III. METODOLOGÍA	17
3.1. Tipo y diseño de la investigación	17
3.2. Variables y Operacionalización	18
3.3. Población, muestra y muestreo	19
3.4. Técnicas e instrumentos de recolección de datos	21
3.5. Procedimiento	21
3.5.1. Preparación de aguas sintéticas de Cr (VI)	22
3.5.2. Procedimiento para la remoción de Cr (VI) empleando las nZVI	22
3.5.3. Determinación de la isoterma de adsorción	23
3.6. Método de análisis de datos	24
3.7. Aspectos éticos	24
IV. RESULTADOS	25
4.1. Presentación de resultados	25
4.1.1. Resultados de la concentración final de Cr (VI) en las soluciones acuosas de concentración inicial de 15,02 ppm	25

4.1.2.	Resultados de la concentración final de Cr (VI) en las soluciones acuosas de concentración inicial de 49,7 ppm	28
4.1.3.	Resultados de la isoterma de adsorción de Cr (VI)	32
4.2.	Análisis estadístico para la concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI)	39
4.2.1.	Contrastación de la hipótesis general	39
4.2.2.	Contrastación de la 1era. Hipótesis específica	42
4.2.3.	Contrastación de 2da. Hipótesis específica	43
4.3.	Análisis estadístico para la concentración inicial de 49,7 ppm de Cr (VI)	44
4.3.1.	Contrastación de la hipótesis general	44
4.3.2.	Contrastación de la 1era. Hipótesis específica	46
4.3.3.	Contrastación de 2da. Hipótesis específica	47
V.	DISCUSIÓN	49
5.1.	Mecanismo de adsorción de Cr (VI) empleando las nZVI	49
5.2.	Influencia de la cantidad de nZVI en el proceso de adsorción de Cr (VI)	50
5.3.	Influencia del tiempo de contacto en el proceso de adsorción de Cr (VI)	50
5.4.	Isotermas de adsorción	51
VI.	CONCLUSIONES	54
VII.	RECOMENDACIONES	56
	REFERENCIAS	57
	ANEXOS	63

Índice de Tablas

Tabla 1. Límites máximos permisibles de eliminación de Cr (VI).....	15
Tabla 2. Diseño factorial general para la remoción de Cr (VI) a 15 ppm	17
Tabla 3. Diseño factorial general para la remoción de Cr (VI) a 50 ppm	17
Tabla 4. Matriz de operacionalización de variables	19
Tabla 5. Valores para determinar el tamaño de muestra	20
Tabla 6. Concentración final de Cr (VI) C.I 15,02 ppm	25
Tabla 7. Porcentaje de adsorción de Cr (VI) C.I 15,02 ppm	27
Tabla 8. Concentración final de Cr (VI) C.I 49,7 ppm	28
Tabla 9. Porcentaje de adsorción de Cr (VI) C.I 49,7 ppm	30
Tabla 10. Estudio de las isothermas de adsorción de Cr (VI)	33
Tabla 11. Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir	34
Tabla 12. Constantes de la Isoterma de Langmuir	36
Tabla 13. Estudio de la Isoterma de Freundlich.....	37
Tabla 14. Constantes de la isoterma de Freundlich.....	38
Tabla 15. Resumen de las constantes de las isothermas de Langmuir y Freundlich	39
Tabla 16. Análisis de Varianza (C.I =15,02 ppm).....	39
Tabla 17. Tukey para Cantidad de nZVI (C.I =15,02 ppm)	43
Tabla 18. Tukey para el tiempo de adsorción (C.I =15,02 ppm)	43
Tabla 19. Análisis de Varianza (C.I =49,7 ppm).....	44
Tabla 20. Tukey para la Cantidad de nZVI (C.I =49,7 ppm).....	47
Tabla 21. Tukey para el tiempo de adsorción (C.I =49,7 ppm)	48
Tabla 22. Factor de separación para la remoción de Cr (VI)	52

Índice de Figuras

Figura 1. Nanopartícula de hierro cero valente.....	14
Figura 2. Etapas del procedimiento experimental.....	22
Figura 3. Reducción de la concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI)	26
Figura 4. Reducción de la concentración inicial de 49,7 ppm de Cr (VI)	29
Figura 5. Comportamiento de adsorción de Cr (VI)	31
Figura 6. Comportamiento del % de adsorción de Cr (VI)	32
Figura 7. Isotherma de Langmuir (C. I=15,02 ppm).....	35
Figura 8. Isotherma de Langmuir (C. I=49,7 ppm).....	35
Figura 9. Isotherma de Freundlich (C. I=15,02 ppm)	37
Figura 10. Isotherma de Freundlich (C. I=49,7 ppm).....	38
Figura 11. Diagrama de Pareto (C.I = 15,02 ppm)	41
Figura 12. Gráfica de contorno (C.I = 15,02 ppm)	41
Figura 13. Gráfica de superficie (C.I = 15,02 ppm).....	42
Figura 14. Diagrama de Pareto (C.I = 49,7 ppm)	45
Figura 15. Gráfica de contorno (C.I = 49,7 ppm)	46

Resumen

El presente trabajo de investigación tuvo como objetivo determinar la eficacia de las nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas. El tipo de investigación desarrollado fue experimental con un diseño factorial general que analizó la influencia de la cantidad de adsorbente y el tiempo de adsorción en la remoción de Cr (VI), se desarrolló el análisis experimental en 200 mL de soluciones acuosas de Cr (VI) con cantidades de nZVI de 0,25 g, 0,5 g y 0,75 g por 20 min, 30 min y 40 min de adsorción. Se analizó estas variables para dos concentraciones iniciales de Cr (VI) (15,02 ppm y 49,7 ppm), obteniendo los siguientes resultados: para una concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm se logró un máximo porcentaje de remoción de 92,61% con 0,75 g de adsorbente y 40 min de adsorción; a la concentración inicial de Cr (VI) de 49,7 ppm se logró un máximo porcentaje de adsorción de 81,87% con 0,75 g de adsorbente y 40 min de adsorción. El estudio de la isoterma mostró una adsorción favorable en el modelo de Langmuir con una capacidad máxima de adsorción de 9,588 mg/g para el Cr (VI) de concentración inicial de 15,02 ppm y una capacidad máxima de adsorción de 19,376 mg/g para el Cr (VI) de concentración inicial de 49,7 ppm; también mostró una adsorción favorable para la isoterma de Freundlich con una capacidad de adsorción de 3,307 mg/g para el Cr (VI) de concentración inicial de 15,02 ppm y una capacidad de adsorción de 3,935 mg/g para el Cr (VI) de concentración inicial de 49,7 ppm. Con los resultados obtenidos se puede deducir que en el proceso de adsorción de Cr (VI) la mayor eficacia está determinada por los parámetros que obtuvieron mejor resultado de cantidad de nZVI 0,75 g y tiempo de adsorción 40 min.

Palabras clave: Remoción, nZVI, Cr (VI), cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción

Abstract

The present research work aimed to determine the efficacy of zero valent Fe nanoparticles in the elimination of Cr (VI) in aqueous solutions. The type of research developed was experimental with a general factorial design that analyzed the influence of the amount of adsorbent and the adsorption time on the removal of Cr (VI), the experimental analysis was developed in 200 mL of aqueous solutions of Cr (VI) with amounts of nZVI of 0.25 g, 0.5 g and 0.75 g for 20 min, 30 min and 40 min of adsorption. These variables were analyzed for two initial concentrations of Cr (VI) (15.02 ppm and 49.7 ppm), obtaining the following results: for an initial concentration of Cr (VI) of 15.02 ppm, a maximum percentage of removal of 92.61% with 0.75 g of adsorbent and 40 min of adsorption; At the initial concentration of Cr (VI) of 49.7 ppm, a maximum percentage of adsorption of 81.87% was achieved with 0.75 g of adsorbent and 40 min of adsorption. The isotherm study showed a favorable adsorption in the Langmuir model with a maximum adsorption capacity of 9.588 mg / g for Cr (VI) with an initial concentration of 15.02 ppm and a maximum adsorption capacity of 19.380 mg / g. for Cr (VI) with an initial concentration of 49.7 ppm; It also showed a favorable adsorption for the Freundlich isotherm with an adsorption capacity of 3.307 mg / g for Cr (VI) of initial concentration of 15.02 ppm and an adsorption capacity of 3.935 mg / g for Cr (VI) initial concentration of 49.7 ppm. With the results obtained, it can be deduced that in the Cr (VI) adsorption process, the highest efficiency is determined by the parameters that obtained the best result: quantity of nZVI 0.75 g and adsorption time 40 min.

Keywords: Removal, nZVI, Cr (VI), amount of adsorbent and adsorption time

I. INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas ambientales que enfrenta el mundo en la actualidad es la contaminación del suelo, el agua y el aire por sustancias químicas tóxicas. Con la industrialización y el uso extensivo de plaguicidas en la agricultura, la contaminación del medio ambiente con compuestos artificiales se ha convertido en un problema grave. Además, la creciente contaminación de las aguas subterráneas por iones metálicos tóxicos plantea un riesgo medioambiental significativo, ya que no son degradables y pueden acumularse en los tejidos vivos para concentrarse a lo largo de la cadena alimentaria, lo que conduce a diversas enfermedades y trastornos. Entre los metales peligrosos en la naturaleza, el cromo hexavalente es un carcinógeno potencial para humanos y animales (Zhu et al. 2009).

Las principales fuentes de cromo (VI) son la curtiduría, la pintura, la tinta, y las industrias de fabricación de aluminio, etc. El residuo de cromo sin tratar conllevaría una contaminación de las aguas subterráneas con este metal pesado, lo que causa un daño significativo para el medio ambiente y la salud humana. El cromo existe predominantemente en dos estados de oxidación estables: Cr (III) y Cr (VI). La contaminación por Cr (VI) ha atraído una atención significativa en la investigación debido a su alta solubilidad, movilidad elevada y toxicidad potencial. Además, el Cr (VI) tiene efectos mutagénicos, teratogénicos y cancerígenos intensos en humanos y animales (Bansal, Singh y Garg 2009).

El cromo es uno de los contaminantes que existen en formas hexavalentes y trivalentes. La forma hexavalente es más tóxica que la trivalente y requiere más preocupación. Una fuerte exposición al Cr (VI) puede causar dolor epigástrico, náuseas, vómitos, diarrea intensa, hemorragia y cáncer en el tracto digestivo y los pulmones (Mohanty et al. 2005). El límite de tolerancia de Cr (VI) para vertidos en aguas superficiales continentales es de 0,1 mg/L y en agua potable es de 0,05 mg/L (EPA 1990).

Por lo tanto, es esencial remover el Cr (VI) de las aguas residuales antes de su eliminación. En el tratamiento de aguas residuales, varios métodos aplicados para eliminar el cromo incluyen precipitación química, intercambio iónico, precipitación electroquímica, reducción, adsorción, extracción con solvente,

separación por membrana, concentración, evaporación, ósmosis inversa y biosorción. Sin embargo, la mayoría de estos procesos tienen desventajas considerables, como remoción incompleta de metales, equipo costoso, sistema de monitoreo regular, requerimientos de reactivos o energía o producción de lodos tóxicos u otros productos de desecho. Se ha informado que la adsorción sobre carbón activado (granulado o en polvo) es una tecnología importante para la eliminación de contaminantes tóxicos de las aguas residuales, pero es demasiado cara. Entonces hay una necesidad de desarrollar adsorbentes de bajo costo y fácilmente disponibles para la remoción de iones de metales pesados del ambiente acuoso (Bansal, Singh y Garg 2009).

Se han investigado varios tipos de adsorbentes para su uso en el tratamiento de aguas residuales para la eliminación de cromo. En la mayoría de los estudios reportados, se logra una remoción eficiente de cromo hexavalente con adsorbentes de escala nano, a bajo costo y fácil aplicación (Zhu et al. 2018).

Por lo expuesto anteriormente, el problema general de la investigación es **¿Las nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas?** y los problemas específicos son:

- **PE1:** ¿Cómo influirá la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas?
- **PE2:** ¿Cómo afecta el tiempo de adsorción en la remoción de Cr (VI) nanopartículas de Fe cero valente?

El objetivo general es **determinar la eficacia de las nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.** Los objetivos específicos son:

- **OE1:** Evaluar la influencia de la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas .
- **OE2:** Estimar el tiempo de adsorción que obtiene mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Como justificación del trabajo se plantea el uso del nanomaterial como material emergente con potenciales impactos tecnológicos en diversas aplicaciones. Debido a que impone grandes oportunidades en diversas disciplinas, incluida la

remediación de aguas residuales. Las aguas residuales industriales se generan con actividades antropogénicas y son la mayor amenaza ambiental que necesita remediación para superar los daños ambientales, reduciendo así los riesgos humanos. Actualmente, se aplican varias técnicas de tratamiento de aguas residuales y la utilización de nanomateriales para la eliminación de contaminantes, es una tecnología emergente. Es evidente que las tendencias de publicación en el campo de las aguas residuales a base de hierro se han incrementado drásticamente (Aragaw, Bogale y Aragaw 2021).

Basadas en la revisión bibliográfica planteamos la siguiente hipótesis general: **El uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas**, asimismo nos planteamos las hipótesis específicas:

- **HE1:** Una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.
- **HE2:** A mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

La importancia del trabajo radica en la remoción de Cr (VI), un contaminante tóxico y perjudicial para la salud, empleando nanopartículas de hierro cero Valente que son económicas y de fácil manipulación, como es el uso de nanopartículas a base de hierro cero valente. En los últimos años, el hierro de nanovalencia cero (nZVI) ha recibido mucha atención por sus posibles aplicaciones en la remediación eficaz de suelos y agua contaminados. Dado que había varias tecnologías disponibles para eliminar metales pesados del agua, el hierro de valencia cero a nanoescala se considera un candidato ideal para la remediación in situ debido a su gran área de superficie activa y alta capacidad de adsorción de metales pesados como el cromo hexavalente (Madhavi et al. 2014).

II. MARCO TEÓRICO

Estudiamos la revisión bibliográfica para ahondar más en el tema de investigación y poder analizar los resultados, considerando los siguientes antecedentes internacionales para el trabajo de investigación:

(Wu et al. 2021), utilizaron nanopartículas a base de hierro (nFe) utilizando un extracto de té verde (GT-1) para eliminar el As (V). La capacidad máxima de adsorción de GT-1 para As (V) fue de 19,9 mg g⁻¹ a 298 K. La formación de GT-1 y el mecanismo de eliminación de As (V) por GT-1, se examinó utilizando XRD, TEM y SEM, que mostró que GT-1 estaba compuesto de partículas amorfas de tamaño entre 50 nm y 100 nm. El análisis espectral de Mössbauer confirmó que se formó un complejo de Fe (III) debido a la reacción entre biomoléculas y Fe (III). FTIR y XPS mostraron que la adsorción de As (V) por GT-1 ocurrió tanto por complejación con Fe (III) en GT-1 como por coordinación de As (V) con grupos hidroxilo libres en la superficie de GT-1. Los experimentos por lotes mostraron que la adsorción era espontánea y se ajustaba al modelo cinético de pseudo-segundo orden. Finalmente, se propusieron mecanismos para la formación de GT-1 y la remoción de As (V) por GT-1.

(Puthukkara P, Jose T y S 2021), en su investigación tuvieron como objetivo revisar las estrategias de síntesis y los métodos de estabilización de nanopartículas de hierro cero valente (ZVI) preparadas a partir de plantas. Aquí se ha discutido la reducción y el taponamiento/estabilización de nanopartículas utilizando varios extractos de plantas y sus componentes bioactivos. En esta revisión también se destacó la posibilidad de algunos de los materiales estabilizadores de origen vegetal y su mecanismo. Se presta especial atención a la aplicación de nanopartículas fitogénicas de ZVI en la remediación de la contaminación del agua (eliminación de metales pesados, eliminación de nitratos y fosfatos, eliminación de productos farmacéuticos, eliminación de colorantes, eliminación de compuestos orgánicos y actividad antimicrobiana).

(Aragaw, Bogale y Aragaw 2021) revisaron la visión general de la preparación de nanopartículas a base de hierro, como diferentes polimorfos de óxidos de hierro, oxihidróxidos, hidróxido de hierro y nanopartículas de hierro de valencia cero. Además de la discusión detallada sobre la preparación de nanopartículas

a base de hierro, también evalúan y discuten su aplicación en el tratamiento de aguas residuales, mecanismos de eliminación, ventajas y limitaciones. Además, también se analiza la eficiencia de eliminación de las nanopartículas a base de hierro para contaminantes específicos y la perspectiva en la remediación ambiental. Además, se destacan los avances y perspectivas futuras de las nanopartículas a base de hierro.

(Matome et al. 2020), investigaron la síntesis verde de nanocompuesto de hierro de valencia cero de polipirrol/nanoescala (Ppy/Fe⁰ NC) fabricado mediante un método simple de polimerización oxidativa in situ. La estructura y las propiedades de Ppy/Fe⁰ NC se confirmaron mediante diversas técnicas analíticas. Ppy/Fe⁰ NC preparada se utilizó como adsorbente para la adsorción de cromo hexavalente (Cr (VI)) a través de experimentos por lotes. Se estudió el efecto del pH inicial, la dosis de adsorbente, el tiempo de contacto, la concentración de equilibrio y los iones coexistentes. Se dedujo que los datos de adsorción siguieron el modelo de tasa de pseudo-segundo orden y el modelo de isoterma de Langmuir con una capacidad máxima de adsorción de 202,02 mg/g a 25°C. Además, se observó una alta selectividad del Ppy/Fe⁰ NC para la eliminación de Cr (VI) incluso en presencia de iones coexistentes. Estos hallazgos sugieren que el adsorbente sintetizado verde puede usarse para el tratamiento de aguas residuales que contienen Cr (VI).

(Kumari y Dutta 2020), en su investigación utilizaron hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI) modificado con almidón para la eliminación de cromo hexavalente. Se utilizó almidón para reducir la tendencia a la aglomeración de las nanopartículas, lo que fue evidente en las micrografías SEM. Se investigaron los efectos de varias variables del proceso, incluido el pH, la dosis de nanopartículas, la concentración inicial de cromo, la velocidad de mezcla y la temperatura. Los resultados mostraron que todas estas variables, excepto el pH, se correlacionaron positivamente con la eficiencia de remoción. El pH jugó un papel vital en el rendimiento de eliminación de Cr (VI). El rendimiento de eliminación del hierro de valencia cero a nanoescala desnudo fue inferior al 50% para una concentración de cromo de 50 mg/L. El hierro de valencia cero a nanoescala encapsulado en almidón funcionó bien para una concentración más baja de cromo, pero a una concentración más alta (50 mg/L), el rendimiento se

estancó en alrededor del 65%. Con el fin de mejorar el rendimiento para una mayor concentración de cromo, la nanopartícula se integró con varios otros métodos de recuperación como ultrasonidos (US), irradiación (UV), aireación y el sistema Fenton. Todas estas técnicas de recuperación generan especies reactivas de oxígeno en el sistema, que, junto con el hierro de valencia cero a nanoescala, mejoran en gran medida el rendimiento de eliminación. Se vio que, entre varios sistemas creados, el rendimiento de eliminación para el sistema US/nZVI, el sistema UV/ nZVI, el sistema de aireación/nZVI y el sistema Fenton/nZVI aumentó a 92%, 86,7%, 91%, 93% respectivamente. Se observó que la eficiencia de eliminación está fuertemente correlacionada con parámetros como el ORP y el pH final del sistema y, por lo tanto, puede usarse para monitorear el rendimiento de eliminación.

(Dias et al. 2020) realizaron dos experimentos de eliminación de cromo en biorreactores con y sin campo magnético en las mismas condiciones. La liberación del cromo presente en la biomasa se probó en dos experimentos uno con el pH inicial del medio y otro con pH 4. El objetivo fue remover Cr (VI) y Cr total del efluente, esto se llevó a cabo mediante la colocación de tratamientos biológicos de efluente sintético contaminado con 100 mg/L de Cr (VI) en un biorreactor con imanes de neodimio que aplicaron un campo magnético (intensidad 85,4 mT) al cultivo mixto. La eliminación de Cr (VI) fue aproximadamente del 100% para el biorreactor con campo magnético y del 93,3% para el biorreactor sin campo magnético durante 9 horas de recirculación del efluente sintético por el biorreactor. La eliminación de Cr total fue de 61,6% y 48,4%, con y sin campo magnético, respectivamente, durante 24 h. La desorción de Cr (VI) en el efluente sintético fue de 0,05 mg/L, que está por debajo del límite establecido por la legislación brasileña (0,1 mg / L) para la descarga de efluentes que contienen Cr (VI) a cuerpos de agua. Los resultados obtenidos para la eliminación de cromo en efluentes sintéticos sugirieron que no hubo influencia significativa en el recuento de células viables del cultivo mixto. La desorción de Cr (VI) en efluentes sintéticos luego de la bioadsorción de cromo por el cultivo mixto en el proceso de remoción de cromo en biorreactores con y sin campo magnético no fue significativa en ninguno de los experimentos con diferentes pH iniciales.

(García et al. 2019), trabajaron con las nanopartículas a base de hierro y la sintetizaron mediante un método rápido a temperatura ambiente utilizando extractos de yerba mate (YM) con FeCl_3 en diferentes proporciones. También se sintetizaron materiales preparados a partir de extractos de té verde (GT) para su comparación. Estos materiales se caracterizaron minuciosamente mediante análisis químicos. Se concluyó que los productos son complejos de hierro no magnéticos de los componentes de los extractos. Se ha probado la aplicabilidad de los materiales para la eliminación de Cr (VI) ($300 \mu\text{M}$) de soluciones acuosas a pH 3 utilizando dos relaciones molares (MR) de Cr (VI): Fe, 1:3 y 1: 0,5. En Cr (VI): Fe MR = 1:3, los mejores materiales YM dieron una remoción completa de Cr (VI) después de dos minutos de contacto, similar a la obtenida con hierro comercial de nanovalencia a nanoescala (N25), con Fe (II) disuelto, y con un material GT preparado igualmente. A una MR de Cr (VI): Fe más baja (1:0,5), aunque la eliminación de Cr (VI) no fue completa después de 20 min de reacción, las nanopartículas de YM fueron más eficientes que las nanopartículas de N25, GT y Fe (II) en solución. Los resultados sugieren que se podría alcanzar una relación Cr (VI): Fe MR óptima al utilizar las nuevas nanopartículas YM, capaces de lograr una reducción completa de Cr (VI) y dejar concentraciones muy bajas de Cr y Fe en las soluciones tratadas. La rápida preparación de las nanopartículas permitiría su uso en la eliminación de contaminantes en suelos y aguas subterráneas mediante inyección directa de la mezcla de precursores.

(Wu et al. 2019) estudio una nueva cepa CRB-7 tolerante a Cr (VI) identificada como *Bacillus* sp., fue aislada y caracterizada por su alta reducción de Cr (VI). La cepa CRB-7 creció bien y redujo eficazmente el Cr (VI) en diversas condiciones, incluidas las concentraciones de pH (7–9), temperatura (30°C – 40°C) y Cr (VI) (50 mg/L – 250 mg/L). Redujo casi por completo 120 mg/L de Cr (VI) en 48 h en condiciones optimizadas de pH 7 y 37°C . La caracterización adicional mediante análisis FTIR indicó que el mecanismo de eliminación de Cr (VI) de CRB-7 fue predominantemente a través de biorreducción con poca cantidad de bioadsorción. Además, las bioperlas inmovilizadas basadas en la cepa CRB-7 fueron sintetizadas con éxito utilizando cinco materiales porosos diferentes como portador de carga bacteriana, respectivamente, para determinar el biocompuesto de inmovilización óptimo para la eliminación de Cr (VI). Las

células CRB-7 inmovilizadas con alginato de sodio (SA) al 3% y ácido húmico (HA) al 5% exhibieron la mayor eficiencia de eliminación de Cr (VI). Además, las bioperlas inmovilizadas tienen las ventajas sobre las células libres de ser más estables y fáciles de reutilizar. La alta capacidad reductora de Cr (VI) de las células CRB-7 libres e inmovilizadas sugiere que la cepa CRB-7, especialmente el biocompuesto B-HA-SA, es prometedora para remediar sitios contaminados con Cr (VI).

(Zhu et al. 2018) en su estudio, trabajaron con el hierro/Cu de valencia cero a nanoescala preparándolo mediante el método de síntesis verde, el cual utilizó para remediar el agua subterránea contaminada con Cr (VI). El hierro/Cu de valencia cero a nanoescala se caracterizó mediante microscopio electrónico de barrido, espectroscopia infrarroja por transformada de Fourier, microscopio electrónico de transmisión y difracción de rayos X. Se realizaron experimentos por lotes para investigar las condiciones óptimas para la eliminación de cromo hexavalente del agua subterránea mediante hierro/Cu de valencia cero a nanoescala. Con la disminución del valor de pH, la disminución de la concentración inicial de Cr (VI) y el aumento de la temperatura, aumenta la eficiencia de eliminación de Cr (VI). La presencia de ácidos húmicos en el agua subterránea puede inhibir la actividad del hierro/Cu de valencia cero a nanoescala. La eficiencia de eliminación de Cr (VI) alcanzó el 94,7% bajo la condición de pH de 5 y temperatura de 303 K. La eliminación de Cr (VI) por hierro/Cu de valencia cero a nanoescala se ajustó bien con el modelo cinético de la primera reacción de Langmuir-Hinshelwood, con valores de K_{obs} constantes de velocidad aparente estimados en $0,07430 \text{ min}^{-1}$; $0,09650 \text{ min}^{-1}$; $0,1183 \text{ min}^{-1}$ y $0,1473 \text{ min}^{-1}$ a 298 K, 303 K, 308 y 313 K. En general, el hierro/Cu de valencia cero a nanoescala es un material verde prometedor para eliminar el Cr (VI) de las aguas subterráneas contaminadas.

(Olea-Mejía et al. 2017), en su investigación emplearon la técnica Pulsed Plasma in Liquid para sintetizar nanoestructuras de hierro de valencia cero. Usando una fuente de alimentación de DC para producir dicho plasma en agua y metanol. Las partículas obtenidas fueron caracterizadas por TEM para determinar su forma y tamaño y espectroscopía de Mossbauer para investigar el estado químico del hierro presente. Se encontró que el 80% de las partículas producidas

en el agua están compuestas de hierro metálico y cuando se usa metanol el 97% de las partículas son de hierro metálico. Una vez formado el coloide de Fe, se impregnó piel de naranja con estas nanoestructuras para su eliminación en solución acuosa. Los experimentos de eliminación de Cr (VI) se realizaron en un sistema discontinuo en presencia de los materiales compuestos a una concentración inicial de 50 ppm de Cr (VI). Al utilizar las nanoestructuras de hierro soportadas sobre la piel de naranja, el porcentaje de remoción es del 100% en el caso de nanoestructuras formadas en agua y del 96% cuando se obtienen en metanol.

(Fu et al. 2017), investigaron la síntesis de valencia cero a nanoescala (H-NZVI) con soporte de humus con el método de reducción en fase líquida. Una serie de resultados experimentales demostró que el H-NZVI se utilizó con éxito para eliminar el cromo en el agua subterránea con mayor eficiencia debido a su alta durabilidad, buena resistencia mecánica y dispersión. El mecanismo de eliminación de Cr (VI) del agua subterránea podría consistir en la adsorción física y la reducción química simultáneas sobre la superficie del H-NZVI. El NZVI admitido en humus ha logrado prevenir la agregación y la oxidación. Los resultados del experimento por lotes mostraron que la velocidad de eliminación de Cr (VI) estaba de acuerdo con la cinética de reacción de pseudo primer orden con diferentes pH, concentración inicial de Cr (VI) y dosis de H-NZVI. Está demostrado que el H-NZVI se convertiría en un material ecológico prometedor para la remediación de metales pesados in situ.

(Zhao et al. 2016) estudió la remoción de Cr (VI) de efluentes y sedimentos industriales ha atraído la atención de investigadores ambientales. En el presente estudio, aislaron bacterias para la biorremediación de Cr (VI) de muestras de sedimentos y optimizar los parámetros de biodegradación. Las cepas con la capacidad de tolerar Cr (VI) se obtuvieron mediante dilución en serie y métodos de placa de extensión y se caracterizaron por morfología, identificación del rDNA 16S y análisis filogenético. El Cr (VI) se determinó mediante el método de 1,5-difenilcarbazida y se estudiaron el pH y la temperatura óptimos para la degradación mediante un diseño experimental mixto de factores múltiples. Se utilizaron métodos de análisis estadístico para analizar los resultados. Se obtuvieron cincuenta y cinco cepas y se seleccionó una cepa (*Sporosarcina*

saromensis M52; número de solicitud de patente: 201410819443.3) con capacidad para tolerar 500 mg/L de Cr (VI) para optimizar las condiciones de degradación. Se encontró que M52 puede eliminar de manera eficiente 50 mg/L - 200 mg/L de Cr (VI) en 24 h, logrando la mayor eficiencia de eliminación a pH 7,0 – 8,5 y 35°C. Además, M52 podría degradar completamente 100 mg/L de Cr (VI) a pH 8,0 y 35°C en 24 h. Se consideró que el mecanismo involucrado en la reducción de Cr (VI) era la biorreducción más que la absorción.

(Madhavi et al. 2014), emplearon nanopartículas de hierro cero valente (ZVNI) para síntesis utilizando un método sintético rápido, de un solo paso y completamente verde a partir de extractos de hojas de glóbulos de eucalipto, los cuales se caracterizaron mediante las técnicas de microscopía electrónica de barrido (SEM), espectroscopía UV-Vis, espectroscopía infrarroja por transformada de Fourier (FT-IR), Difracción de rayos X (XRD) y medición de potencial Zeta. El análisis FT-IR revela que los compuestos polifenólicos presentes en el extracto de hoja pueden ser responsables de la reducción y estabilización del nZVI. Estas nanopartículas se utilizaron para la adsorción de cromo hexavalente (Cr (VI)) y la concentración de Cr (VI) se determinó usando un espectrómetro UV-Vis después del tratamiento con nZVI. Los gráficos de respuesta y contorno de superficie se dibujaron con la ayuda del software Minitab para explicar la adsorción de Cr (VI). La eficiencia de adsorción de Cr (VI) alcanza el valor más alto (98,1%) cuando el tiempo de reacción fue de aproximadamente 30 min. y la dosis de nZVI fue de 0,8 g/L. También se examinaron los parámetros efectivos como la dosis de adsorbente (nZVI), la concentración inicial de Cr (VI) y la cinética.

Los antecedentes nacionales que se investigaron son los siguientes:

(Gálvez 2017) estudió la influencia del tiempo de residencia, temperatura y cantidad de cáscara deshidratada de *musa cavendishii* en la remoción de cromo hexavalente. Se contaminó una muestra de agua sintética de cromo hexavalente a 100 ppm. Los resultados muestran una remoción máxima de cromo de 77% a 60°C, 90 minutos y 8g/L de cantidad de adsorbente. La capacidad de adsorción máxima del adsorbente obtenido fue 96,25 mg/g.

(Miranda 2017) en su trabajo de investigación tuvo como objetivo remover cromo (VI) empleando un adsorbente orgánico a base de las hojas verdes del eucalipto *Eucalyptus Labill*, se realizó un análisis de FTIR al adsorbente obteniendo como predominancia los radicales (-OH), estos radicales son los encargados de lograr adsorber el Cr (VI). Los parámetros que muestran mayor remoción de Cr (VI) son pH 3, masa de adsorbente 3g/L, 25°C, 30 min de contacto a 200 rpm. El proceso batch logró una remoción del 90,88% de Cr (VI), ajustándose mejor a una cinética de Pseudo Segundo Orden.

(Cañazaca y Ccama 2017) en su trabajo de investigación, realizó la remoción de Cr (VI) a partir de la biosíntesis de nanopartículas de hierro cero valente empleando las hojas de eucalipto. Las nanopartículas fueron biosintetizadas con FeCl₃ empleando los polifenoles del eucalipto. Las nanopartículas se caracterizaron mostrando un tamaño de 150 nm -200 nm y forma granular y esférica, Lograron una remoción máxima de Cr (VI) 92,6 % trabajando a diferentes tiempos de contacto y pH de 3 y 5.

(Goicochea 2016) tuvo como objetivo realizar la remoción de Cr (VI) empleando la borra de café como adsorbente biosintetizado, para realizar el estudio de adsorción contaminó una muestra de agua sintética a base de sal de dicromato de potasio K₂Cr₂O₇ a 10 ppm y 50 ppm, evaluando la remoción después de 30 min y 90 min bajo un pH ácido. Los resultados muestran una remoción de Cr (VI) de 97,79% para una concentración inicial de 10 ppm y 90 minutos de contacto.

(Lagos 2016) estudió la remoción de Cr (VI) de una curtiembre local empleando la borra de café. Los parámetros analizados fueron pH y tiempo de contacto aplicando un diseño factorial, manipulando las variables se obtuvo una remoción máxima de 94,1%. La concentración inicial de Cr (VI) en la curtiembre fue de 2462 ppm y la concentración final de Cr (VI) después del tratamiento con la borra de café fue 158 ppm. Las variables que obtuvieron mayor remoción fueron un pH de 5 y 3 h, con una capacidad máxima de adsorción de 9,19 mg/g.

(Díaz et al. 2013) en su investigación estudió la biosorción de Cr (VI) de aguas contaminadas, empleando quitosano cuaternario. Evaluó los parámetros de pH, concentración de Cr, capacidad de adsorción y cinética. Los resultados muestran una capacidad de adsorción máxima de 208,3 mg/g, ajustándose mejor a una

cinética de pseudo segundo orden a pH 4,5 donde se logra una mayor remoción del 99,78% de Cr (VI).

(Lavado, Sun y Recuay 2012) en su trabajo de investigación tuvo como objetivo remover cromo (VI) empleando carbón activado con astillas de eucalipto (activación química). Los materiales se prepararon a una razón de impregnación de 1 g/gca, 600°C de temperatura de carbonización, Los carbones activados fueron caracterizados mediante FTIR. Los resultados muestran un mejor ajuste al modelo de pseudo segundo orden, isoterma de Langmuir para la remoción de cromo (VI), a un pH 2 y una capacidad de adsorción de 75,2 mg/g.

Los alcances teóricos más relevantes son descritos a continuación:

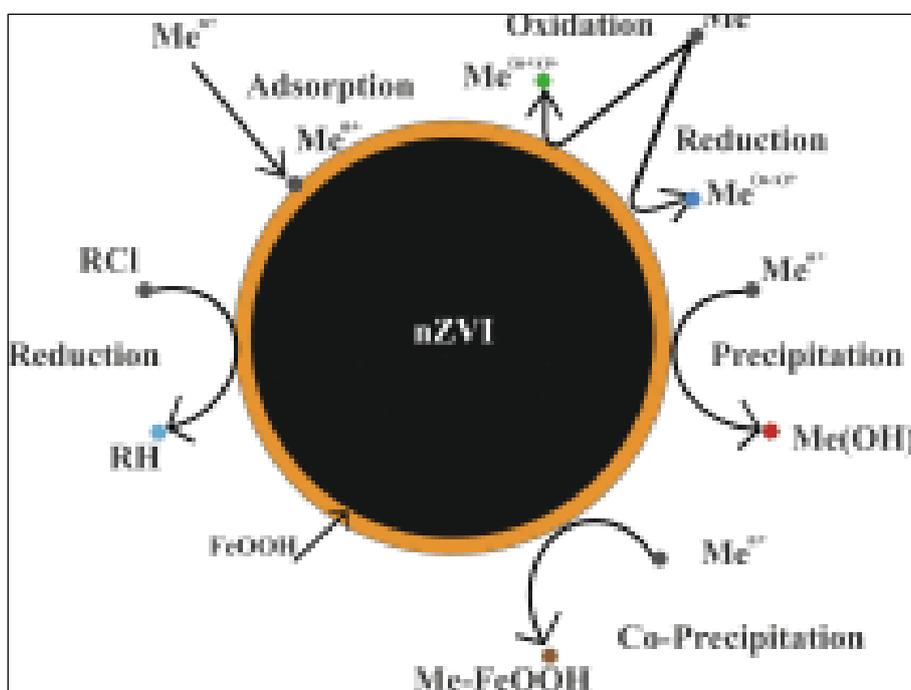
La nanotecnología es una tecnología fascinante que está revolucionando la ciencia y brinda innumerables beneficios a la población. La vertiente económica vinculada a la nanotecnología ha crecido en los últimos años, al igual que las líneas de investigación. La nanotecnología es un campo de investigación emergente, que explora el uso de nanopartículas en el rango de hasta 100 nm (nanómetros), o menos, confiriendo mejores y nuevas cualidades a las partículas, en relación a su mayor tamaño, empleadas convencionalmente y posibilitando su aplicación que son casi infinitas. Algunos productos que resultan de la nanotecnología incluyen telas impermeables, plásticos tan fuertes como el acero y el aluminio, cosméticos cuyas partículas penetran en los poros de la piel y mini robots voladores. Las inversiones en nanociencia y nanotecnología están presentes en todas las áreas del conocimiento y algunas referencias incluso citan un movimiento global en el mercado de la nanotecnología del orden de billones de dólares, englobando empresas, organismos y agencias que promueven la investigación y el desarrollo a nivel mundial. En 2020 se estimó un incremento de medio millón de toneladas en la producción global de nanomateriales desarrollados con características específicas para diferentes aplicaciones. Ante el escenario de la nanotecnología, es fundamental adoptar normativas específicas que aseguren la protección del medio ambiente, para que podamos beneficiarnos de la innovación que nos aporta la nanotecnología sin dañar el planeta (Almeida et al. 2020).

La nanotecnología es la capacidad de medir, ver, manipular y fabricar cosas a escala atómica o molecular, generalmente entre uno y 100 nanómetros. Estos pequeños productos también tienen una gran relación superficie-volumen, que es su característica más importante responsable del uso generalizado de nanomateriales en mecánica, óptica, electrónica, biotecnología, microbiología, remediación ambiental, medicina, numerosos campos de la ingeniería y ciencia de materiales. Diferentes protocolos han sido diseñados para la producción de nanopartículas metálicas. Actualmente, se utilizan dos enfoques principales para sintetizar nanopartículas, denominados enfoques de arriba hacia abajo y de abajo hacia arriba. En resumen, en el enfoque de arriba hacia abajo, las nanopartículas se producen mediante la reducción del tamaño del material a granel mediante técnicas litográficas y mediante técnicas mecánicas como el mecanizado y el esmerilado, etc., mientras que, en el enfoque de abajo hacia arriba, los pequeños bloques de construcción se ensamblan en una estructura más grande. Por ejemplo, síntesis química. Sin embargo, el enfoque más aceptable y eficaz para la preparación de nanopartículas es el enfoque de abajo hacia arriba, donde una nanopartícula se "cultiva" a partir de moléculas más simples conocidas como precursores de reacción. De esta forma, es posible controlar el tamaño y la forma de la nanopartícula en función de la aplicación posterior mediante la variación de las concentraciones de precursores y las condiciones de reacción (temperatura, pH, etc.) (Saif, Tahir y Chen 2016).

Con el desarrollo de la nanotecnología, el número de estudios sobre la eliminación efectiva de contaminantes ambientales mediante materiales a nanoescala aumenta cada día. Las propiedades de los materiales a nanoescala son diferentes de las de los materiales de tamaño micrométrico, incluida una mayor superficie, que es un parámetro importante en el proceso de adsorción. Se han informado varios tipos de nanopartículas en la adsorción y degradación de muchos contaminantes, como materiales carbonosos, metales, óxidos metálicos y nanopartículas bimetálicas. Dentro de estas nanopartículas, el hierro de valencia cero a nanoescala (nZVI) se ha examinado recientemente como un material prometedor, especialmente para la eliminación de contaminantes persistentes del medio acuático. Estos estudios se han realizado principalmente a escala de laboratorio, con nZVI sintetizado por el método de borohidruro.

Estudios recientes también han demostrado que el nZVI se puede sintetizar mediante métodos respetuosos con el medio ambiente utilizando compuestos fenólicos extraídos de plantas. Las aplicaciones actuales del hierro de valencia cero a nanoescala, las nanopartículas bimetálicas, los nanocompuestos y los nanocompuestos bimetálicos de nZVI, se centran en el tratamiento del agua contaminada. Además del mecanismo de eliminación, también se consideraron las aplicaciones de nZVI como procesos de oxidación avanzados. Estos materiales basados en nZVI poseen una alta reactividad en la eliminación de diversos contaminantes y muestran un gran potencial para aplicaciones medioambientales (Ulucan-Altuntas 2021).

Figura 1. Nanopartícula de hierro cero valente



Fuente: (Ulucan-Altuntas 2021)

El cromo hexavalente [Cr (VI)] es la forma más tóxica y cancerígena de cromo y se utiliza con frecuencia en varias industrias como la del automóvil, el enchapado de metales, el curtido y revestimiento de cromo para la síntesis de agentes oxidantes e inhibidores de corrosión para mejorar la durabilidad de los metales. En la industria automotriz, el agua de baño de cromo (CBW) se utiliza para dar brillo a los componentes de automóviles de aluminio o acero dulce. Se han estudiado diferentes enfoques de tratamiento, como coagulación-floculación,

intercambio iónico, tratamiento biológico y tecnología de membranas para la eliminación de Cr (VI) (Gilhotra et al. 2021).

El Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA) aprobó los Límites Máximos Permisibles (LMP) de eliminación de Cr (VI) a los efluentes para el alcantarillado y aguas superficiales de las actividades de curtiembre, mediante el Decreto Supremo N° 003-2002-PRODUCE, como se detalla en la siguiente tabla:

Tabla 1. Límites máximos permisibles de eliminación de Cr (VI)

PARÁMETROS	CURTIEMBRE (Alcantarillado)	PAPEL	
		Aguas Superficiales	Alcantarillado
Grado de acidez o alcalinidad (pH)	6,5-9,5		
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5), mg/L	1000	250	1000
Demanda Química de Oxígeno (DQO), mg/L	2500	1000	3000
Sólidos Suspendidos Totales (SST), mg/L	1000		
Sulfuro, (mg/L)	10		
Cromo +6, (mg/L)	0,5		
Cromo Total, (mg/L)	5		
NH4), mg/L	50		

Fuente: (Ministerio de la Producción 2002)

Según la Tabla 1 el LMP de concentración de Cr (VI) vertido a los efluentes para alcantarillado y aguas superficiales no debe exceder los 0,5 mg/L (ppm).

El estudio de las isotermas nos permite conocer la capacidad máxima de adsorción del adsorbente en proceso de adsorción. A partir de las isotermas de Langmuir y Freundlich, la cobertura fraccional es una función lineal de t en tiempos iniciales de adsorción muy cortos. También se derivó una ecuación de tasa útil en la condición (concentración inicial, concentración en el equilibrio) a partir de la isoterma de Langmuir y Freundlich (Ezzati 2020).

Principales isotermas de adsorción

Isoterma de Langmuir

La cinética de adsorción para la isoterma de Langmuir se puede transformar en modelos de primer y segundo orden.

La isoterma está definida por la siguiente ecuación:

$$q = \frac{q_e * b * C}{1 + (b * C)}$$

Donde C es la concentración en el equilibrio (en mg/L), q_e es la capacidad máxima de remoción (en mg/g) y b es la constante de Langmuir de afinidad o energética en unidades de L/mg (Lazo et al. 2008).

Isoterma de Freundlich

Esta isoterma está definido por la siguiente ecuación:

$$q = k_f * C^{1/n}$$

Dónde: k_f es la constante de capacidad de adsorción, n es la constante de intensidad de adsorción.

La ecuación linealizada de Freundlich se expresa de forma logarítmica:

$$\log(q) = \log(k_f) + \frac{1}{n} (C)$$

Los valores de k_f y $1/n$ son hallados de la intersección y la pendiente resulta de la gráfica $\log(q)$ vs $\log(c)$. (Lazo et al. 2008).

III. METODOLOGÍA

3.1. Tipo y diseño de la investigación

El tipo de investigación que se desarrolló es experimental porque este tipo de investigación, tiene como propósito relacionar las variables, manipularlas y desarrollar los experimentos para finalmente observar las consecuencias. Las variables independientes son las que recibieron el tratamiento experimental, mientras que la variable dependiente fue sobre la que se realizó la medición (Hernández, Fernández y Baptista 2014).

Se aplicó un diseño factorial general para la remoción de Cr (VI) manipulando las variables independientes. Según (Hernández, Fernández y Baptista 2014), el diseño factorial manipula las variables y sus niveles; asimismo, su construcción consiste en la combinación de todos los niveles de las variables independientes.

Tabla 2. *Diseño factorial general para la remoción de Cr (VI) a 15 ppm*

Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I (ppm)	Réplica II (ppm)
0,25	20	Cf_Cr	Cf_Cr
0,25	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,25	40	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	20	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	40	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	20	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	40	Cf_Cr	Cf_Cr

Fuente: Elaboración propia

Dónde:

Cf_Cr: Concentración final de cromo (ppm)

Tabla 3. *Diseño factorial general para la remoción de Cr (VI) a 50 ppm*

Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I (ppm)	Réplica II (ppm)
0,25	20	Cf_Cr	Cf_Cr

0,25	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,25	40	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	20	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,5	40	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	20	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	30	Cf_Cr	Cf_Cr
0,75	40	Cf_Cr	Cf_Cr

Fuente: Elaboración propia

Dónde:

Cf_Cr: Concentración final de cromo (ppm)

3.2. Variables y Operacionalización

Variables

Independiente: Nanopartículas de Fe cero valente (nZVI)

Dependiente: Cr (VI)

Operacionalización

Variable independiente: Nanopartículas de Fe cero valente (nZVI): Partículas que son más pequeñas que 100 nanómetros (1nm – 100 nm) conformadas por hierro de valencia cero, con abreviatura “nZVI”

Variable dependiente: Cr (VI): Ion metálico de valencia +6 altamente tóxico, generado principalmente por las industrias textiles.

Tabla 4. Matriz de operacionalización de variables

VARIABLES	DEFINICIÓN CONCEPTUAL	DEFINICIÓN OPERACIONAL	DIMENSIONES	INDICADORES	UNIDAD DE MEDIDA
Nanopartículas de Fe cero valente (nZVI)	Partículas que son más pequeñas que 100 nanómetros (1nm – 100 nm) conformadas por hierro de valencia cero, con abreviatura “nZVI”	Nanopartículas que actúan como adsorbentes de Cr (VI) en una solución acuosa, logrando reducir la concentración de cromo	Cantidad de adsorbente	Masa	g
			Tiempo de adsorción	Tiempo	min
Cr (VI)	Ion metálico de valencia +6 altamente tóxico, generado principalmente por las industrias textiles.	Iones de Cr (VI) disueltos en soluciones acuosas que son puestos en contacto con las nZVI para su adsorción.	% de remoción de Cr (VI)	Cr (VI) inicial Cr(VI) final	ppm (mg/L)

Fuente: Elaboración propia

3.3. Población, muestra y muestreo

Población

Para la investigación, la población fue representada por las aguas sintéticas de Cr (VI), considerándose una población infinita.

Muestra

Se aplicó la siguiente fórmula propuesta por (Cervantes, 2021) para la determinación de la muestra de una población infinita, para la solución sintética de cromo (VI):

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0}{N}} \quad (1)$$

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

Dónde:

n : Tamaño de la muestra.

n_o : Tamaño de la muestra aproximado.

N : Población infinita.

Z_σ : Valores respecto al valor de significancia para un 95 %.

E : Error de la investigación.

P : probabilidad

Q : 1-P

Para el cálculo del valor de significancia z , se halla el valor normal para $\alpha = 0,05$

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

Se obtiene el valor de $Z = 1,96$ de las tablas de distribución ver anexo N°4.

Tabla 5. Valores para determinar el tamaño de muestra

P=	0,9
Q=	0,1
E=	0,04
Z($\alpha_{\%}$)=	1,96
N=	Población infinita

Fuente: Elaboración propia

Reemplazando en la Ecuación 2, se tiene:

$$n_o = \frac{(1,96)^2 * 0,9 * 0,1}{0,04^2}$$
$$n_o \cong 216,09 \text{ mL}$$

Luego en (1):

$$n = \frac{n_o}{1 + \frac{n_o}{N}}$$

Como se tiene una población infinita, la expresión $\frac{n_o}{N}$ tiende a ser cero, por lo tanto:

$$n = n_o$$

$$n \approx 200 \text{ mL}$$

Unidad muestral

La unidad muestral fueron 200 mL de agua sintética de Cr (VI) preparadas en el laboratorio para cada tratamiento con nZVI.

3.4. Técnicas e instrumentos de recolección de datos

Técnicas de investigación

Las técnicas de investigación que se realizaron fueron:

- Ensayos experimentales que se llevaron a cabo para determinar la remoción de Cr (VI) empleando nZVI.
- Análisis de laboratorio para determinar las concentraciones iniciales de la solución sintética de Cr (VI) y la concentración final de Cr (VI).

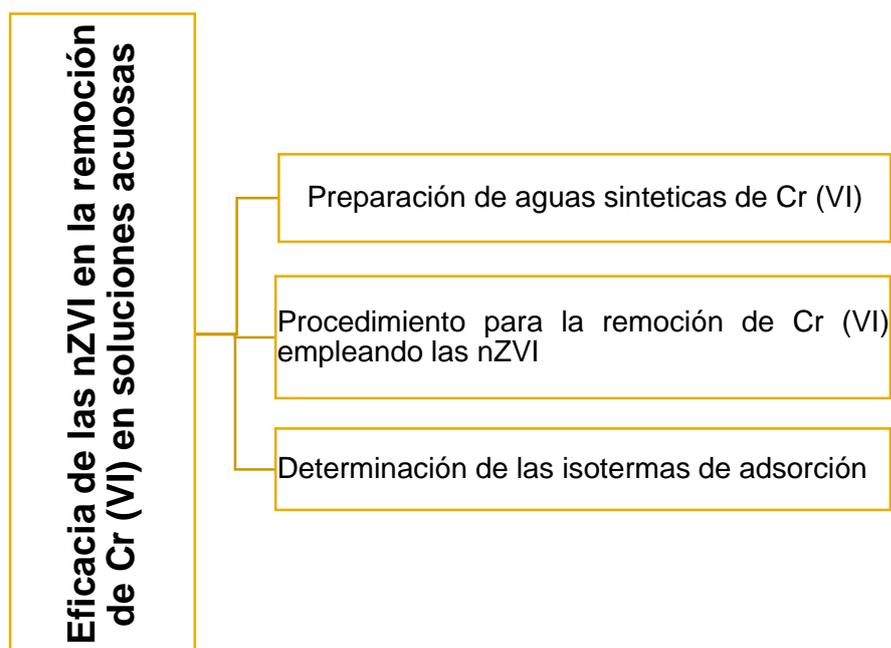
Instrumentos de investigación

- Los instrumentos de investigación fueron los reportes emitidos por el laboratorio GRUPO JHACC, donde se realizaron los análisis respectivos para la remoción de Cr (VI).
- Revisión de los artículos y revistas de investigación, así como de libros de referencia.
- Aplicación de fórmula cuantitativa para hallar muestra para poblaciones finitas.

3.5. Procedimiento

El procedimiento constó de 3 etapas, que están descritas a continuación:

Figura 2. *Etapas del procedimiento experimental*



Fuente: Elaboración propia

3.5.1. Preparación de aguas sintéticas de Cr (VI)

Las concentraciones de Cr (VI) a preparar fueron de 15 ppm y 50 ppm tomando estos valores como referencia del estudio de (García et al. 2019) y (Olea-Mejía et al. 2017).

- Se preparó las aguas sintéticas a partir de una sal de $K_2Cr_2O_7$ QP
- Se calculó la cantidad de $K_2Cr_2O_7$ necesario para una concentración de 15 mg/L y 50 mg/L, un volumen (V) de 200 mL y un peso molecular (PM) de 294,18 g/mol, con la siguiente fórmula:

$$C = \frac{\text{masa}}{V}, \quad \text{masa} = C \times V \times PM$$

- Se diluyó 0,882 g de $K_2Cr_2O_7$ en 200 mL de agua destilada para una concentración de 15 ppm de Cr (VI) y 2,94 g de $K_2Cr_2O_7$ en 200 mL de agua destilada para una concentración de 50 ppm de Cr (VI).

3.5.2. Procedimiento para la remoción de Cr (VI) empleando las nZVI

El procedimiento de remoción de Cr (VI) se adaptó de la investigación realizada por (García et al. 2019):

a) 200 mL de aguas sintéticas de $K_2Cr_2O_7$ preparadas a 15 ppm y 50 ppm fueron ajustadas a un pH inicial de 3 con HCl 0,1 N o NaOH 0,1 N en un vaso de precipitados de 250 mL.

b) Se puso en contacto 0,25 g 0,5 g y 0,75 g de nZVI con la solución de Cr (VI) por periodos de 20 min, 30 min y 40 min a una agitación constante de 250 rpm y temperatura ambiente.

c) Terminado el tiempo de adsorción de la nanopartícula con la solución de agua sintética de Cr (VI), se tomó alícuotas de la solución final para la determinación de concentración final de Cr (VI) por Espectrofotometría UV-VIS.

d) Finalmente se calculó el % de adsorción de Cr (VI), mediante la siguiente fórmula:

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

C_o = Concentración inicial mg/L.

C_f = Concentración final mg/L.

3.5.3. Determinación de la isoterma de adsorción

La isoterma de adsorción nos brindó información acerca de la capacidad máxima de adsorción que posee la nZVI en la remoción de Cr (VI). Para la determinación de las isotermas se consideró 5 cantidades diferentes de adsorbente (0,15 g, 0,25 g, 0,5 g, 0,75 g y 1 g) para un tiempo de equilibrio determinado experimentalmente.

Isoterma de Langmuir

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

C_e = concentración en el equilibrio (mg/L)

q_e = cantidad de iones removidos en el equilibrio (mg/g)

q_{max} = es la capacidad máxima de adsorción (mg/g)

b = constante de Langmuir de afinidad o energética (L/mg)

Isoterma de Freundlich

$$\log(q) = \log(k_f) + \frac{1}{n}(C)$$

Los valores de k y $1/n$ son hallados de la intersección y la pendiente resulta de la gráfica $\log(q)$ vs $\log(c)$.

q = cantidad de iones adsorbidos en el equilibrio (mg/g)

C = concentración en el equilibrio (mg/L)

k_f = constante de capacidad de adsorción,

n = constante de intensidad de adsorción.

3.6. Método de análisis de datos

La contrastación de hipótesis general se realizó mediante un análisis de anova para determinar la influencia de los factores (cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción) en el proceso de adsorción de Cr (VI).

Para la primera y segunda hipótesis específicas se emplearon las pruebas de parejas de Tukey para conocer la influencia de las variables en el proceso de remoción de Cr (VI).

3.7. Aspectos éticos

El trabajo de investigación respetó la autoría intelectual, citando a los autores y la ética en investigación de la universidad, RCU N° 0126-2017/UCV. Además, se ajusta a la Resolución Rectoral N° 0089 -2019/UCV, Reglamento de investigación de la Universidad César Vallejo y mediante Disposición N° 7.4 de la Resolución de Vicerrectorado de Investigación N° 008-2017-VI/UCV: la cual se comprobó con el turnitin, la evidencia de no copia del trabajo de investigación, con un porcentaje de 18 %.

La confiabilidad de los datos presentados se sustenta con el registro fotográfico e informes de laboratorio reportados en los anexos.

IV. RESULTADOS

4.1. Presentación de resultados

Se preparó una solución acuosa contaminada con Cr (VI) en laboratorio obteniendo las concentraciones iniciales de 15,02 ppm y 49,7 ppm, estos valores son muy próximos a los planteados en el diseño de investigación.

4.1.1. Resultados de la concentración final de Cr (VI) en las soluciones acuosas de concentración inicial de 15,02 ppm

Los resultados de la concentración final de Cr (VI) que se logró a nivel laboratorio para una concentración inicial de 15,02 ppm se presentan en la tabla 6.

Tabla 6. *Concentración final de Cr (VI) C.I 15,02 ppm*

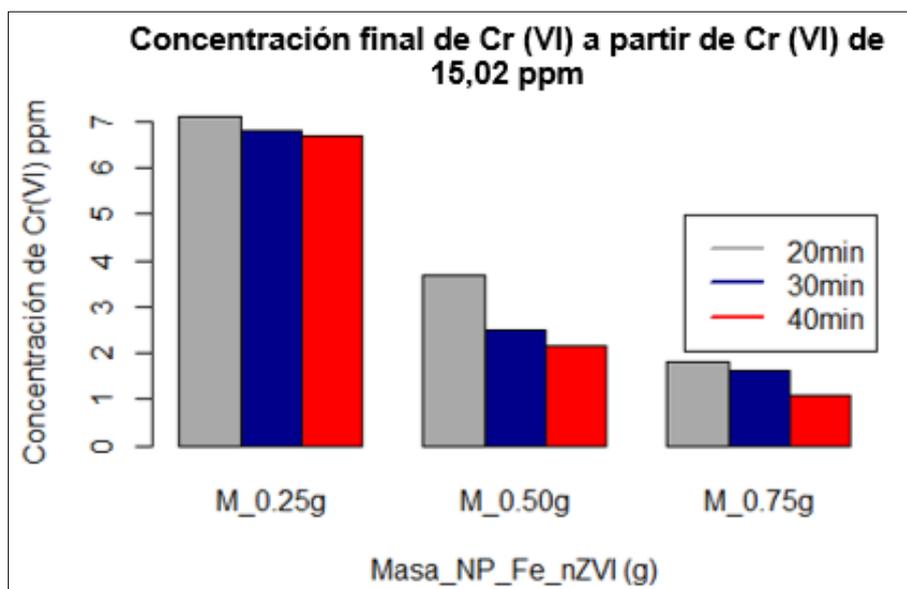
Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I (ppm)	Réplica II (ppm)	Promedio (ppm)
0,25	20	7,05	7,15	7,10
0,25	30	6,83	6,80	6,82
0,25	40	6,68	0,00	6,69
0,5	20	3,71	3,68	3,70
0,5	30	2,47	2,50	2,49
0,5	40	2,13	2,16	2,15
0,75	20	1,78	1,81	1,80
0,75	30	1,59	1,62	1,60
0,75	40	1,12	1,10	1,11

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 6 se muestran los resultados obtenidos de la concentración final de Cr (VI) después de haberse realizado los tratamientos respectivos, para este caso se evaluaron las variables de cantidad de nZVI y tiempo de adsorción, variables que permitieron la adsorción de Cr (VI) de las soluciones acuosas, se observa en la tabla 6 la reducción de la concentración de Cr (VI) de 15,02 ppm a 7,10 ppm cuando se trabajó con 0,25 g de cantidad de nZVI a 20 min de adsorción siendo esta concentración la menor remoción lograda de Cr (VI), este valor disminuyó aún más cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 15,02 ppm a 6,82 ppm para 30 min de adsorción y de 15,02 ppm a 6,69 ppm para 40 min de adsorción; del mismo modo se observa una reducción en la concentración de Cr

(VI) de 15,02 ppm a 3,70 ppm cuando se trabajó con 0,5 g de cantidad de nZVI a 20 min de adsorción, este valor también disminuyó cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 15,02 ppm a 2,49 ppm para 30 min de adsorción y de 15,02 ppm a 2,15 ppm para 40 min de adsorción. Finalmente, cuando se trabajó con 0,75 g de nZVI se logró una reducción en la concentración de Cr (VI) de 15,02 ppm a 1,80 ppm a 20 min de adsorción, este valor disminuyó aún más cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 15,02 ppm a 1,61 ppm para 30 min de adsorción y de 15,02 ppm a 1,11 ppm para 40 min de adsorción, siendo este último valor la mayor remoción de Cr (VI) que se alcanzó.

Figura 3. Reducción de la concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI)



Fuente: Elaboración propia

En la figura 3 se puede apreciar la reducción en la concentración final del Cr (VI) a partir de Cr (VI) de 15,02 ppm al emplear distintas masas de nZVI a diferentes tiempos de adsorción. Se puede observar el comportamiento después del proceso de adsorción a distintas masas, logrando extraer de la gráfica que una mayor masa de nZVI logra una mayor reducción en la concentración final de Cr(VI); del mismo modo, se puede ver en la gráfica de barras que un mayor tiempo de contacto entre la solución acuosa contaminada con Cr (VI) y las nZVI logra una mayor reducción en la concentración final de Cr (VI).

Luego de realizar los tratamientos de adsorción de Cr (VI) con las nZVI, se calculó los porcentajes de adsorción de Cr (VI) obtenidos para cada prueba experimental, empleando la siguiente ecuación. Ver tabla 6

$$\% \text{ de Adsorción} = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

C_i = Concentración inicial ppm.

C_f = Concentración final ppm.

Para la primera réplica a 0,25 g de nZVI y 20 min de adsorción, se reemplazó los datos en la ecuación anterior, obteniendo el siguiente resultado.

$$\% \text{ de Adsorción} = \frac{15,02 - 7,05}{15,02} \times 100$$

$$\% \text{ de Adsorción} = 53,06\%$$

Los mismos cálculos se desarrollaron para cada tratamiento experimental.

Tabla 7. Porcentaje de adsorción de Cr (VI) C.I 15,02 ppm

Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I	Réplica II	Promedio
0,25	20	53,06%	52,40%	52,73%
0,25	30	54,53%	54,73%	54,63%
0,25	40	55,53%	55,39%	55,46%
0,5	20	75,30%	75,50%	75,40%
0,5	30	83,56%	83,36%	83,46%
0,5	40	85,82%	85,62%	85,72%
0,75	20	88,15%	87,95%	88,05%
0,75	30	89,41%	89,21%	89,31%
0,75	40	92,54%	92,68%	92,61%

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 7 se presentan los porcentajes de adsorción de Cr (VI) que se logró después del tratamiento con las nZVI. Se observa que se alcanzó una máxima remoción de Cr (VI) de 92,61% cuando se experimentó con una masa de nZVI y un tiempo de adsorción mayor, del mismo modo se observa un mínimo porcentaje de adsorción de Cr (VI) de 52,73% cuando se experimentó con una masa de nZVI y tiempo de adsorción menor.

4.1.2. Resultados de la concentración final de Cr (VI) en las soluciones acuosas de concentración inicial de 49,7 ppm

Los resultados de la concentración final de Cr (VI) que se logró a nivel laboratorio para una concentración inicial de 49,7 ppm se presentan en la tabla 8.

Tabla 8. Concentración final de Cr (VI) C.I 49,7 ppm

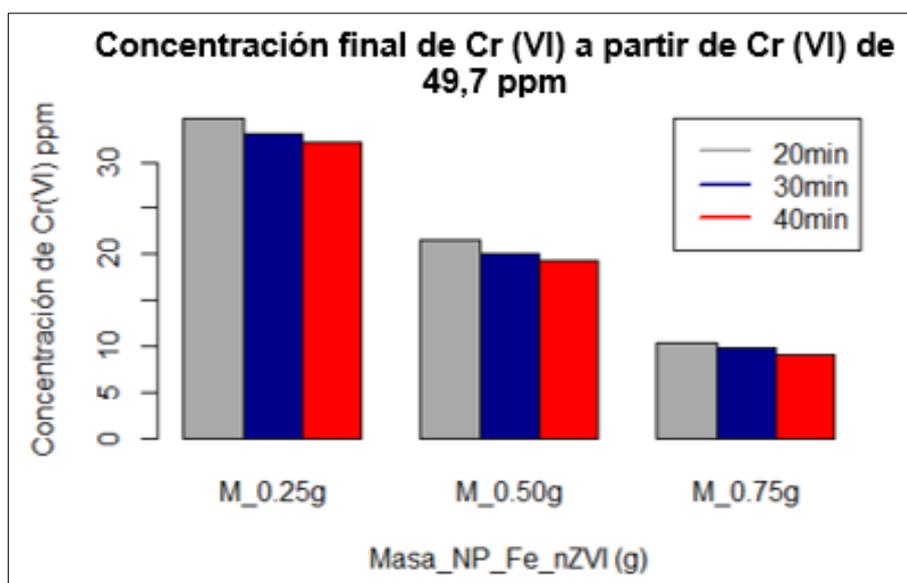
Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I (ppm)	Réplica II (ppm)	Promedio (ppm)
0,25	20	34,41	35,04	34,73
0,25	30	33,28	33,00	33,14
0,25	40	32,3	31,90	32,10
0,5	20	21,57	21,63	21,60
0,5	30	20,24	19,97	20,11
0,5	40	19,27	19,52	19,40
0,75	20	10,46	10,35	10,41
0,75	30	9,82	9,86	9,84
0,75	40	9,04	8,98	9,01

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 8 se muestran los resultados obtenidos de la concentración final de Cr (VI) después de haberse realizado los tratamientos respectivos, para este caso se evaluaron las variables de cantidad de nZVI y tiempo de adsorción, variables que permitieron la adsorción de Cr (VI) de las soluciones acuosas, se observa en la tabla 8 la reducción de la concentración de Cr (VI) de 49,7 ppm a 34,73 ppm cuando se trabajó con 0,25 g de cantidad de nZVI a 20 min de adsorción siendo esta concentración la menor remoción lograda de Cr (VI), este valor disminuyó aún más cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 49,7 ppm a 33,14 ppm para 30 min de adsorción y de 49,7 ppm a 32,10 ppm para 40 min de adsorción; del mismo modo se observa una reducción en la concentración de Cr (VI) de 49,7 ppm a 21,60 ppm cuando se trabajó con 0,5 g de cantidad de nZVI a 20 min de adsorción, este valor también disminuyó cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 49,7 ppm a 20,11 ppm para 30 min de adsorción y de 49,7 ppm a 19,40 ppm para 40 min de adsorción. Finalmente, cuando se trabajó con 0,75 g de nZVI se logró una reducción en la concentración de Cr (VI) de 49,7 ppm a

10,41 ppm a 20 min de adsorción, este valor disminuyó aún más cuando se aumentó el tiempo de adsorción a la misma masa de nZVI, reduciéndose la concentración de Cr (V) de 49,7 ppm a 9,84 ppm para 30 min de adsorción y de 49,7 ppm a 9,01 ppm para 40 min de adsorción, siendo este último valor la mayor remoción de Cr (VI) que se alcanzó.

Figura 4. Reducción de la concentración inicial de 49,7 ppm de Cr (VI)



Fuente: Elaboración propia

En la figura 4 se puede apreciar la reducción en la concentración final del Cr (VI) a partir de Cr (VI) de 49,7 ppm al emplear distintas masas de nZVI a diferentes tiempos de adsorción. Se puede observar el comportamiento después del proceso de adsorción a distintas masas, logrando extraer de la gráfica que una mayor masa de nZVI logra una mayor reducción en la concentración final de Cr(VI); del mismo modo, se puede ver en la gráfica de barras que un mayor tiempo de contacto entre la solución acuosa contaminada con Cr (VI) y las nZVI logra una mayor reducción en la concentración final de Cr (VI).

Luego de realizar los tratamientos de adsorción de Cr (VI) con las nZVI, se calculó los porcentajes de adsorción de Cr (VI) obtenidos para cada prueba experimental, empleando la siguiente ecuación. Ver tabla 8

$$\% \text{ de Adsorción} = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

C_i = Concentración inicial ppm.

C_f =Concentración final ppm.

Para la primera réplica a 0,25 g de nZVI y 20 min de adsorción, se reemplazó los datos en la ecuación anterior, obteniendo el siguiente resultado.

$$\% \text{ de Adsorción} = \frac{49,7 - 34,41}{49,7} \times 100$$

$$\% \text{ de Adsorción} = 30,76\%$$

Los mismos cálculos se desarrollaron para cada tratamiento experimental.

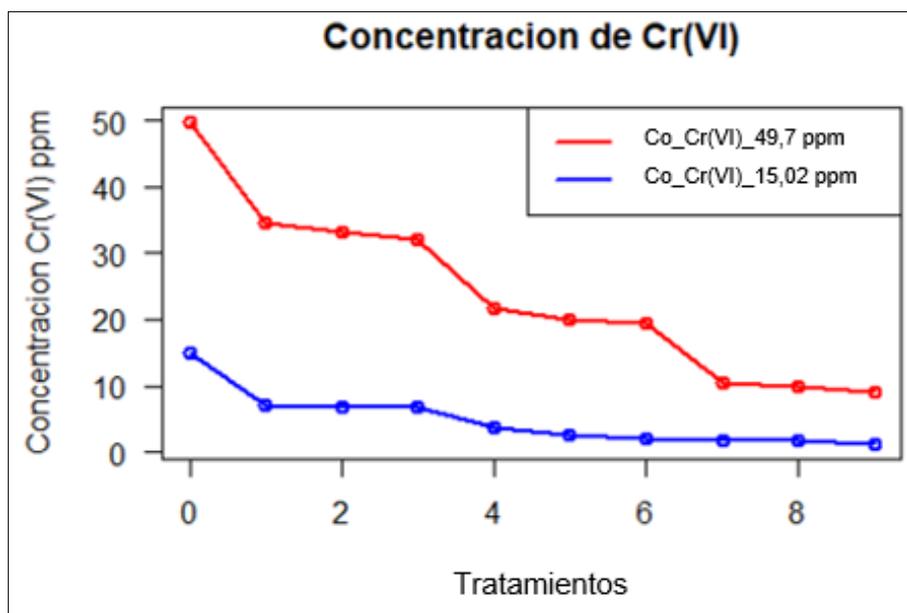
Tabla 9. Porcentaje de adsorción de Cr (VI) C.I 49,7 ppm

Cantidad de adsorbente (g)	Tiempo de adsorción (min)	Réplica I	Réplica II	Promedio
0,25	20	30,76%	29,50%	30,13%
0,25	30	33,04%	33,60%	33,32%
0,25	40	35,01%	35,81%	35,41%
0,5	20	56,60%	56,48%	56,54%
0,5	30	59,28%	59,82%	59,55%
0,5	40	61,23%	60,72%	60,98%
0,75	20	78,95%	79,18%	79,06%
0,75	30	80,24%	80,16%	80,20%
0,75	40	81,81%	81,93%	81,87%

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 9 se presentan los porcentajes de adsorción de Cr (VI) que se logró después del tratamiento con las nZVI. Se observa que se alcanzó una máxima remoción de Cr (VI) de 81,87% cuando se experimentó con una masa de nZVI y un tiempo de adsorción mayor, del mismo modo se observa un mínimo porcentaje de adsorción de Cr (VI) de 30,13% cuando se experimentó con una masa de nZVI y tiempo de adsorción menor.

Figura 5. Comportamiento de adsorción de Cr (VI)

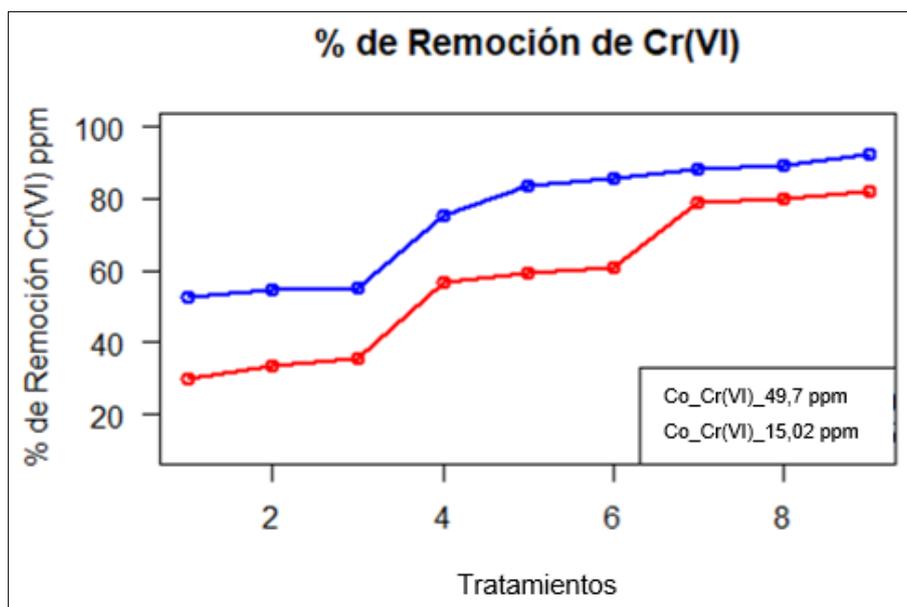


Fuente: Elaboración propia

En la figura 5 se puede observar el comportamiento de la concentración de Cr (VI) en el proceso de adsorción, logrando reducir la concentración final de Cr (VI) a diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI) para 9 tratamientos experimentales realizados; se puede apreciar que las masas de nZVI y diferentes tiempos tienen una influencia significativa en la reducción de la concentración de Cr (VI).

El tratamiento que logró mayor reducción de la concentración de Cr (VI) para ambos experimentos a 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI), fue el 9no., tal como se puede apreciar en la figura 5; para este tratamiento las condiciones experimentales fueron 0,75 g de nZVI y 40 min de adsorción, logrando una reducción de 15,02 ppm de Cr (VI) a 1,11 ppm de Cr (VI) y de 49,7 ppm de Cr (VI) a 9,01 ppm de Cr (VI).

Figura 6. Comportamiento del % de adsorción de Cr (VI)



Fuente: Elaboración propia

En la figura 6 se puede observar el comportamiento del porcentaje de remoción de Cr (VI) a diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI) para 9 tratamientos experimentales realizados; se puede apreciar que las masas de nZVI y diferentes tiempos tienen una influencia significativa en el porcentaje de remoción de Cr (VI).

El tratamiento que logró mayor porcentaje de remoción de Cr (VI) para ambos experimentos a 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI), fue el 9no., tal como se puede observar en la figura 6; para este tratamiento las condiciones experimentales fueron 0,75 g de nZVI y 40 min de adsorción, logrando un porcentaje de remoción de 92,61% y 81,87% para las concentraciones iniciales de 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr(VI) respectivamente.

4.1.3. Resultados de la isoterma de adsorción de Cr (VI)

Las isotermas de adsorción determinaron la capacidad de adsorción de Cr (VI) de las nZVI. De los tratamientos experimentales, se demostró que la mayor adsorción de Cr (VI) se logró a un tiempo de adsorción de 40 min. Entonces se realizó el estudio de las isotermas de adsorción de Cr (VI) para las concentraciones iniciales de 15,02 ppm y 49,7 ppm en 200 mL de solución acuosa por un tiempo de equilibrio de 40 min para 5 cantidades diferentes de nZVI, obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 10. Estudio de las isotermas de adsorción de Cr (VI)

Concentración inicial (ppm)	Masa de adsorbente (g)	Concentración final (ppm)
15,02	0,15	9,12
15,02	0,25	6,68
15,02	0,5	2,13
15,02	0,75	1,12
15,02	1	0,97
49,7	0,15	38,45
49,7	0,25	32,3
49,7	0,5	19,27
49,7	0,75	10,89
49,7	1	9,04

Fuente: Elaboración propia

La tabla 10 presenta las concentraciones finales de Cr (VI) después del proceso de adsorción para el estudio de las isotermas a diferentes concentraciones iniciales de Cr (VI). Las condiciones del proceso fueron a temperatura ambiente, durante 40 min y con 200 mL de solución de Cr (VI) a 15,02 ppm y 49,7 ppm. Para 15,02 ppm de concentración inicial se varió 5 masas de adsorbente en el proceso: 0,15 g, 0,25 g, 0,5 g, 0,75 g y 1 g, obteniendo una reducción en la concentración final de Cr (VI) de 9,12 ppm, 6,68 ppm, 2,13 ppm, 1,12 ppm y 0,97 ppm respectivamente; para 49,7 ppm también se varió las mismas cantidades de nZVI durante el proceso: 0,15 g, 0,25 g, 0,5 g, 0,75 g y 1 g, obteniendo una reducción en la concentración final de Cr (VI) de 38,45 ppm, 32,3 ppm, 19,27 ppm, 10,89 ppm y 9,04 ppm respectivamente.

Isoterma de Langmuir

De la linealización del modelo de la isoterma de Langmuir:

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

Donde: C_e , concentración de equilibrio (mg/L), q_e , cantidad de la sustancia adsorbida en el equilibrio por la cantidad de adsorbente (mg/g), q_m , capacidad de adsorción (mg/g), y b , constante de equilibrio de adsorción (L/mg). (Şölener et al. 2008)

La cantidad de Cr (VI) adsorbida en el equilibrio:

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

Dónde, v es el volumen de solución en litros (0,20 L), c_i, c_e son la concentración inicial y final de Cr (VI) respectivamente expresada en mg/L y w es el peso del adsorbente en gramos.

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

$$q_e = \frac{0,20(15,02 - 9,12)}{0,15}$$

$$q_e = 7,867 \text{ mg/g}$$

Tabla 11. *Parámetros para el estudio de la isoterma de Langmuir*

Concentración inicial (ppm)	Masa (g)	C _e (mg/L)	q _e (mg/g)	1/C _e	1/q _e
15,02	0,15	9,12	7,867	0,110	0,127
15,02	0,25	6,68	6,672	0,150	0,150
15,02	0,5	2,13	5,156	0,469	0,194
15,02	0,75	1,12	3,707	0,893	0,270
15,02	1	0,97	2,810	1,031	0,356
49,7	0,15	38,45	15,000	0,026	0,067
49,7	0,25	32,3	13,920	0,031	0,072
49,7	0,5	19,27	12,172	0,052	0,082
49,7	0,75	10,89	10,349	0,092	0,097
49,7	1	9,04	8,132	0,111	0,123

Fuente: Elaboración propia

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b$$

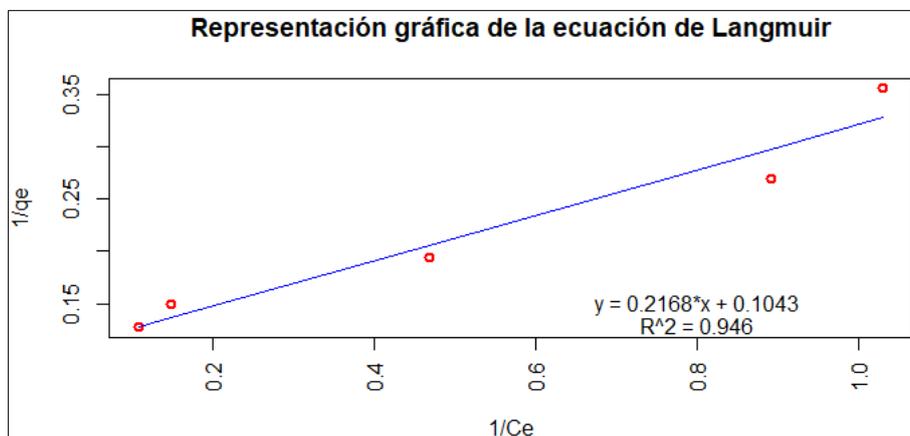
Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Langmuir se tiene que:

$$y = \frac{1}{q_e}; x = \frac{1}{c_e}; a = \frac{1}{q_{max}b} \text{ y } b = \frac{1}{q_{max}}$$

Por lo tanto, la ecuación linealizada de Langmuir que se obtiene de los datos experimentales nos permitirá conocer las constantes del modelo (q_{max} y b) y nos describe la adsorción de Cr (VI) con las nZVI.

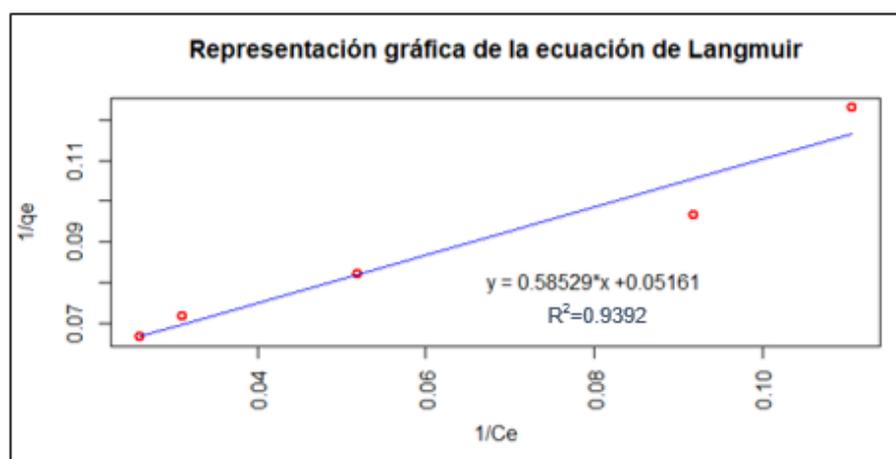
Se realizó la programación del ajuste lineal de la isoterma de Langmuir, en el software R con los resultados de la tabla 11 obteniendo las figuras 7 y 8.

Figura 7. Isoterma de Langmuir ($C_i=15,02$ ppm)



Fuente: Elaboración propia

Figura 8. Isoterma de Langmuir ($C_i=49,7$ ppm)



Fuente: Elaboración propia

La figura 7 y 8 muestran el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Langmuir para una concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm y 49,7 ppm con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,946 y 0,9392 respectivamente.

En la tabla 12 se presentan las constantes de la Isoterma de Langmuir.

Tabla 12. Constantes de la Isoterma de Langmuir

C.I = 15,02 ppm		C.I = 49,7 ppm	
Ecuación de la isoterma	$y = 0,2168x + 0,1043$	Ecuación de la isoterma	$y = 0,58529x + 0,05161$
R²	0,946	R²	0,9392
Ordenada (1/q_{max})	0,1043	Ordenada (1/q_{max})	0,05161
Pendiente (1/q_{max}·b)	0,2168	Pendiente (1/q_{max}·b)	0,58529
q_{max}	9,588	q_{max}	19,376
b	0,481	b	0,088

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 12 se calculó para una concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm, la capacidad máxima de adsorción de las nZVI (q_{max}) y la constante de equilibrio de adsorción (b) obteniendo como resultado 9,588 mg/g y 0,481 L/mg respectivamente. Para una concentración inicial de Cr (VI) de 49,7 ppm, la capacidad máxima de adsorción de las nZVI (q_{max}) y la constante de equilibrio de adsorción (b) obtenido fue 19,376 mg/g y 0,088 L/mg respectivamente.

Isoterma de Freundlich

Linealización de la isoterma de Freundlich:

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

Donde C_e es la concentración de equilibrio (mg/L), q_e es la cantidad adsorbida en el equilibrio por la cantidad del adsorbente (mg/g) y K_f (mg/g) y n son las constantes de Freundlich relacionadas con la capacidad de adsorción y la intensidad de adsorción. (Bagali, Gowrishankar y Roy 2017)

La forma de una ecuación lineal general es:

$$y = ax + b$$

Donde b es la constante y a es la pendiente de la ecuación lineal, comparando la ecuación lineal general con la ecuación de Freundlich se tiene que:

$$y = \log q_e; x = \log C_e; a = \frac{1}{n} \text{ y } b = \log K_f$$

Por lo tanto, la ecuación linealizada de Freundlich que se obtiene de los datos experimentales nos permitirá conocer las constantes del modelo (K_f y n) y nos describe la adsorción de Cr (VI) con las nZVI.

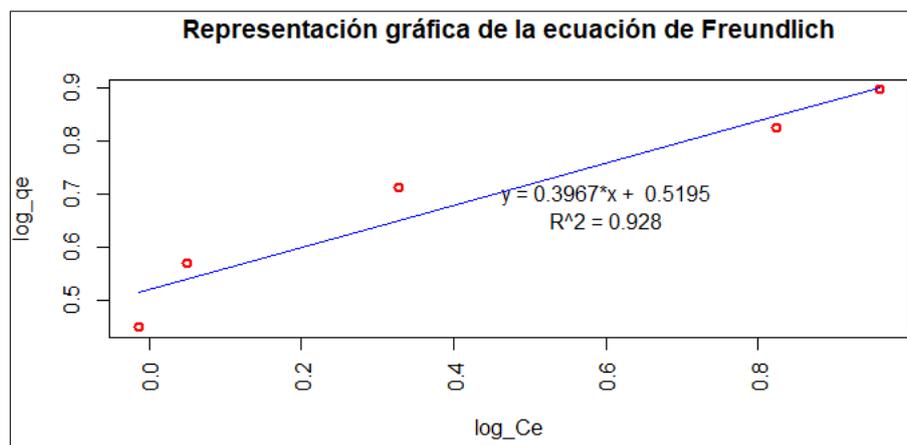
Tabla 13. Estudio de la Isoterma de Freundlich

Concentración inicial (ppm)	Masa (g)	C_e (mg/L)	q_e (mg/g)	Log(C_e)	Log(q_e)
15,02	0,15	9,12	7,867	0,960	0,896
15,02	0,25	6,68	6,672	0,825	0,824
15,02	0,5	2,13	5,156	0,328	0,712
15,02	0,75	1,12	3,707	0,049	0,569
15,02	1	0,97	2,810	-0,013	0,449
49,7	0,15	38,45	15,000	1,585	1.176
49,7	0,25	32,3	13,920	1,509	1.144
49,7	0,5	19,27	12,172	1,285	1.085
49,7	0,75	10,89	10,349	1,037	1.015
49,7	1	9,04	8,132	0,956	0.910

Fuente: Elaboración propia

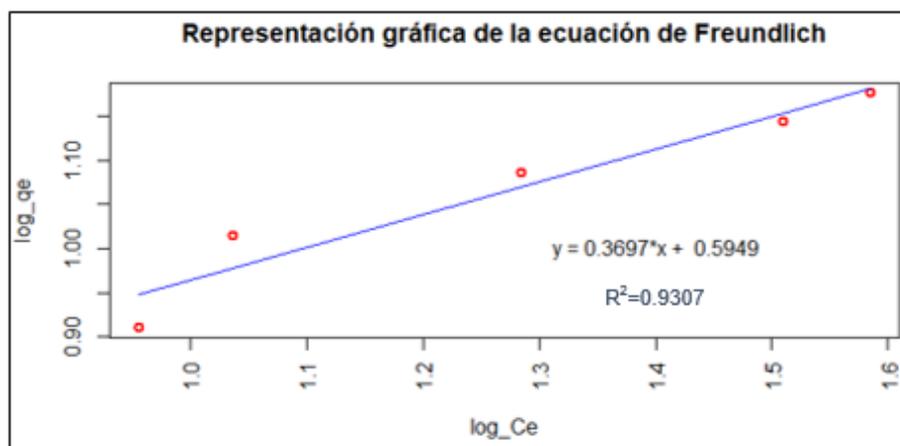
Se realizó la programación del ajuste lineal de la isoterma de Freundlich, en el software R con los resultados de la tabla 13 obteniendo las siguientes figuras 9 y 10.

Figura 9. Isoterma de Freundlich ($C_i = 15,02$ ppm)



Fuente: Elaboración propia

Figura 10. *Isoterma de Freundlich (C. I=49,7 ppm)*



Fuente: Elaboración propia

La figura 9 y 10 muestran el ajuste lineal del modelo de la isoterma de Freundlich para una concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm y 49,7 ppm con un coeficiente de correlación (R^2) de 0,928 y 0,9307 respectivamente.

En la tabla 14 se presentan las constantes de la Isoterma de Freundlich.

Tabla 14. *Constantes de la isoterma de Freundlich*

C.I = 15,02 ppm		C.I = 49,7 ppm	
Ecuación de la isoterma	$y = 0,3967x + 0,5195$	Ecuación de la isoterma	$y = 0,3697x + 0,5949$
R^2	0,928	R^2	0,9307
Ordenada ($\log K_f$)	0,5195	Ordenada ($\log K_f$)	0,5949
Pendiente ($1/n$)	0,3967	Pendiente ($1/n$)	0,3697
K_f	3,307	K_f	3,935
n	2,521	n	2,705

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 14 se calculó para una concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm, la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la intensidad de adsorción (n) obteniendo como resultado 3,307 mg/g y 2,521 respectivamente. Para una concentración inicial de Cr (VI) de 49,7 ppm, la constante de adsorción de Freundlich (K_f) y la intensidad de adsorción (n) obteniendo como resultado 3,935 mg/g y 2,705 respectivamente.

Tabla 15. Resumen de las constantes de las isotermas de Langmuir y Freundlich

		Langmuir			Freundlich		
		q_{\max}	b	R^2	K_F	n	R^2
Cr(VI) ppm)	(15,02	9,588	0,481	0,946	3,307	2,521	0,928
Cr(VI) ppm)	(49,7	19,376	0,088	0,9392	3,935	2,705	0,9307

Fuente: Elaboración propia

La tabla 15 muestra el resumen de las constantes de la isoterma de Langmuir y Freundlich obtenidas experimentalmente. Se puede apreciar que el coeficiente de correlación (R^2) para la isoterma de Langmuir y Freundlich son muy cercanos al valor de 1. Para la concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI) se puede apreciar un R^2 más cercano a 1 de 0,946 y 0,9392 respectivamente para la isoterma de Langmuir.

4.2. Análisis estadístico para la concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI)

Para la contrastación de las hipótesis se empleó el software Minitab v18.0.

4.2.1. Contrastación de la hipótesis general

La hipótesis general planteada fue:

H₀: El uso de nanopartículas de Fe cero valente no son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

H_a: El uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

Para la contrastación de la hipótesis se realizó el análisis de varianza del diseño factorial general para la concentración inicial de Cr (VI) de 15,02 ppm; obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 16. Análisis de Varianza (C.I =15,02 ppm)

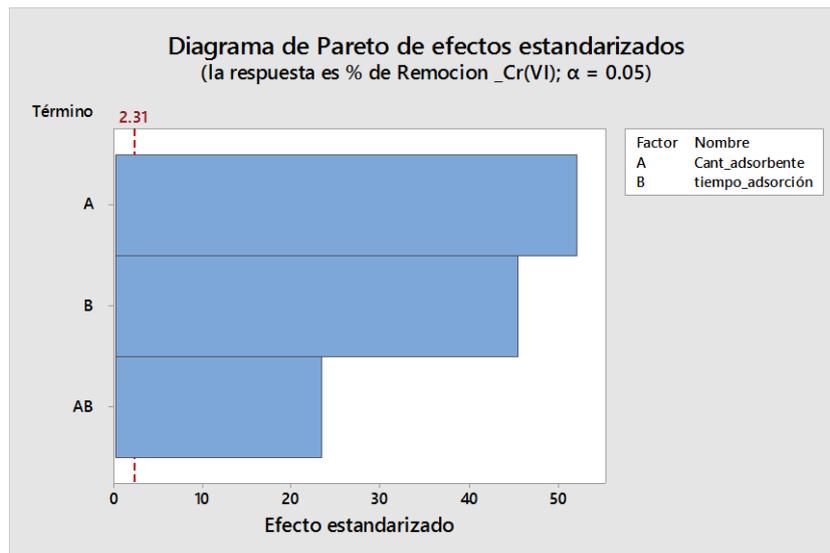
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	0,432821	0,048091	12997,61	0,000
Bloques	1	0,000006	0,000006	1,70	0,228

Lineal	4	0,428642	0,107161	28962,30	0,000
Cant_adsorbente	2	0,418047	0,209023	56492,73	0,000
tiempo_adsorción	2	0,010596	0,005298	1431,86	0,000
Interacciones de 2 términos	4	0,004172	0,001043	281,91	0,000
Cant_adsorbente * tiempo_adsorción	4	0,004172	0,001043	281,91	0,000
Error	8	0,000030	0,000004		
Total	17	0,432850			

Fuente: Base de datos del Minitab

La tabla 16 nos brinda información sobre si existe o no influencia significativa del uso de las nZVI en el proceso de remoción de Cr (VI) en las soluciones acuosas con concentración inicial de 15,02 ppm; con el valor p, se aprecia la influencia de las variables intervinientes que son cantidad de nZVI y tiempo de adsorción de Cr (VI) en el porcentaje de remoción de Cr (VI); se analizó el valor de p para bloques, el cual presenta un valor p = 0,228, siendo este un valor mayor al nivel de significancia p = 0,05; por lo cual, se comprueba estadísticamente que los resultados obtenidos en el tratamiento experimental no muestran diferencia significativa entre ellas. Asimismo, se observa un valor p = 0,000 para la cantidad de adsorbente, tiempo de adsorción y la interacción de estas dos, siendo este un valor menor al nivel de significancia p = 0,05; lo que significa estadísticamente que, tanto la cantidad de adsorbente, tiempo de adsorción y la interacción de estas dos influyen significativamente en la adsorción de Cr (VI), por lo tanto aceptamos la hipótesis alternativa y negamos la hipótesis nula afirmando estadísticamente que, el uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

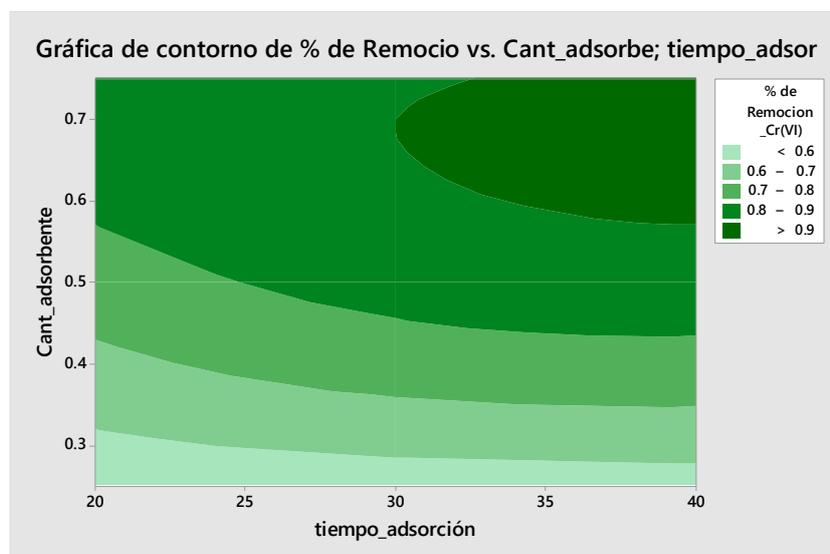
Figura 11. Diagrama de Pareto (C.I = 15,02 ppm)



Fuente: Base de datos del Minitab

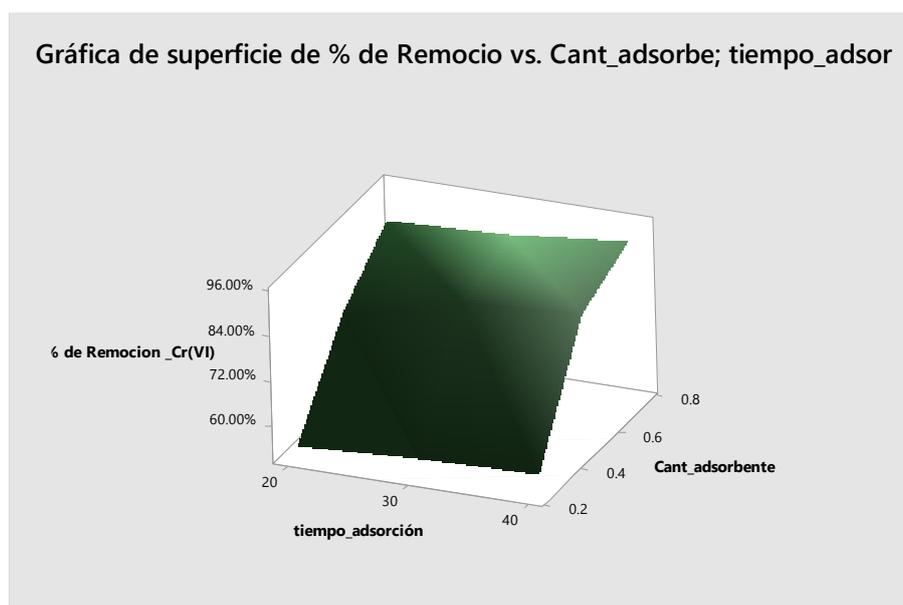
El diagrama de Pareto de la figura 11 muestra la influencia de los factores y la interacción entre ellas, en el proceso de adsorción de Cr (VI); la cantidad de nZVI está determinada por el valor A, el tiempo de adsorción por la letra (B) y la interacción entre ambos por (AB), se observa que la letra A muestra una mayor influencia en la adsorción de Cr (VI), seguida de la letra B que es el tiempo de adsorción y la menor influencia está dado por la interacción de estos factores (AB). De todas maneras, estos factores y su interacción muestran una influencia significativa en el proceso de adsorción de Cr (VI).

Figura 12. Gráfica de contorno (C.I = 15,02 ppm)



Fuente: Base de datos del Minitab

Figura 13. Gráfica de superficie (C.I = 15,02 ppm)



Fuente: Base de datos del Minitab

La figura 12 y 13 son gráficas que nos ayudan a observar la relación de los dos factores (cantidad de nZVI y tiempo de adsorción) en la remoción de Cr (VI) estableciendo valores de respuesta y condiciones operativas óptimas. En la figura 12 y 13 se puede observar que, los valores más altos de porcentaje de remoción de Cr (V) se encuentran en la esquina superior derecha de la gráfica, que coincide con los valores altos de cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción. Los valores más bajos de porcentaje de remoción de Cr (VI) se encuentran en la esquina inferior izquierda de la gráfica, que coincide con los valores bajos de cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción.

4.2.2. Contrastación de la 1era. Hipótesis específica

Ho: Una cantidad de adsorbente menor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Ha: Una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Se aplicó el estadístico de comparaciones por parejas de Tukey, que se muestra a continuación, para evaluar la eficacia de la remoción de Cr (VI) a diferentes cantidades de nZVI a una concentración inicial de 15,02 ppm.

Método de Tukey y una confianza de 95%

Tabla 17. Tukey para Cantidad de nZVI (C.I =15,02 ppm)

Cantidad de adsorbente	N	Media	Agrupación
0,75	6	0,899911	A
0,50	6	0,815246	B
0,25	6	0,542721	C

Fuente: Base de datos del Minitab

La tabla 17 muestra las comparaciones realizadas para las 3 cantidades de adsorbentes tratadas en una solución acuosa de Cr (VI) de concentración inicial de 15,02 ppm, se puede apreciar en la tabla 17 que una menor cantidad de adsorbente de 0,25 g obtuvo la media más baja en la eficacia de adsorción de 0,542721 (54,2721%) y para una mayor cantidad de adsorbente de 0,75 g se obtuvo la media más alta de 0,899911 (89,9911%). Por lo tanto, según estos resultados se acepta la hipótesis alternativa y se rechaza la hipótesis nula; afirmando estadísticamente que, una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

4.2.3. Contrastación de 2da. Hipótesis específica

Ho: A menor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Ha: A mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Se aplicó el estadístico de comparaciones por parejas de Tukey, que se muestra a continuación, para evaluar la eficacia de la remoción de Cr (VI) a diferentes tiempos de adsorción a una concentración inicial de 15,02 ppm.

Método de Tukey y una confianza de 95%

Tabla 18. Tukey para el tiempo de adsorción (C.I =15,02 ppm)

Tiempo de adsorción	N	Media	Agrupación
40	6	0,779294	A
30	6	0,757989	A
20	6	0,720595	B

Fuente: Base de datos del Minitab.

La tabla 18 muestra las comparaciones realizadas para los 3 tiempos de adsorción de una solución acuosa de Cr (VI) de concentración inicial de 15,02 ppm, se puede apreciar en la tabla 18 que un tiempo de adsorción de 20 min obtuvo la media más baja en la eficacia de adsorción de 0,720595 (72,0595%) y para un mayor tiempo de adsorción de 40 min se obtuvo la media más alta de 0,779294 (77,9294%). Por lo tanto, según estos resultados se acepta la hipótesis alternativa y se rechaza la hipótesis nula; afirmando estadísticamente que, a mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

4.3. Análisis estadístico para la concentración inicial de 49,7 ppm de Cr (VI)

4.3.1. Contrastación de la hipótesis general

La hipótesis general planteada fue:

H₀: El uso de nanopartículas de Fe cero valente no son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

H_a: El uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

Para la contrastación de la hipótesis se realizó el análisis de varianza del diseño factorial general para la concentración inicial de Cr (VI) de 49,7 ppm; obteniendo los siguientes resultados:

Tabla 19. Análisis de Varianza (C.I =49,7 ppm)

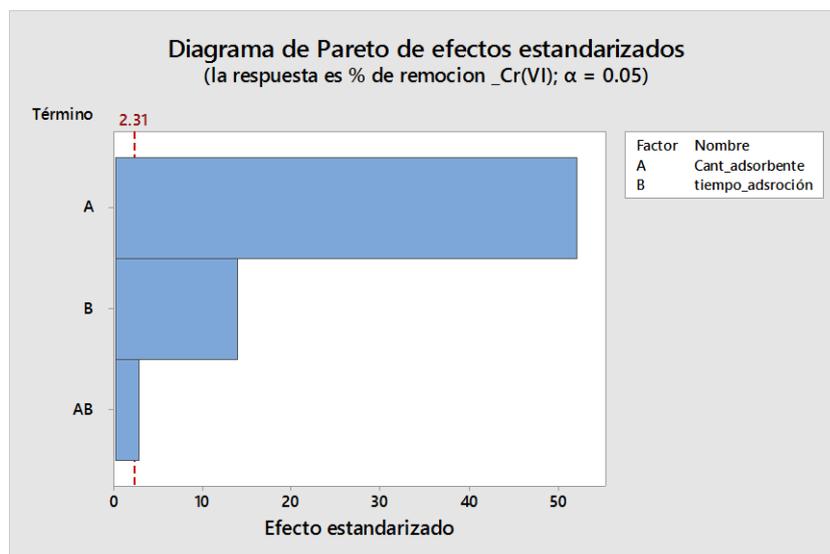
Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Modelo	9	0,682622	0,075847	3797,18	0,000
Bloques	1	0,000000	0,000000	0,02	0,886
Lineal	4	0,682223	0,170556	8538,67	0,000
Cant_adsorbente	2	0,676943	0,338472	16945,16	0,000
tiempo_adsorción	2	0,005280	0,002640	132,18	0,000
Interacciones de 2 términos	4	0,000398	0,000100	4,98	0,026

Cant_adsorbente*tiempo _adsorción	4	0,000398	0,000100	4,98	0,026
Error	8	0,000160	0,000020		
Total	17	0,682782			

Fuente: Base de datos del Minitab

La tabla 19 nos brinda información sobre si existe o no influencia significativa del uso de las nZVI en el proceso de remoción de Cr (VI) en las soluciones acuosas con concentración inicial de 49,7 ppm; con el valor p, se aprecia la influencia de las variables intervinientes que son cantidad de nZVI y tiempo de adsorción de Cr (VI) en el porcentaje de remoción de Cr (VI); se analizó el valor de p para bloques, el cual presenta un valor $p = 0,886$, siendo este un valor mayor al nivel de significancia $p = 0,05$; por lo cual, se comprueba estadísticamente que los resultados obtenidos en el tratamiento experimental no muestran diferencia significativa entre ellas. Asimismo, se observa un valor $p = 0,000$ para la cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción y para la interacción de estas dos se muestra un valor $p = 0,026$, siendo estos valores menores al nivel de significancia $p = 0,05$; lo que significa estadísticamente que, tanto la cantidad de adsorbente, tiempo de adsorción y la interacción de estas dos influyen significativamente en la adsorción de Cr (VI), por lo tanto aceptamos la hipótesis alternativa y negamos la hipótesis nula afirmando estadísticamente que, el uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.

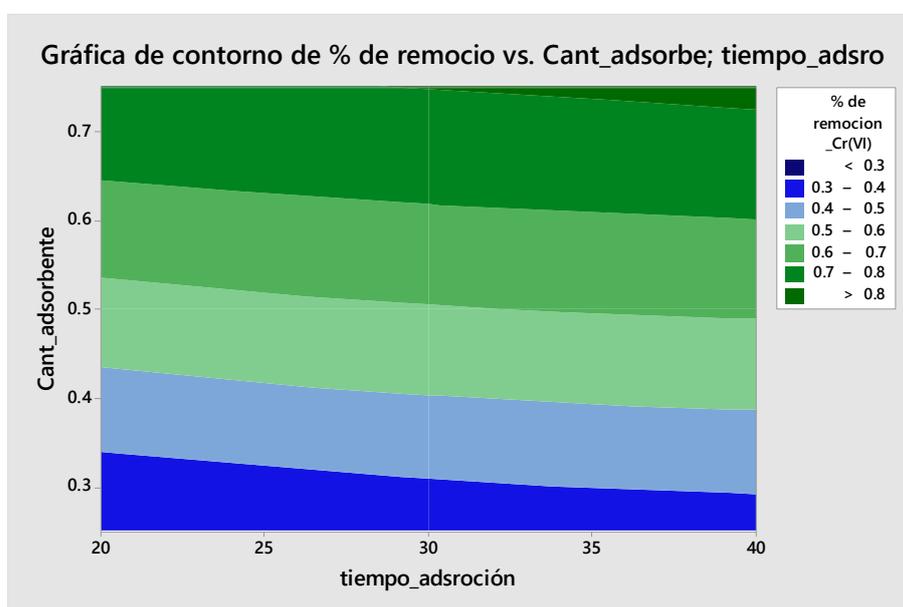
Figura 14. Diagrama de Pareto (C.I = 49,7 ppm)



Fuente: Base de datos del Minitab

El diagrama de Pareto de la figura 14 muestra la influencia de los factores y la interacción entre ellas, en el proceso de adsorción de Cr (VI); la cantidad de nZVI está determinada por el valor A, el tiempo de adsorción por la letra (B) y la interacción entre ambos por (AB), se observa que la letra A muestra una mayor influencia en la adsorción de Cr (VI), seguida de la letra B que es el tiempo de adsorción y la menor influencia está dado por la interacción de estos factores (AB). De todas maneras, estos factores y su interacción muestran una influencia significativa en el proceso de adsorción de Cr (VI), al igual que el diagrama de Pareto de la figura 11.

Figura 15. Gráfica de contorno (C.I = 49,7 ppm)



Fuente: Base de datos del Minitab

La figura 15 muestra la relación de los dos factores (cantidad de nZVI y tiempo de adsorción) en la remoción de Cr (VI) estableciendo valores de respuesta y condiciones operativas óptimas. Los valores más altos de porcentaje de remoción de Cr (V) se encuentran en la esquina superior derecha de la gráfica, que coincide con los valores altos de cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción. Los valores más bajos de porcentaje de remoción de Cr (VI) se encuentran en la esquina inferior izquierda de la gráfica, que coincide con los valores bajos de cantidad de adsorbente y tiempo de adsorción.

4.3.2. Contrastación de la 1era. Hipótesis específica

Ho: Una cantidad de adsorbente menor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Ha: Una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Se aplicó el estadístico de comparaciones por parejas de Tukey, que se muestra a continuación, para evaluar la eficacia de la remoción de Cr (VI) a diferentes cantidades de nZVI a una concentración inicial de 49,7 ppm.

Método de Tukey y una confianza de 95%

Tabla 20. Tukey para la Cantidad de nZVI (C.I =49,7 ppm)

Cantidad de adsorbente	N	Media	Agrupación
0,75	6	0,803789	A
0,50	6	0,590208	B
0,25	6	0,329544	C

Fuente: Base de datos del Minitab

La tabla 20 muestra las comparaciones realizadas para las 3 cantidades de adsorbentes tratadas en una solución acuosa de Cr (VI) de concentración inicial de 49,7 ppm, se puede apreciar en la tabla 20 que una menor cantidad de adsorbente de 0,25 g obtuvo la media más baja en la eficacia de adsorción de 0,329544 (32,9544%) y para una mayor cantidad de adsorbente de 0,75 g se obtuvo la media más alta de 0,803789 (80,3789%). Por lo tanto, según estos resultados se acepta la hipótesis alternativa y se rechaza la hipótesis nula; afirmando estadísticamente que, una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.

4.3.3. Contrastación de 2da. Hipótesis específica

Ho: A menor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Ha: A mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

Se aplicó el estadístico de comparaciones por parejas de Tukey, que se muestra a continuación, para evaluar la eficacia de la remoción de Cr (VI) a diferentes tiempos de adsorción a una concentración inicial de 49,7 ppm.

Método de Tukey y una confianza de 95%

Tabla 21. Tukey para el tiempo de adsorción (C.I =49,7 ppm)

Tiempo de adsorción	N	Media	Agrupación
40	6	0,594199	A
30	6	0,576895	B
20	6	0,552448	C

Fuente: Base de datos del Minitab

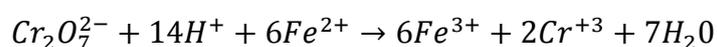
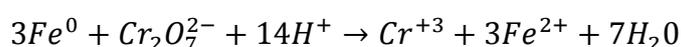
La tabla 21 muestra las comparaciones realizadas para los 3 tiempos de adsorción de una solución acuosa de Cr (VI) de concentración inicial de 49,7 ppm, se puede apreciar en la tabla 21 que un tiempo de adsorción de 20 min obtuvo la media más baja en la eficacia de adsorción de 0,552448 (55,2448%) y para un mayor tiempo de adsorción de 40 min se obtuvo la media más alta de 0,594199 (59,4199%). Por lo tanto, según estos resultados se acepta la hipótesis alternativa y se rechaza la hipótesis nula; afirmando estadísticamente que, a mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.

V. DISCUSIÓN

5.1. Mecanismo de adsorción de Cr (VI) empleando las nZVI

Determinamos la disminución de la concentración de Cr (VI) de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm mediante la adsorción con nZVI. Como se observó experimentalmente, las nanopartículas de Fe cero valente puede eliminar una cantidad considerable de Cr (VI) de la solución, alrededor del 92,61% y 81,87% de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm respectivamente. Según el estudio de (Scott et al. 2011) para un $\text{pH} \leq 3$ la superficie de la nZVI se cargará positivamente debido a los iones H^+ . En nuestro estudio, dado que el proceso de remoción se realizó a un pH de 3, la superficie de la nanopartícula está cargada positivamente. Por otro lado, a este valor de pH, el Cr (VI) existe predominantemente en forma de HCrO_4^- ; por lo tanto, la adsorción puede ocurrir a través de interacciones electrostáticas.

Por otro lado, cuando se usan nanopartículas de Fe cero valente, la remoción final de Cr (VI) es muy alta, evidentemente, el uso de hierro permite disminuir drásticamente la concentración de Cr (VI) en solución. La adsorción y reducción de Cr (VI) también puede ocurrir debido a las especies de Fe presentes en las nanopartículas; sin embargo, los mecanismos son más complejos Fe^0 y Fe^{+2} pueden reducir Cr (VI) a Cr (III) como lo demostraron (Liu, Tsang y Lo 2008), donde se sugiere que dicha reducción comienza por la adsorción instantánea de Cr (VI) en la superficie de Fe donde tiene lugar la transferencia de electrones. Como se argumentó anteriormente, las nanopartículas están compuestas de Fe^0 , pero cuando se introducen en condiciones ácidas ($\text{pH} \sim 3$) en solución acuosa, estas partículas pueden oxidarse rápidamente a Fe^{+2} y/o Fe^{+3} . Sin embargo, como mencionan (Geng et al. 2009), la eliminación de Cr (VI) tiene lugar en dos pasos: el primero es una rápida absorción de Cr (VI) en las especies de Fe, seguida de la reducción a Cr (III) debido al Fe^{+2} que queda en el sistema. Investigadores anteriores han propuesto que el enfoque de eliminación de Cr (VI) incluye principalmente: la estequiometria a continuación (Zhu et al. 2018):



En general, las nanopartículas de Fe pueden adsorber y reducir los iones Cr (VI) y la eliminación final será la suma de los componentes individuales.

5.2. Influencia de la cantidad de nZVI en el proceso de adsorción de Cr (VI)

Determinamos la influencia de la cantidad de nZVI en la remoción de Cr (VI) de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm. Como se observó experimentalmente, un aumento en la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente puede eliminar una cantidad considerable de Cr (VI) de la solución, alrededor del 92,61% y 81,87% de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm respectivamente con una cantidad de 0,75 g de nZVI en las dos concentraciones iniciales trabajadas. En el estudio de (Matome et al. 2020) se demostró que, al aumentar la dosis de adsorbente de 0,01 g a 0,1 g, la eficacia de adsorción aumentó de 60,78% a 98,81% como resultado de más sitios de adsorción disponibles Cr (VI), con un aumento adicional de la dosis del adsorbente (de 0,05 g a 0,1 g), la eficacia de eliminación se mantuvo constante. En un estudio similar (Hato et al. 2019), se encontró que se usó la misma cantidad de adsorbente (0,05 g) para el tratamiento de 0,05 L de una solución de 100 mg/L de Cr (VI) logrando eliminar el 100% de Cr (VI).

En general, un aumento de nanopartículas de Fe pueden remover eficazmente los iones Cr (VI) por la presencia de más sitios activos de adsorción.

5.3. Influencia del tiempo de contacto en el proceso de adsorción de Cr (VI)

Determinamos la influencia del tiempo de adsorción en la remoción de Cr (VI) de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm. Como se observó experimentalmente, un aumento en el tiempo puede eliminar una cantidad considerable de Cr (VI) de la solución, alrededor del 92,61% y 81,87% de una solución inicial de 15,02 ppm y 49,7 ppm respectivamente en 40 min de contacto en las dos concentraciones iniciales trabajadas. Puede verse que la capacidad de adsorción aumentó rápidamente al aumentar la concentración de Cr (VI), especialmente a una concentración inicial baja. No obstante, hubo un retraso en la tendencia de aumento a alta concentración. Esto podría atribuirse a que se han ocupado la mayoría de los sitios de adsorción, lo que luego resultó en

dificultades para que los aniones Cr (VI) ingresen a los sitios vacíos para la adsorción (Liu, Liao y Gao 2018). El estudio de (Matome et al. 2020) mostró que la capacidad de adsorción de Cr (VI) aumentó con el aumento del tiempo de contacto y la concentración inicial. Para 25 mg/L de solución de Cr (VI), el equilibrio se alcanzó en 75 min y el tiempo requerido para alcanzar el equilibrio aumentó al aumentar la concentración inicial de 50 mg/L a 100 mg/L.

En general, un aumento en el tiempo de contacto puede remover eficazmente los iones Cr (VI) a concentraciones iniciales bajas porque al haber menor cantidad de iones Cr (VI) se ocupa más rápido la mayoría de los sitios de adsorción.

5.4. Isotermas de adsorción

Las isotermas de adsorción proporcionan información crucial sobre la interacción entre el adsorbente y el adsorbato, así como para determinar la capacidad máxima del adsorbente. Los estudios de isotermas se realizaron a pH 3 y temperatura ambiente para la remoción de Cr (VI) usando las nZVI y los resultados se presentaron en la tabla 10. Los datos de adsorción se ajustaron a los modelos de Langmuir y Freundlich, que se utilizan comúnmente para estudios de isotermas.

Langmuir:

La Tabla 12 presenta los parámetros para los modelos de Langmuir. Se nota que los valores más altos del coeficiente de correlación lineal (R^2) mostraron que el modelo de isoterma de Langmuir fue más favorecido para el proceso de adsorción en comparación con el modelo de Freundlich. Se obtuvo un R^2 de 0,946 y 0,9392 para 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI) respectivamente en el estudio de la isoterma de Langmuir, la capacidad máxima de adsorción (q_{max}) calculada para la isoterma de Langmuir fue 9,588 mg/g y 19,376 mg/g y la constante de Langmuir (b) fue 0,481 L/mg y 0,088 L/mg para 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI) respectivamente.

Se estudió la isoterma de adsorción de cromo con nanopartículas fitogénicas de hierro cero valente obteniendo los siguientes resultados: coeficiente de correlación de (R^2) 0,99989, constante de Langmuir (b) 0,2009 L/mg y capacidad máxima de adsorción (q_{max}) 5,4755 mg/g. Además, las características esenciales

de la isoterma de Langmuir se pueden expresar en términos de un factor de separación constante adimensional R_L que viene dado por la siguiente ecuación (Madhavi et al. 2014):

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

Dónde: b es la constante de Langmuir (L/mg), C_0 es la concentración inicial del ión (ppm). Si $R_L > 1$ la adsorción no es favorable; si $R_L = 1$ la adsorción es lineal; si $0 < R_L < 1$, la adsorción es favorable; y si $R_L = 0$ es irreversible.

Reemplazando los datos obtenidos en la isoterma de Langmuir en la ecuación anterior:

Tabla 22. Factor de separación para la remoción de Cr (VI)

C.I = 15,02 ppm		C.I = 49,7 ppm	
b	0,481	b	0,088
R_L	0,121	R_L	0,431

Fuente: Elaboración propia

En la tabla 22 se puede apreciar un R_L para ambas concentraciones iniciales entre un rango de $0 < R_L < 1$, lo que nos demuestra experimentalmente que la adsorción es favorable. Además, el valor de R_L se acerca a cero con el aumento de C_0 significa que la adsorción de Cr (VI) en nZVI es menos favorable a una alta concentración inicial de Cr (VI). El estudio de (Madhavi et al. 2014) muestra un coeficiente de correlación satisfactorio y un R_L favorable al igual que el presente trabajo de investigación, pudiendo afirmar que, el estudio de la isoterma de adsorción de Langmuir describe mejor el proceso de adsorción de Cr (VI) con nZVI. Estos resultados sugieren que la adsorción de Cr (VI) en las nZVI tienen lugar formando una monocapa en un número finito de sitios de adsorción idénticos en una superficie homogénea (Makhado, Pandey y Ramontja 2019).

Freundlich

La Tabla 14 presenta los parámetros para los modelos de Freundlich. Se nota que los valores del coeficiente de correlación lineal (R^2) muestran valores muy cercanos a los obtenidos en el modelo de Langmuir. Se obtuvo un R^2 de 0,928 y 0,9307 para 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI) respectivamente en el estudio de la isoterma de Freundlich, la capacidad de adsorción (K_F) calculada para la isoterma de Freundlich fue 3,307 mg/g y 3,935 mg/g y la constante de Freundlich (n) fue 2,521 y 2,705 para 15,02 ppm de Cr (VI) y 49,7 ppm de Cr (VI)

respectivamente. En el estudio de Madhavi et al. (2014) se estudió la isoterma de adsorción de cromo con nanopartículas fitogénicas de hierro cero valente obteniendo los siguientes resultados: coeficiente de correlación de (R^2) 0,9999, constante de Freundlich (n) 6,591 y capacidad de adsorción (K_F) 2,766 mg/g.

Además, los valores de $n > 1$ representan condiciones de adsorción favorables, en nuestro estudio se obtuvo valores de n mayores a 1 al igual que en el estudio de Madhavi et al. (2014), lo que indica que la adsorción es favorable.

En general, a partir de los estudios de isothermas, se observó que las nZVI confirman los modelos de Langmuir y Freundlich ($R^2 \approx 0,9$), $0 < R_L < 1$ de la isoterma de Langmuir y $n > 1$ de la isoterma de Freundlich indicando que la adsorción de Cr (VI) en nZVI es favorable, al igual que el estudio que Madhavi et al. (2014) realizó con nanopartículas fitogénicas de hierro cero valente.

VI. CONCLUSIONES

- Se determinó la eficacia de las nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas logrando un porcentaje de remoción máximo de 92,61% para una concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI) y 81,87% de porcentaje máximo de remoción de Cr (VI) para una concentración inicial de 49,7 ppm; concluyendo que, a una concentración inicial de Cr (VI) menor se obtiene un porcentaje de remoción mayor.
- Se evaluó la influencia de la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas; concluyendo que, una cantidad de nZVI mayor (0,75 g) posee una eficacia mayor de remoción de Cr (VI) porque al presentar mayor cantidad de nZVI se presentan mayor sitios de superficie activos para la adsorción de Cr (VI); también, se evaluó diferentes cantidades de adsorbente a un tiempo de adsorción de 40 min, concluyendo que, la adsorción es favorable para la isoterma de Langmuir y Freundlich. El coeficiente de correlación más cercano a 1 que se obtuvo fue 0,946 para la isoterma de Langmuir a una concentración inicial de 15,02 ppm de Cr (VI) alcanzando una capacidad máxima de adsorción de 9,588 mg/g y una constante de Langmuir de 0,481.
- Se estimó el tiempo de adsorción que obtiene mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente; concluyendo que a mayor tiempo de contacto (40 min) mayor remoción de Cr (VI). La mayor remoción de Cr (VI) (92,61%) se obtuvo a una concentración inicial baja (15,02 ppm) porque al haber menor cantidad de iones Cr (VI) se ocupa más rápido la mayoría de los sitios de superficie activos de adsorción.

- Se demostró a través del estadístico de Tukey que, una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente, ya que se obtuvo la mayor media estadística para la mayor cantidad de nZVI en el proceso de adsorción de Cr (VI).
- Se estimó el tiempo de adsorción que obtiene mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente; concluyendo que a mayor tiempo de contacto (40 min) mayor remoción de Cr (VI). La mayor remoción de Cr (VI) (92,61%) se obtuvo a una concentración inicial baja (15,02 ppm) porque al haber menor cantidad de iones Cr (VI) se ocupa más rápido la mayoría de los sitios de superficie activos de adsorción.
- Se demostró mediante el estadístico de Tukey que, a mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente., ya que se obtuvo la mayor media estadística para el mayor tiempo de contacto en el proceso de adsorción de Cr (VI).

VII. RECOMENDACIONES

- Se recomienda variar el pH en el estudio de remoción de Cr (VI) empleando las nZVI ya que es una variable influyente en la adsorción.
- Se recomienda realizar el estudio cinético de pseudo primer y pseudo segundo orden de la remoción de Cr (VI) empleando las nZVI.
- Se recomienda emplear las nZVI en la adsorción de otros metales pesados en aguas industriales contaminadas y evaluar su eficacia de remoción.

REFERENCIAS

1. ALMEIDA, L., FELZENSZWALB, I., MARQUES, M. y CRUZ, C., 2020. Nanotechnology activities: environmental protection regulatory issues data. *Heliyon*, vol. 6, no. 10. ISSN 24058440. DOI 10.1016/j.heliyon.2020.e05303.
2. ARAGAW, T.A., BOGALE, F.M. y ARAGAW, B.A., 2021. Iron-based nanoparticles in wastewater treatment: A review on synthesis methods, applications, and removal mechanisms. *Journal of Saudi Chemical Society* [en línea], vol. 25, no. 8, pp. 101280. ISSN 13196103. DOI 10.1016/j.jscs.2021.101280. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jscs.2021.101280>.
3. BAGALI, S.S., GOWRISHANKAR, B.S. y ROY, A.S., 2017. Optimization, Kinetics, and Equilibrium Studies on the Removal of Lead(II) from an Aqueous Solution Using Banana Pseudostem as an Adsorbent. *Engineering*, vol. 3, no. 3, pp. 409-415. ISSN 20958099. DOI 10.1016/J.ENG.2017.03.024.
4. BANSAL, M., SINGH, D. y GARG, V.K., 2009. A comparative study for the removal of hexavalent chromium from aqueous solution by agriculture wastes' carbons. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 171, no. 1-3, pp. 83-92. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2009.05.124.
5. CAÑAZACA, C.M.D. y CCAMA, W.E.Y.L., 2017. *Biosíntesis de nanopartículas de hierro cero valente (NZVI) usando hojas de eucalipto (Eucalyptus SP.) para la remoción de cromo hexavalente*. S.l.: s.n.
6. CERVANTES, D., 2021. Tamaño de muestra. *QuestionPro* [en línea]. Disponible en: <https://www.questionpro.com/es/tamaño-de-la-muestra.html>.
7. DIAS, R.M., SILVA, J.G., CARDOSO, V.L. y DE RESENDE, M.M., 2020. Removal and desorption of chromium in synthetic effluent by a mixed culture in a bioreactor with a magnetic field. *Journal of Environmental Sciences (China)* [en línea], vol. 91, no. 430, pp. 151-159. ISSN 18787320. DOI 10.1016/j.jes.2020.01.026. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.01.026>.
8. DÍAZ, C., JACINTO, C., MEDINA, R., ABEL, N., CUIZANO, N. y LLANOS, B., 2013. Estudio de la biosorción de cromo (VI) con quitosano cuaternario

- reticulado para su aplicación en biorremediación de aguas contaminadas. *Revista de la Sociedad Química del Perú*, vol. 79, no. 4, pp. 304-318. ISSN 1810-634X.
9. EPA, E.P.A., 1990. *Environmental Pollution Control Alternatives*. 1990. Cincinnati, US: s.n.
 10. EZZATI, R., 2020. Derivation of Pseudo-First-Order, Pseudo-Second-Order and Modified Pseudo-First-Order rate equations from Langmuir and Freundlich isotherms for adsorption. *Chemical Engineering Journal* [en línea], vol. 392, no. December, pp. 123705. ISSN 13858947. DOI 10.1016/j.cej.2019.123705. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2019.123705>.
 11. FU, R., ZHANG, X., XU, Z., GUO, X., BI, D. y ZHANG, W., 2017. Fast and highly efficient removal of chromium (VI) using humus-supported nanoscale zero-valent iron: Influencing factors, kinetics and mechanism. *Separation and Purification Technology* [en línea], vol. 174, pp. 362-371. ISSN 18733794. DOI 10.1016/j.seppur.2016.10.058. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.seppur.2016.10.058>.
 12. GÁLVEZ, J.E.C., 2017. *Influencia de temperatura, tiempo de residencia y cantidad de cáscara deshidratada de Musa Cavendishii en la adsorción de cromo hexavalente*. S.l.: s.n.
 13. GARCÍA, F.E., SENN, A.M., MEICHTRY, J.M., SCOTT, T.B., PULLIN, H., LEYVA, A.G., HALAC, E.B., RAMOS, C.P., SACANELL, J., MIZRAHI, M., REQUEJO, F.G. y LITTER, M.I., 2019. Iron-based nanoparticles prepared from yerba mate extract. Synthesis, characterization and use on chromium removal. *Journal of Environmental Management* [en línea], vol. 235, no. December 2018, pp. 1-8. ISSN 10958630. DOI 10.1016/j.jenvman.2019.01.002. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.002>.
 14. GENG, B., JIN, Z., LI, T. y QI, X., 2009. Preparation of chitosan-stabilized Fe₀ nanoparticles for removal of hexavalent chromium in water. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 407, no. 18, pp. 4994-5000. ISSN 00489697. DOI 10.1016/j.scitotenv.2009.05.051. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.051>.
 15. GILHOTRA, V., YADAV, R., SUGHA, A., DAS, L., VASHISHT, A.,

- BHATTI, R. y BHATTI, M.S., 2021. Electrochemical treatment of high strength chrome bathwater: A comparative study for best-operating conditions. *Cleaner Engineering and Technology* [en línea], vol. 2, no. June 2020, pp. 100093. ISSN 26667908. DOI 10.1016/j.clet.2021.100093. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2021.100093>.
16. GOICOCHEA, M.S., 2016. *Capacidad de biosorción de cromo hexavalente en medio acuoso usando la borra de café* [en línea]. S.l.: s.n. Disponible en: <https://repositorio.unc.edu.pe/handle/UNC/1137>.
17. HATO, M.J., MAPONYA, T.C., RAMOHLOLA, K.E., MODIBANE, K.D., MAITY, A., MONAMA, G.R., MAKGOPA, K. y BELLO, A., 2019. *Polymer-Based Magnetic Nanocomposites for the Removal of Highly Toxic Hexavalent Chromium from Aqueous Solutions*. S.l.: s.n. ISBN 9783030044770.
18. HERNÁNDEZ, R.S., FERNÁNDEZ, C.C. y BAPTISTA, P.L., 2014. *Metodología d la investigación*. S.l.: s.n. ISBN 9780415475976.
19. KUMARI, B. y DUTTA, S., 2020. Integrating starch encapsulated nanoscale zero-valent iron for better chromium removal performance. *Journal of Water Process Engineering* [en línea], vol. 37, no. May, pp. 101370. ISSN 22147144. DOI 10.1016/j.jwpe.2020.101370. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2020.101370>.
20. LAGOS, L.K.A., 2016. *Bioadsorción de cromo con borra de café en efluentes de una industria curtiembre local* [en línea]. S.l.: s.n. Disponible en:
http://tesis.pucp.edu.pe/repositorio/bitstream/handle/20.500.12404/6727/LAGOS_LESLY_BIOADSORCION_CROMO_CAFE_CURTIEMBRE.pdf?sequence=1.
21. LAVADO, M.C., SUN, M. del R.K. y RECUAY, N.A., 2012. Remoción de cromo (VI) empleando carbones preparados por activación química a partir de las astillas de eucalipto. *Revista de la Sociedad Química del Perú* [en línea], vol. 78, no. 1, pp. 14-26. Disponible en: http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1810-634X2012000100003.
22. LAZO, J.C., NAVARRO, A.E., SUN-KOU, M.R. y LLANOS, B.P., 2008. Synthesis and Characterization of Organophilic Clays and Their Use As

- Adsorbents for Phenol. *Sociedad Química Perú.*, vol. 1, pp. 3-19.
23. LIU, T., TSANG, D.C.W. y LO, I.M.C., 2008. Chromium(VI) reduction kinetics by zero-valent iron in moderately hard water with humic acid: Iron dissolution and humic acid adsorption. *Environmental Science and Technology*, vol. 42, no. 6, pp. 2092-2098. ISSN 0013936X. DOI 10.1021/es072059c.
24. LIU, X., LIAO, Y. y GAO, H., 2018. Enhancement adsorption of hexavalent chromium from aqueous solution on polypyrrole using ethylamine group. *Journal of Dispersion Science and Technology* [en línea], vol. 39, no. 10, pp. 1394-1402. ISSN 15322351. DOI 10.1080/01932691.2017.1404917. Disponible en: <https://doi.org/10.1080/01932691.2017.1404917>.
25. MADHAVI, V., PRASAD, T.N.V.K.V., REDDY, A.V.B., RAVINDRA REDDY, B. y MADHAVI, G., 2014. Application of phylogenetic zerovalent iron nanoparticles in the adsorption of hexavalent chromium. *Spectrochimica Acta - Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy* [en línea], vol. 116, pp. 17-25. ISSN 13861425. DOI 10.1016/j.saa.2013.06.045. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.saa.2013.06.045>.
26. MAKHADO, E., PANDEY, S. y RAMONTJA, J., 2019. Microwave-assisted green synthesis of xanthan gum grafted diethylamino ethyl methacrylate: An efficient adsorption of hexavalent chromium. *Carbohydrate Polymers* [en línea], vol. 222, no. February, pp. 114989. ISSN 01448617. DOI 10.1016/j.carbpol.2019.114989. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2019.114989>.
27. MATOME, S.M., MAKHADO, E., KATATA-SERU, L.M., MAPONYA, T.C., MODIBANE, K.D., HATO, M.J. y BAHADUR, I., 2020. scale zero valent iron nanocomposite and use as an adsorbent for hexavalent chromium from aqueous solution. *South African Journal of Chemical Engineering* [en línea], vol. 34, no. November 2019, pp. 1-10. ISSN 10269185. DOI 10.1016/j.sajce.2020.05.004. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.sajce.2020.05.004>.
28. MINISTERIO DE LA PRODUCCION, 2002. Decreto Supremo N° 003-2002-Produce. *Ministerio de Justicia*, pp. 7.
29. MIRANDA, N.S.Z., 2017. *Biosorción de cromo Cr (VI) de soluciones*

- acuosas por la biomasa residual de hojas de eucalipto (Globulus labill)*.
S.l.: s.n.
30. MOHANTY, K., JHA, M., MEIKAP, B.C. y BISWAS, M.N., 2005. Removal of chromium (VI) from dilute aqueous solutions by activated carbon developed from Terminalia arjuna nuts activated with zinc chloride. *Chemical Engineering Science*, vol. 60, no. 11, pp. 3049-3059. ISSN 00092509. DOI 10.1016/j.ces.2004.12.049.
 31. OLEA-MEJÍA, O., CABRAL-PRIETO, A., SALCEDO-CASTILLO, U., LÓPEZ-TELLEZ, G., OLEA-CARDOSO, O. y LÓPEZ-CASTAÑARES, R., 2017. Orange peel + nanostructured zero-valent-iron composite for the removal of hexavalent chromium in water. *Applied Surface Science*, vol. 423, pp. 170-175. ISSN 01694332. DOI 10.1016/j.apsusc.2017.06.173.
 32. PUTHUKKARA P, A.R., JOSE T, S. y S, D. Lal, 2021. Plant mediated synthesis of zero valent iron nanoparticles and its application in water treatment. *Journal of Environmental Chemical Engineering* [en línea], vol. 9, no. 1, pp. 104569. ISSN 22133437. DOI 10.1016/j.jece.2020.104569. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104569>.
 33. SAIF, S., TAHIR, A. y CHEN, Y., 2016. Green synthesis of iron nanoparticles and their environmental applications and implications. *Nanomaterials*, vol. 6, no. 11, pp. 1-26. ISSN 20794991. DOI 10.3390/nano6110209.
 34. SCOTT, T.B., POPESCU, I.C., CRANE, R.A. y NOUBACTEP, C., 2011. Nano-scale metallic iron for the treatment of solutions containing multiple inorganic contaminants. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], vol. 186, no. 1, pp. 280-287. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2010.10.113. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.113>.
 35. ŞÖLENER, M., TUNALI, S., ÖZCAN, A.S., ÖZCAN, A. y GEDIKBEY, T., 2008. Adsorption characteristics of lead(II) ions onto the clay/poly(methoxyethyl)acrylamide (PMEA) composite from aqueous solutions. *Desalination*, vol. 223, no. 1-3, pp. 308-322. ISSN 00119164. DOI 10.1016/j.desal.2007.01.221.
 36. ULUCAN-ALTUNTAS, K., 2021. Hierro de valencia cero a nanoescala para el tratamiento del agua. *Micro y nano tecnologías* [en línea], pp. 347-

365. DOI <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-821141-0.00010-0>.
Disponibile en:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978012821141000010>
0.
37. WU, M., LI, Y., LI, J., WANG, Y., XU, H. y ZHAO, Y., 2019. Bioreduction of hexavalent chromium using a novel strain CRB-7 immobilized on multiple materials. *Journal of Hazardous Materials* [en línea], vol. 368, no. January, pp. 412-420. ISSN 18733336. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.01.059. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.01.059>.
38. WU, Z., SU, X., LIN, Z., KHAN, N.I., OWENS, G. y CHEN, Z., 2021. Removal of As(V) by iron-based nanoparticles synthesized via the complexation of biomolecules in green tea extracts and an iron salt. *Science of the Total Environment* [en línea], vol. 764, no. xxxx, pp. 142883. ISSN 18791026. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.142883. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142883>.
39. ZHAO, R., WANG, B., CAI, Q.T., LI, X.X., LIU, M., HU, D., GUO, D.B., WANG, J. y FAN, C., 2016. Bioremediation of Hexavalent Chromium Pollution by *Sporosarcina saromensis* M52 Isolated from Offshore Sediments in Xiamen, China. *Biomedical and Environmental Sciences* [en línea], vol. 29, no. 2, pp. 127-136. ISSN 08953988. DOI 10.3967/bes2016.014. Disponible en: <http://dx.doi.org/10.3967/bes2016.014>.
40. ZHU, F., MA, S., LIU, T. y DENG, X., 2018. Green synthesis of nano zero-valent iron/Cu by green tea to remove hexavalent chromium from groundwater. *Journal of Cleaner Production*, vol. 174, pp. 184-190. ISSN 09596526. DOI 10.1016/j.jclepro.2017.10.302.
41. ZHU, H., JIA, Y., WU, X. y WANG, H., 2009. Removal of arsenic from water by supported nano zero-valent iron on activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, vol. 172, no. 2-3, pp. 1591-1596. ISSN 03043894. DOI 10.1016/j.jhazmat.2009.08.031.

Anexo 2. Validación de instrumentos

Validación de instrumentos

I. DATOS GENERALES

- 1.1. Apellidos y Nombres: *Ochoa León, Hans. Gianni*
 1.2. Cargo e institución donde labora: *Docente - UPLA*
 1.3. Especialidad o línea de investigación: *Ingeniero Químico Ambiental*
 1.4. Nombre del instrumento motivo de evaluación: *Ficha de formato de campo*
 1.5. Autora de Instrumento: *Chumbiray Rojas, Gianina del Rosario / Hidalgo Chuquillanqui, Flor de Nataly*

II. ASPECTOS DE VALIDACIÓN

CRITERIOS	INDICADORES	INACEPTABLE					MINIMAMENTE ACEPTABLE					ACEPTABLE				
		40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100		
1. CLARIDAD	Esta formulado con lenguaje comprensible.													X		
2. OBJETIVIDAD	Esta adecuado a las leyes y principios científicos.													X		
3. ACTUALIDAD	Esta adecuado a los objetivos y las Necesidades reales de la investigación.													X		
4. ORGANIZACIÓN	Existe una organización lógica.													X		
5. SUFICIENCIA	Toma en cuenta los aspectos metodológicos esenciales.													X		
6. INTENCIONALIDAD	Esta adecuado para valorar las variables de la Hipótesis.													X		
7. CONSISTENCIA	Se respalda en fundamentos técnicos y/o científicos.													X		
8. COHERENCIA	Existe coherencia entre los problemas objetivos, hipótesis, variables e indicadores.													X		
9. METODOLOGÍA	La estrategia responde una metodología y diseño aplicados para lograr probar las hipótesis.											X				
10. PERTINENCIA	El instrumento muestra la relación entre los componentes de la investigación y su adecuación al Método Científico.													X		

III. OPINIÓN DE APLICABILIDAD

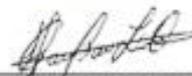
- El instrumento cumple con los Requisitos para su aplicación
- El instrumento no cumple con Los requisitos para su aplicación

X

IV. PROMEDIO DE VALORACIÓN

97%

Huancayo, 20 de diciembre del 2021


 Ochoa León Hans Gianni
 CIP: 148940
 Teléfono: 954409751

Validación de instrumentos

I. DATOS GENERALES

- 1.1. Apellidos y Nombres: *Mendoza Ciriaco, Fiorella Stefany*
- 1.2. Cargo e institución donde labora: *Gerente - Grupo Atac Sae.*
- 1.3. Especialidad o línea de investigación: *Ingeniero Ambiental*
- 1.4. Nombre del instrumento motivo de evaluación: *Ficha de formato de campo*
- 1.5. Autora de Instrumento: *Chumbiray Rojas, Gianina del Rosario / Hidalgo Chuquillanqui, Flor de Nataly*

II. ASPECTOS DE VALIDACIÓN

CRITERIOS	INDICADORES	INACEPTABLE					MINIMAMENTE ACEPTABLE					ACEPTABLE				
		40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100		
1. CLARIDAD	Esta formulado con lenguaje comprensible.										X					
2. OBJETIVIDAD	Esta adecuado a las leyes y principios científicos.												X			
3. ACTUALIDAD	Esta adecuado a los objetivos y las Necesidades reales de la investigación.												X			
4. ORGANIZACIÓN	Existe una organización lógica.													X		
5. SUFICIENCIA	Toma en cuenta los aspectos metodológicos esenciales											X				
6. INTENCIONALIDAD	Esta adecuado para valorar las variables de la Hipótesis.											X				
7. CONSISTENCIA	Se respalda en fundamentos técnicos y/o científicos.													X		
8. COHERENCIA	Existe coherencia entre los problemas objetivos, hipótesis, variables e indicadores.													X		
9. METODOLOGÍA	La estrategia responde una metodología y diseño aplicados para lograr probar las hipótesis.										X					
10. PERTINENCIA	El instrumento muestra la relación entre los componentes de la investigación y su adecuación al Método Científico.													X		

III. OPINIÓN DE APLICABILIDAD

- El Instrumento cumple con los Requisitos para su aplicación
- El Instrumento no cumple con Los requisitos para su aplicación

X

IV. PROMEDIO DE VALORACIÓN

94%

Huancayo, 20 de diciembre del 2021


 FIORELLA STEFANY
 MENDOZA CIRIACO
 INGENIERA AMBIENTAL
 Reg. CIP N° 210805

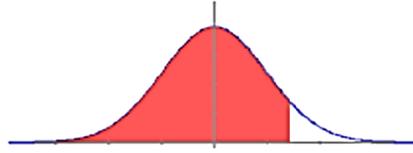
Anexo 3. Matriz de consistencia

PROBLEMA	OBJETIVO	HIPÓTESIS	VARIABLES	DIMENSIONES
<p>General ¿Las nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas?</p> <p>Específicos - ¿Cómo influirá la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas? - ¿Cómo afecta el tiempo de adsorción en la remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente?</p>	<p>General Determinar la eficacia de las nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.</p> <p>Específicos - Evaluar la influencia de la cantidad de nanopartículas de Fe cero valente en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas. - Estimar el tiempo de adsorción que obtiene mayor adsorción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente.</p>	<p>General El uso de nanopartículas de Fe cero valente son eficaces en la remoción de Cr (VI) en soluciones acuosas.</p> <p>Específicos -Una cantidad de adsorbente mayor permite una mayor remoción de Cr (VI) empleando nanopartículas de Fe cero valente. -A mayor tiempo de adsorción existe una mayor remoción de Cr (VI), empleando nanopartículas de Fe cero valente.</p>	<p>Independiente Nanopartículas de Fe cero valente (nZVI)</p> <p>Dependiente: Cr (VI)</p>	<p>- Cantidad de nZVI - Tiempo de adsorción</p> <p>% de remoción de Cr (VI)</p>

Anexo 4. Tabla de Distribución Normal

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

Anexo 5. Reportes de laboratorio

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 034

INFORME DE ENSAYO N° 0726-21

Solicitante : FLOR DE NATALY HIDALGO CHUQUILLANQUI
Dirección del Solicitante : Urb. Los Topacios calle los Rubies - Lima
Atención : FLOR DE NATALY HIDALGO CHUQUILLANQUI
Proyecto : Análisis de agua
Lugar de Muestreo : -----
Tipo de Muestra : Agua Sintética
Fecha de Muestreo : -----
Fecha de Recepción de Muestra : 04/11/21
Fecha de Inicio de Análisis : 05/11/21
Fecha de Término de Análisis : 10/11/21
Fecha de Emisión : 11/11/21

MEDICIONES IN SITU

Código de Cliente	Descripción	COORDENADAS UTM	
		Norte	Este
FHO1	Solución Acuosa	---	---

CALIDAD DE AGUA

Código de Laboratorio	0726-1	Límite Detección	Unidad
Código de Cliente	FHO1		
Parámetros Fisicoquímicos			
Cr(VI)	14,98	0,01	mg/L
Cr(VI)	1,15	0,01	mg/L

- Muestreado por el área de monitoreo según procedimiento LB-F-07. Ejecución de Muestreo de Agua.
- La fecha de muestreo es dato proporcionado por el área de monitoreo.
- Lugar y condiciones ambientales del muestreo: indicado en el acta.
- Condición y Estado de la muestra en el ensayo: Las muestras llegaron refrigeradas.
- El cliente renuncia al derecho de la diferencia.

Método de Análisis:

Como Referencia: APHA, AWWA, WEF 2500 Cr 6, 23rd Edition 2017 Chromium, Colorimetric Method

1 de 2
Revisión: 23

LB-F-14

Av. Victor Alzamora 348, Urb. Barrio Medico
Sungulillo - Lima
Teléfonos: 243-2696 / 444-8987
web: www.labecoperu.com
e-mail: labeco@labecoperu.com, labecoperu@gmail.com

**LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL
ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL - DA
CON REGISTRO N° LE - 034**




Quim. Liliana Deza Montoya
CQP N° 1328
Director Técnico

Lima, 11 de Noviembre de 2021.

Nota 1: El presente documento sólo es válido para la(s) muestra(s) de la referencia.
Nota 2: Este resultado no debe ser utilizado como una certificación de conformidad con normas de productos "o como certificado del sistema de Calidad de la entidad que lo produce".
Nota 3: Las muestra(s) y contramuestras se mantendrán por un periodo de siete (7) días de emitido el presente Informe de Ensayo.
Nota 4: Toda corrección o errata en la muestra al presente Informe de Ensayo será emitida con "un nuevo informe que haga referencia al corregido".
Nota 5: Está prohibido la reproducción total y/o parcial del presente Informe, salvo autorización escrita por LABECO Análisis Ambientales S.C.R.L.
Nota 6: Se adjunta el LB-F-13: Orden de Vigilancia correspondiente a este Informe.
Anexo 1: Condiciones de recepción.

—000000—

EL USO INDEBIDO DE ESTE INFORME DE ENSAYO CONSITUYE DELITO SANCIONADO CONFORME A LA LEY, POR LA AUTORIDAD COMPETENTE

2 de 2
Revisión: 23

LB-F-14

Av. Vitor Alzamora 348, Urb. Barrio Medico
Surquillo - Lima
Teléfonos: 342-2898 / 444-8987
web: www.labecoperu.com
e-mail: labeco@labecoperu.com, labecoperu@gmail.com

INFORME DE ENSAYO N° 1-0230/21

Pág. 1/1

Solicitante : Gianina del Rosario Chumbiray Rojas
Domicilio legal : Urb. Los topacios calle los rubies - Lima
Proyecto : Eficacia de las nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) en la remoción de cromo (VI) en soluciones acuosas.
Muestra(s) Declarada(s) : ---
Lugar de Muestreo : ---
Cantidad de muestras para el Ensayo : 24 muestras x 100 mL
Forma de Presentación : 24 Frascos de Plástico
Fecha de Recepción : 02/11/21
Fecha de Inicio del Ensayo : 03/11/21
Fecha de Término del Ensayo : 04/11/21
Fecha de Emisión de Informe : 05/11/21
N° de Cotización de Servicio : ---

Ensayo	Codigo del cliente	Resultados (mg/L)	Limite de detección
Cr (VI)	F1	15.02	0.01
	F2	49.70	
Ensayo	Codigo del cliente	Resultados (mg/L)	Limite de detección
Cr (VI)	F11R1	7.05	0.01
	F112R1	6.83	
	F113R1	6.68	
	F121R1	3.71	
	F122R1	2.47	
	F123R1	2.13	
	F131R1	1.78	
	F132R1	1.59	
	F133R1	1.12	
	F111	9.12	
	F112	0.97	
	F211R1	34.41	
	F212R1	33.28	
	F213R1	32.30	
	F221R1	21.57	
	F222R1	20.24	
	F223R1	19.27	
	F231R1	10.46	
	F232R1	9.82	
	F233R1	9.04	
	F211	38.45	
	F212	9.04	



• Lugar y condiciones ambientales del muestreo: Indicado por el cliente
 • El cliente renuncia al derecho de la dirimencia
Método de Análisis:
 Cromo Hexavalente: APHA AWWA WEF Part 3500-Cr B, 23rd Ed.2017. Chromium. Colorimetric Method.
 Huancayo, 05 de Noviembre de 2021

GRUPO JHACC S.A.C.
Mg. Henry R. Ochoa León
 CIP N° 124231
 JEFE DE LABORATORIO

"El informe de ensayo solo es valido 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"
 "Estos 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."

Rev: 01

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

INFORME DE ENSAYO N° 1-0237/21

Pág. 1/1

Solicitante : Flor de Nataly Hidalgo Chuquillanqui
Domicilio legal : Urb. Los topacios calle los rubies - Lima
Proyecto : Eficacia de las nanopartículas de hierro cero valente (nZVI) en la remoción de cromo (VI) en soluciones acuosas.
Muestra(s) Declarada(s) :
Lugar de Muestreo :
Cantidad de muestras para el Ensayo : 18 muestras x 100 mL
Forma de Presentación : 18 Frascos de Plástico
Fecha de Recepción : 09/11/21
Fecha de Inicio del Ensayo : 10/11/21
Fecha de Término del Ensayo : 11/11/21
Fecha de Emisión de Informe : 15/11/21
N° de Cotización de Servicio :

Ensayo	Codigo del cliente	Resultados (mg/L)	Limite de detección
	F111R2	7.15	
	F112R2	6.80	
	F113R2	6.70	
	F121R2	3.68	
	F122R2	2.50	
	F123R2	2.16	
	F131R2	1.81	
	F132R2	1.62	
	F133R2	1.10	
Cr (VI)	F211R2	35.04	0.01
	F212R2	33.00	
	F213R2	31.90	
	F221R2	21.63	
	F222R2	19.97	
	F223R2	19.52	
	F231R2	10.35	
	F232R2	9.86	
	F233R2	8.98	

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

Método de Análisis:

Cromo Hexavalente: APHA AWWA WEF Part 3500-Cr B, 23rd Ed. 2017 Chromium. Colorimetric Method.

Huancayo, 15 de Noviembre de 2021


Ing. Henry R. Ochoa León
 CIP N° 174232

"El informe de ensayo solo 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."

LAAGJ

Rev: 01



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

Anexo 6. Registro fotográfico

ANEXO 7-I: Preparación de la solución acuosa de Cr (VI) para el proceso de adsorción



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-II: Pesaje de las nanopartículas de Fe cero valente



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-III: Ajuste del pH inicial de la solución acuosa de Cr (VI)



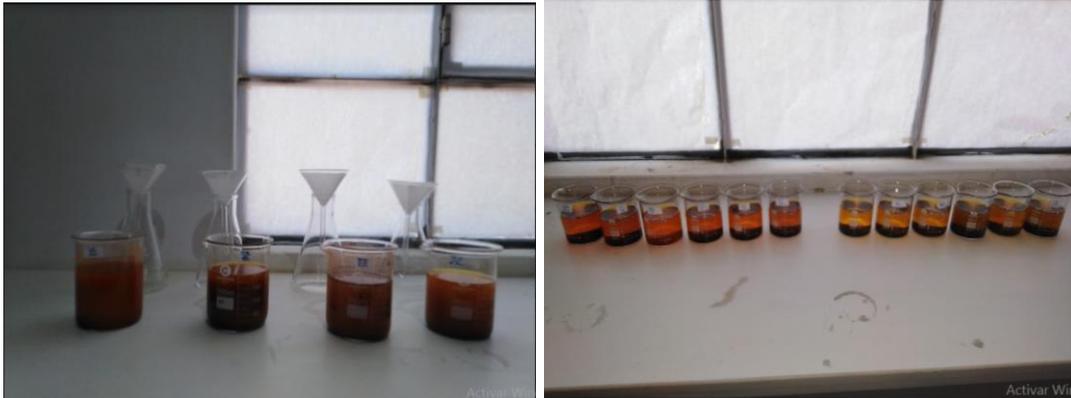
Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-IV: Proceso de adsorción a 20 min, 30 min y 40 min de contacto



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-V: Proceso de remoción de Cr (VI) finalizado



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-VI: Proceso de filtración después del proceso de adsorción



Fuente: Elaboración propia

ANEXO 7-VII: Muestras filtradas



Fuente: Elaboración propia