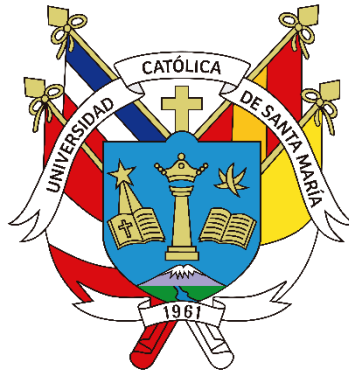


Universidad Católica de Santa María
Facultad de Arquitectura e Ingenierías Civil y del Ambiente
Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



**Diseño de un Prototipo a Escala Piloto de Óxido- Reducción para la
Remoción de Cromo Hexavalente en la Industria de la Curtiduría,
Arequipa. 2022**

Tesis presentada por los Bachilleres:

Pinto Montoya Gian Pieer Daniel

0009-0004-1989-6406

Quispe Aragón Melvin Paul

0009-0008-5775-4483

para optar el Título Profesional de
Ingeniero Ambiental

Asesor (a):

Dr. Arenazas Rodríguez , Armando

0000-0002-0940-2204

Arequipa – Perú
2024

UCSM-ERP

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

Arequipa, 05 de Mayo del 2024

Dictamen: 008110-C-EPIA-2024

Visto el borrador del expediente 008110, presentado por:

2016110261 - QUISPE ARAGON MELVIN PAUL

2015200901 - PINTO MONTOYA GIAN PIEER DANIEL

Titulado:

DISEÑO DE UN PROTOTIPO A ESCALA PILOTO DE ÓXIDO- REDUCCIÓN PARA LA REMOCIÓN DE
CROMO HEXAVALENTE EN LA INDUSTRIA DE LA CURTIDURÍA, AREQUIPA. 2022

Nuestro dictamen es:

APROBADO

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

INGENIERO AMBIENTAL

46769238 - CHANOVE MANRIQUE ANDREA MARIETA
DICTAMINADOR



29519918 - BEJARANO MEZA MARIA ELIZABETH
DICTAMINADOR



43606549 - CARDENAS PILLCO BERLY EDINSSON
DICTAMINADOR



Diseño de un Prototipo a Escala Piloto de Óxido- Reducción para la Remoción de Cromo Hexavalente en la Industria de la Curtiduría, Arequipa. 2022

INFORME DE ORIGINALIDAD

23%

INDICE DE SIMILITUD

21%

FUENTES DE INTERNET

4%

PUBLICACIONES

9%

TRABAJOS DEL
ESTUDIANTE

FUENTES PRIMARIAS

1	Submitted to Universidad Católica de Santa María	3%
	Trabajo del estudiante	
2	repositorio.unsa.edu.pe	3%
	Fuente de Internet	
3	vdocumento.com	1%
	Fuente de Internet	
4	www.grafiati.com	1%
	Fuente de Internet	
5	repositorio.unal.edu.co	1%
	Fuente de Internet	
6	www.scielo.org.mx	1%
	Fuente de Internet	
7	dspace.uceva.edu.co:8080	1%
	Fuente de Internet	
8	repositorio.upn.edu.pe	<1%
	Fuente de Internet	

DEDICATORIA

Agradecemos a Dios por darnos la sabiduría por alcanzar esta meta que anhelábamos con todas nuestras fuerzas

A nuestros queridos padres que con todo su apoyo y esfuerzo nos guiaron en viaje académico, con mucho amor y su cariño incondicional

A nuestros hermanos que fueron un ejemplo de profesionales a seguir, que también nos siguen apoyando con toda su voluntad y moral

A todos ustedes les dedicamos este trabajo con mucho amor y gratitud.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco primeramente a Dios y a mi familia, por su compromiso y a todos los que me apoyaron a seguir adelante. En especial a mi hermano Braulio Rodrigo Quispe Aragon que fue un ejemplo de profesional y líder, a mis padres Percy Marcelo Quispe Allasi y Luz Marlene Aragon Silva que por su compromiso y constante apoyo me alentaron, a mi hermanita por sus hermosas alegrías y deseo.

Quispe Aragon Melvin Paul

Quisiera expresar mi profundo agradecimiento a mis padres, Oscar Pinto y Elena Montoya, por su inquebrantable apoyo, amor y sacrificio a lo largo de los años. Su dedicación y orientación han sido la piedra angular de mi vida y han hecho posible que alcance este importante hito académico. Desde el fondo de mi corazón, les agradezco por ser mis modelos a seguir, por alentarme en cada paso del camino y por brindarme el amor incondicional que me ha dado fuerzas para enfrentar cualquier desafío.

Agradezco a Dios por su guía constante y su infinita bondad. Su presencia en mi vida ha sido una fuente de fortaleza y consuelo, y le estoy eternamente agradecido por las bendiciones que ha derramado sobre mí. En los momentos de duda y dificultad, su fe ha sido mi luz, y su amor ha sido mi refugio.

A mis padres y a Dios, les dedico este logro. Sin su amor, apoyo y gracia, este camino habría sido mucho más difícil de recorrer. Me siento verdaderamente bendecido por tenerlos en mi vida y no podría haber llegado hasta aquí sin ustedes.

Gian Pieer Daniel Pinto Montoya

RESUMEN

La producción de cueros en Arequipa ha experimentado un aumento significativo, generando una problemática ambiental en la región. La falta de trazabilidad en el 50% de los cueros producidos plantea desafíos para el control y gestión adecuada de los desechos. La industria de curtiduría, reconocida como una industria altamente contaminante, produce residuos peligrosos, siendo el cromo un componente crítico presente en un 10% de los desechos. El cromo presente en los residuos de piel curtida es trivalente y según las condiciones ambientales, tales como medios básicos, puede transformarse en cromo hexavalente, siendo el principal problema debido a ser altamente móvil y reactivo, teniendo una mayor propensión a ingresar al organismo humano. El propósito de esta investigación es diseñar un prototipo a escala de laboratorio basado en técnicas electroquímicas de óxido-reducción para la remoción de cromo VI en efluentes de curtiduría, con el objetivo de reducir su concentración y mitigar su impacto ambiental, por ello se analizó una muestra de agua residual de la curtiduría colaboradora del Parque Industrial Río Seco, cuyo resultado de monitoreo evidenció una concentración de 566.36 mg/L de cromo total, el cual supera los LMPs según la categoría correspondiente. Se llevaron a cabo pruebas en medios tanto básicos como ácidos, por ello se elaboró una curva de calibración con las siguientes concentraciones 0.3mg/l, 0.4mg/l, 0.5mg/l, 0.6mg/l, 0.8 mg/l y 0.9mg/l de cromo con sus respectivas absorbancias 0.25mm, 0.31mm, 0.38mm, 0.44mm, 0.57mm y 0.64mm. Ambos medios resultaron ser eficaces en la remoción de cromo, sin embargo, el medio básico resultó ser el más eficaz con un porcentaje de remoción del 99.95%, llevando la muestra a un pH de 11.29 mediante una dilución con hidróxido de sodio al 40% promoviendo la precipitación del cromo disuelto en la muestra. Por otra parte los parámetros óptimos del sistema fueron establecidos con electrodos de aluminio a una distancia de 3cm, un voltaje constante de 10V y un amperaje del sistema de 5A.

En conclusión, el prototipo a escala laboratorio demuestra una eficaz remoción de cromo, y su viabilidad para ser implementado a escala real en diversas industrias de curtiduría en la ciudad de Arequipa, contribuyendo significativamente a la sostenibilidad ambiental en este sector específico.

Palabras Clave: remoción de cromo, proceso electroquímico, efluente de curtido, prototipo

ABSTRACT

Leather production in Arequipa has experienced a significant increase, generating an environmental problem in the region. The lack of traceability in 50% of the leather produced poses challenges for the control and proper management of waste. The tanning industry, recognized as a highly polluting industry, produces hazardous waste, with chromium being a critical component present in 10% of the waste. The chromium present in tanned leather waste is trivalent and depending on environmental conditions, such as basic media, it can be transformed into hexavalent chromium, the main problem being due to being highly mobile and reactive, having a greater propensity to enter the human body. The purpose of this research is to design a laboratory-scale prototype based on electrochemical oxidation-reduction techniques for the removal of chromium VI in tannery effluents, with the objective of reducing its concentration and mitigating its environmental impact, therefore a wastewater sample from the collaborating tannery of the Río Seco Industrial Park, whose monitoring result showed a concentration of 18.53 mg/L of total chromium, which exceeds the LMPs according to the corresponding category. Tests were carried out in both basic and acidic media, therefore a calibration curve was prepared with the following concentrations 0.3mg/l, 0.4mg/l, 0.5mg/l, 0.6mg/l, 0.8 mg/l and 0.9mg/l of chromium with their respective absorbances 0.25mm, 0.31mm, 0.38mm, 0.44mm, 0.57mm and 0.64mm. Both media turned out to be effective in removing chromium, however, the basic medium turned out to be the most effective with a removal percentage of 99.95%, bringing the sample to a pH of 11.29 through a dilution with 40% sodium hydroxide, promoting the precipitation of chromium dissolved in the sample. On the other hand, the optimal system parameters were established with aluminum and iron electrodes at a distance of 3cm, a constant voltage of 10V and a system amperage of 5A.

In conclusion, the laboratory-scale prototype demonstrates effective chromium removal, and its viability to be implemented on a real scale in various tanning industries in the city of Arequipa, contributing significantly to environmental sustainability in this specific sector.

Keywords: chromium removal, electrochemical process, tanning effluent, prototype

ÍNDICE

DEDICATORIA	2
AGRADECIMIENTOS	3
RESUMEN	4
ABSTRACT	5
INTRODUCCIÓN	1
CAPÍTULO I MARCO METODOLÓGICO	3
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
1.1. Problemática de la Investigación	3
1.2. Justificación	4
1.2.1. Justificación ambiental	4
1.2.2. Justificación económica	4
1.2.3. Justificación Social	5
1.2.4. Justificación Tecnológica	5
1.3. Formulación de Objetivos.....	5
1.3.1. Objetivo general.....	5
1.3.2. Objetivos Específicos	5
2. HIPÓTESIS.....	6
CAPÍTULO II FUNDAMENTO TEÓRICO	7
1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN.....	7
2. MARCO TEÓRICO.....	13
2.1. Efluentes	14
2.1.1. Tipos de efluentes líquidos	14
2.1.2. Efluentes líquidos industriales	15
2.2. Industria de curtiduría.....	15
2.2.1. Curtido	16
2.2.2. Proceso de curtido de pieles.....	16
2.3. Química del Cromo en el proceso de curtido	18
2.4. Virutas de Cuero	18
2.5. Remoción de metales pesados	18
2.5.1. Cromo	19
2.6. Efectos ambientales	19

2.7.	Tratamiento de Efluentes	20
2.7.1.	Tratamiento Electroquímico	20
2.7.2.	Electroquímica	21
2.7.2.1.	Componentes del proceso electroquímico	22
2.7.2.2.	Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso electroquímico.....	23
3.	MARCO LEGAL.....	25
3.1.	Normativa de cumplimiento para la industria curtiembre	25
3.3.	Normativa Internacional	26
	CAPÍTULO III METODOLOGÍA PROPUESTA.....	27
1.	TIPO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN	27
1.1.	Tipo:.....	27
1.2.	Nivel:	27
2.	METODOLOGÍA.....	28
2.1.	Determinación de los parámetros fisicoquímicos del cromo VI, DQO, DBO, pH y temperatura.	28
2.2.	Construcción de una celda electroquímica para efectuar el proceso electroquímico de reducción de cromo VI.....	34
2.3.	Determinación de los parámetros óptimos para la remoción de cromo VI en aguas residuales en la curtiduría	34
2.4.	Evaluación de los resultados obtenidos del proceso electroquímico con los LMP y diseño del prototipo a escala 3D.	36
2.4.1.	Instrumento	36
2.4.2.	Campo de verificación	38
2.4.2.1.	Ubicación espacial	38
2.4.2.2.	Ubicación Temporal	38
	CAPÍTULO IV RESULTADOS Y CONCLUSIONES.....	39
1.	RESULTADOS.....	39
1.1.	Proceso de electrocoagulación y diseño experimental	39
1.2.	Método práctico para hallar la concentración inicial del cromo.....	41
1.3.	Parámetros iniciales	42
1.4.	Resultados de la remoción de Cromo total en medio ácido.....	43
1.5.	Disminución del cromo total	45
1.6.	Disminución de los valores de DQO	45

1.7.	Resultados de la remoción de Cromo total	45
1.8.	Disminución de los valores de DQO	47
1.8.1.	Balance de masa general.....	47
1.8.2.	Balance de masa de la torta húmeda	48
1.8.3.	Consumo Energético.....	52
1.9.	Recreación un prototipo 3D de óxido - reducción con técnicas electroquímicas.....	52
2.	DISCUSIÓN.....	58
3.	CONCLUSIONES.....	62
4.	RECOMENDACIONES	63
	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	64
	ANEXOS	76

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	Cuadro de variables para el predimensionamiento del tratamiento electroquímico	27
Tabla 2	Consideraciones para la construcción del prototipo para el desarrollo del tratamiento electroquímico	35
Tabla 3	Pruebas realizadas.....	39
Tabla 4	Parámetros iniciales del efluente de curtiembre	43

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Curva de Calibración experimental del cromo	29
Figura 2	pH inicial el efluente.....	40
Figura 3	pH final modificado el efluente	40
Figura 4	Sistema de electrocoagulación ensamblado.....	40
Figura 5	pH del agua de curtiembre en medio ácido	43
Figura 6	Tratamiento de electrocoagulación aplicado al efluente en medio ácido	44
Figura 7	pH del agua de curtiembre en medio básico	46
Figura 8	Tratamiento de electrocoagulación aplicado al efluente en medio básico.....	47
Figura 9	Balance de masa general del efluente tratado.....	48
Figura 10	Balance de masa de la torta formada en el filtrado.....	51
Figura 11	Filtrado del efluente tratado.....	51
Figura 12	Plano de curtiembre	53
Figura 13	Prototipo a escala real	53

INTRODUCCIÓN

La industria del curtido es reconocida por ser una de las más contaminantes, debido a que sus procesos y operaciones generan residuos líquidos y sólidos con alta carga orgánica y la presencia de agentes químicos tóxicos como el azufre y el cromo Rosales et al. (2018). Perú se sitúa como el quinto mayor exportador de cuero en América Latina, con una concentración notable de industrias de curtido en La Libertad, Lima y Arequipa. Arequipa ocupa el tercer lugar a nivel nacional en este sector, albergando aproximadamente 1149 empresas de curtido. En el distrito de Cerro Colorado, específicamente en el Parque Industrial de Río Seco, operan 157 curtiembres formales que generan efluentes con niveles significativos de contaminación, exacerbando los problemas ambientales de la región.

Perú se posiciona como el quinto mayor exportador de cuero en América Latina, con una notable concentración de industrias de curtido en La Libertad, Lima y Arequipa. La ciudad de Arequipa, ubicada en el tercer lugar a nivel nacional, alberga alrededor de 1149 empresas de curtido. En el distrito de Cerro Colorado, específicamente en el Parque Industrial de Río Seco, existen 157 curtiembres formales que generan efluentes con niveles significativos de contaminación, contribuyendo a la problemática ambiental en la región.

La empresa Industria de Curtido FECA 20558577844 utiliza grandes volúmenes de agua durante los procesos de pelambre y curtido, donde las pieles entran en contacto con azufre y cromo, produciendo efluentes industriales cargados con estos elementos. Estos efluentes, a menudo descargados sin tratamiento previo en cuerpos de agua naturales, presentan altos valores de DBO y DQO, así como de nitrógeno y fósforo, lo que causa impactos ambientales negativos. Esto contribuye a la eutrofización de los sistemas naturales, resultando en la pérdida de biodiversidad y riesgos para la salud pública (Akpor & Muchie, 2011).

Debido a esta problemática, en la actualidad existen múltiples técnicas de tratamiento para la remoción de cromo VI aplicado a los efluentes industriales de curtiembre. Los métodos convencionales empleados para la inmovilización o eliminación del cromo VI incluyen la reducción química mediante compuestos de azufre o hierro, la filtración de membrana Chowdhury et al. (2013), la extracción con solventes, la lixiviación y métodos electrocinéticos (Rao et al., 2001). No obstante, estos métodos muestran ciertas limitaciones, especialmente en términos de elevados costos económicos.

La presente investigación propone diseñar un prototipo a escala piloto de óxido reducción a partir de una celda electroquímica, variando factores clave, como el tipo de electrodos y distancias, para determinar parámetros óptimos y obtener una efectiva remoción de cromo VI en aguas residuales de curtiembre. Además de demostrar su eficacia, se presenta una propuesta de diseño 3D para la remoción de cromo VI a escala real, con el objetivo de mejorar la calidad del agua residual y así contribuir significativamente a la sostenibilidad ambiental en la industria del curtido.

CAPÍTULO I MARCO METODOLÓGICO

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.1. Problemática de la Investigación

En los últimos años, el volumen de producción de cueros se ha incrementado debido al crecimiento poblacional y por la mayor demanda de estos productos. En el Perú, las industrias de curtiduría se establecen principalmente en las regiones de Trujillo, Arequipa y Lima, además el 50% de nuestro cuero proviene de fuentes formales, mientras que del otro 50% se desconoce sobre su procedencia (Huiman, 2022).

La curtiduría implica el tratamiento de pieles animales utilizando compuestos químicos como el cromo y los taninos para producir cuero, que se emplea como materia prima en la industria automotriz, de calzado y textil. Las aguas residuales generadas por esta industria contienen sulfuro de hidrógeno, amoníaco, sales de cromo y sólidos en suspensión, lo que reduce la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), impactando negativamente la calidad de los cuerpos de agua (García et al., 2022).

La industria del curtido es altamente contaminante, produciendo residuos peligrosos con altas concentraciones de compuestos orgánicos tóxicos, residuos fecales y cromo. Estos desechos se generan a lo largo de todo el proceso, desde la recepción y almacenamiento de la materia prima hasta el recurtido. El 80% de los residuos no contienen cromo y están compuestos por pelo, descartes y recortes; el 10% proviene de la sal usada y el otro 10% incluye residuos con cromo, como virutas, recortes, piel no utilizada y polvo de lijado. Estos últimos son los más perjudiciales para el medio ambiente (Cabello et al., 2022).

El cromo presente en los residuos de piel curtida es trivalente y según las condiciones ambientales, tales como medios básicos, puede transformarse en cromo hexavalente. Es ahí donde surge la problemática, ya que este ingresa con mayor facilidad a los seres humanos y animales, mediante la inhalación, la piel o la ingesta de productos contaminados o agua, causando mayor probabilidad de desarrollo de cáncer, daño a los sistemas digestivo y reproductivo y reacciones alérgicas (Huiman, 2022).

La problemática surge de la ineficiencia y el alto coste de los procesos para la reducción de cromo hexavalente a cromo trivalente, ya sea por el uso de los diferentes

métodos biológicos u orgánicos como la utilización de biofloculantes el mismo que es filtrado mediante cáscara de huevo y naranja en conjunto con microorganismos. Y algunos métodos fisicoquímicos, como la utilización del carbón activado y nanopartículas de magnetita recubiertas de quitosano, que alcanzan bajas tasas de remoción en un periodo de tiempo largo y en algunos casos, con gran cantidad de materia prima, incrementando el presupuesto (Calvache, 2022).

Al conocer los procesos de fabricación del cuero se identificaron desechos de gran impacto ambiental, uno de ellos es el cromo que suponen un riesgo para el ambiente y la salud pública. Su depuración poco convencional es de consideración para la presente investigación, debido a que existen diseños de gran extensión como humedales artificiales, los mismos que involucran un aumento presupuestal siendo poco viables para su implementación. La presente investigación proporcionará un diseño a escala laboratorio que es sustentable para la depuración de cromo hexavalente mediante técnicas electroquímicas de óxido-reducción

1.2. Justificación

1.2.1. Justificación ambiental

La creciente producción de cueros refleja no solo un avance en la industria sino también un reto ambiental significativo. Frente a esto, es imperativo explorar métodos de depuración que sean tanto efectivos como sostenibles. La propuesta se centra en alternativas innovadoras para la gestión de residuos, especialmente aquellos que contienen cromo, subrayando la importancia de soluciones que minimicen el impacto ambiental sin detallar procesos específicos o problemas inherentes a los métodos convencionales.

1.2.2. Justificación económica

La eficiencia económica es crucial en la adopción de tecnologías de depuración. Esta investigación propone evaluar alternativas que, al ser comparadas con los métodos tradicionales, prometen ser más coste-efectivas y menos demandantes en términos de recursos y tiempo. El foco está en destacar la viabilidad económica de tecnologías emergentes sin profundizar en las limitaciones presupuestarias de las opciones existentes.

1.2.3. Justificación Social

La salud pública y la calidad de vida de las comunidades se ven directamente afectadas por la calidad de los cuerpos de agua. Al enfocarse en tecnologías que prometen mitigar los impactos negativos de sustancias nocivas como el cromo hexavalente, esta investigación subraya la relevancia de soluciones que beneficien al colectivo, poniendo énfasis en los resultados positivos esperados más que en la descripción detallada de los problemas actuales.

1.2.4. Justificación Tecnológica

La adaptación y adopción de tecnologías avanzadas para la depuración de residuos representan un paso adelante hacia la sostenibilidad. La investigación destaca la potencialidad de los procesos electroquímicos y otras técnicas innovadoras por su eficacia y sostenibilidad, sin centrarse en los desafíos técnicos o las deficiencias de los métodos convencionales.

1.3. Formulación de Objetivos

1.3.1. Objetivo general

Diseñar un prototipo piloto de óxido-reducción de cromo hexavalente en la industria de la curtiduría en la ciudad de Arequipa, 2023.

1.3.2. Objetivos Específicos

- Analizar los parámetros fisicoquímicos de cromo VI, DQO, pH y temperatura.
- Diseñar una celda electroquímica para llevar a cabo el proceso de reducción electroquímica del cromo VI.
- Determinar los parámetros óptimos para la remoción de cromo VI en aguas residuales en la curtiduría.
- Analizar los resultados del proceso electroquímico en comparación con los límites máximos permisibles (LMP) para modelar un diseño 3D a escala real basado en el rendimiento obtenido.

2. HIPÓTESIS

Dado que las actividades de la industria de curtiduría son el principal motor contaminante de cromo hexavalente en cuerpos de agua, suelos y los servicios de alcantarillado, ocasionando problemas a la salud y al ambiente; es probable que mediante un diseño prototipado de un sistema de depuración electroquímica se pueda reducir la concentración de cromo hexavalente e implementarlas en las diferentes industrias dedicadas a la curtiduría en la ciudad de Arequipa.

CAPÍTULO II FUNDAMENTO TEÓRICO

1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

Un estudio realizado por Li. M et al, (2023). Desarrolla un catalizador de Nanoláminas de ZnO expuestas en un plano de alta proporción {100} con centros duales activos para la reducción fotocatalítica simultánea de Cr(VI) y la adsorción de Cr(III) a partir de agua. El ZnO con grandes regiones de superficies de alta energía {001} y {101} se usa a menudo para degradar varios contaminantes debido a su alta actividad. Sin embargo, las facetas de baja energía más fácilmente disponibles tienen aplicaciones relativamente limitadas. Aquí, informamos sobre una nueva estrategia que emplea una alta proporción de {100} nanoláminas de ZnO expuestas al plano para la reducción fotocatalítica de Cr (VI) y la adsorción de Cr (III) simultáneas. El mecanismo de Zn-O coexpuesto en el plano {100} como centros duales activos para promover conjuntamente la reducción de Cr (VI) y la adsorción de Cr (III) se aclaró a nivel atómico. Las nanoláminas de ZnO con una alta relación de exposición del plano {100} logran un Cr total eliminación tasa de más del 90% en 120 min bajo irradiación solar simulada, condiciones neutrales y una diferencia insignificante en la estructura de la banda.

Según las técnicas fotocatalíticas Lin.Z., et al. (2023). Realiza un esquema Z directo con potencial redox ultra alto para una reducción fotocatalítica de Cr(VI) mejorada y degradación de NOR Síntesis fácil de hetero unión UiO-66-NH₂ /PhC₂ Cu. En este estudio se emplearon PhC₂ Cu de tipo p y UiO-66-NH₂ de tipo n para desarrollar un fotocatalizador UiO-66-NH₂ /PhC₂ Cu de esquema Z directo con un potencial redox ultra alto para la fotorreducción de Cr(VI) y Fotodegradación de norfloxacin (NOR). Además, la reflectancia difusa UV-vis, las mediciones fotoelectroquímicas, los espectros de fotoluminiscencia (PL) y la técnica de resonancia de espín de electrones (ESR) revelaron que el compuesto UiO-66NH₂ / PhC₂ Cu aumentó las capacidades de captura de luz para promover la eficiencia fotocatalítica. Sorprendentemente, el % en peso de UiO-66-NH₂ /PhC₂ Cu50 optimizado redujo rápidamente el Cr(VI) (96,2 %, 15 min) y degradó NOR (97,9 %, 60 min) bajo luz LED azul de baja potencia. Además, el fotocatalizador UiO-66NH₂ /PhC₂ Cu también exhibió una capacidad de mineralización favorable (78,4%, 120 min). Beneficiándose de la transferencia de electrones interfacial mejorada y el potencial redox ultra alto de la heterounión del esquema Z, el fotocatalizador UiO-66-NH₂ /PhC₂ Cu mejoró enormemente las eficacias de separación de los portadores fotogenerados. Esta

abundancia resultante de especies activas (p. ej., e^- , h^+ , $O_2^{\bullet-}$ y $\bullet OH$) se generó para fotorreducir Cr(VI) y fotooxidar NOR. Sobre la base de los intermediarios identificados, se propusieron cuatro rutas de degradación de NOR. Finalmente, el mecanismo del esquema Z se confirmó sistemáticamente a través de espectroscopía de fotoelectrones de rayos X (XPS), ESR, pruebas de voltamperometría cíclica (CV) y técnicas de fotodeposición.

Por otro lado, Lin, X., et al. (2023). Investigó una mejora en la eliminación de cromo hexavalente en aguas residuales de galvanoplastia por complejo de hidróxido ferroso/férrico: de escala de laboratorio a estudio a escala piloto. En este estudio, se sintetizó con éxito el complejo de hidróxido ferroso/férrico (FHC) para mejorar en gran medida la eficiencia de transferencia de electrones para la eliminación Cr (VI); mientras tanto, el efecto del tipo de capa intermedia la eliminación de Cr (VI). Los mecanismos fueron bien investigados. Se demostró que la capa intermedia de sulfato de FHC promueve fuertemente la eliminación del Cr (VI), con mejoras de 10.4 % y 29.0 % sobre las logradas por inter láminas de cloruro y carbonato, respectivamente, en estrecha asociación con las cantidades de Fe estructural superficial (II), $-OH$ superficial y adsorbido agua. Se demostró que el valor de pH inicial casi no ejerce ningún efecto sobre la eliminación del Cr (VI) por FHC (SO_4^{2-}) debido al efecto amortiguador de la superficie $-OH$. Estos resultados fueron diferentes de algunos Cr (VI) previamente informados. Además, los resultados de la caracterización y los experimentos a escala de laboratorio indicaron que la mayor parte del Cr (VI) se une rápidamente con el $-OH$ de la superficie debido a la atracción electrostática. El pico a 618 cm^{-1} en los espectros FT-IR cambiaron a 549 cm^{-1} y nuevos picos a $576,79$ y $586,39\text{ eV}$ en los espectros XPS se observaron después de la reacción, lo que se atribuyó a la formación de $CrOOH$ y $FeCr$ por reducción y coprecipitación. Los experimentos a escala piloto revelaron que el costo químico y la producción de lodos durante el proceso FHC disminuyeron un 71,3 % y un 54,1 %, respectivamente, en comparación con los en el proceso $NaHSO_3$. Estos hallazgos brindan una nueva perspectiva para utilizar diferentes capas intermedias para mejorar la reactividad de los FHC, en remediación de aguas residuales de galvanoplastia que contienen Cr (VI).

Según la investigación de Araújo et al. (2019) plantea la preparación y aplicación de hierro cero Valente inmovilizado en carbón activado para la eliminación de cromo hexavalente de efluentes sintéticos. Sostiene en su estudio el uso de nanopartículas de hierro de valencia cero (nZVI) se reporta como una técnica alternativa con alto potencial para la remediación in situ y ex situ de matrices contaminadas con este metal, debido

principalmente a su gran área superficial activa y gran capacidad de adsorción para consolidarse en un método de tratamiento simple y eficaz. En este estudio, las partículas de ZVI se sintetizaron por el método de reducción química utilizando sulfato ferroso hidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y borohidruro de sodio (NaBH_4) con posterior agregación a carbón activado en polvo (PAC), formando el adsorbente PAC-ZVI, que se caracterizó por las técnicas de XRD y SEM, lo que reveló la integración del catalizador a la matriz de carbón activado. Finalmente, los estudios cinéticos desarrollados revelaron que la cinética de adsorción se adapta mejor a un modelo de pseudo segundo orden, las isothermas estaban mejor representadas por el modelo de Freundlich y los resultados termodinámicos mostraron que la reacción de adsorción ocurrió a través de un proceso espontáneo con interacción endotérmica entre Cr(VI) y PAC-ZVI con aumento en la aleatoriedad del sistema.

En cambio, Wei et al. (2023) propone un compuesto novedoso de hierro cerovalente disperso en biocarbón que encapsula sulfuro de manganeso con alta capacidad de eliminación de Cr(VI) en agua y su mecanismo. En este trabajo, el nZVI se ancló primero en el biocarbón de bagazo y luego se vulcanizó con MnS (MnS-nZVI@BC) para lograr una baja agregación y una preeminencia eliminación capacidad. El nZVI escamoso creció uniformemente in situ en la superficie del biocarbón para construir cárcavas similares a flores, cuya superficie estaba cubierta con alguna capa amorfa de MnS. La reacción química monocapa dominó el Cr(VI) eliminación proceso, y una temperatura más alta benefició la reacción redox para mejorar la prominente eliminación capacidad a 405,10 mg/g a 318,15 K, y se promovió ligeramente con los iones coexistentes. Se debe tener en cuenta la cuadruplicidad de redox, atracción electrostática, adsorción y codeposición. en el mecanismo, en que MnS no solo podría mejorar la reducibilidad del contribuyente dominante nZVI, sino también participar directamente en la reacción redox; y el Fe(II) también jugaron un papel importante en el proceso; después de lo cual, Fe(III) y Cr(III) forman hidróxido de Cr(III)/Fe(III) depositado sobre la superficie del material. En general, los hallazgos exhibieron el gran potencial de MnS-nZVI@BC en tratamiento de aguas residuales al mismo tiempo que proporciona una base alternativa para revelar mecanismos que involucran aspectos versátiles.

Evidenciando las diferentes técnicas de depuración del cromo Gu. J., et al. (2023). Propone una Construcción de un fotocatalizador de esquema Z dual $\text{UNiMOF/BiVO}_4/\text{SC3 N 4}$ para la degradación fotocatalítica de tetraciclina en luz visible y la reducción de Cr(VI) . En este estudio, se construyó con éxito (NBSCN) con una estructura 2D/3D/2D.

Bajo la irradiación de luz visible, NBSCN supera a los compuestos simples y binarios en fotodegradación fotocatalítica de tetraciclina y fotorreducción de Cr(VI) debido al efecto sinérgico de la adsorción y la fotocatalisis. La máxima eficiencia fotocatalítica de tetraciclina (90,1 %) y Cr(VI) (93,6 %) en 120 min se logró mediante NBSCN-20 %. La actividad fotocatalítica excepcional de NBSCN-20 % se puede atribuir a la gran área de superficie específica, el aumento de los sitios activos, los rangos de absorción de luz visible mejorados y la construcción de heterouniones. La heterounión de esquema Z dual fabricada en la interfaz de NBSCN reduce la tasa de recombinación de los portadores fotogenerados y amplía el rango de absorción de luz. NBSCN-20 % muestra una excelente estabilidad en el proceso de experimentos cíclicos. Sobre la base de los resultados, se propone la viabilidad del mecanismo de esquema Z dual. Este trabajo demuestra que el fotocatalizador NBSCN20 % tiene perspectivas de aplicación prometedoras eliminando iones de metales pesados y contaminantes orgánicos de ambientes acuosos.

Otras formas de tratamiento como la que propone Irikura et al. (2018). Donde propone el uso de pastillas comerciales de lana de acero para el tratamiento de aguas residuales con cromo hexavalente procedente de procesos de electrocoloración de aceros inoxidables. Este estudio describe en detalle el tratamiento con almohadillas comerciales de lana de acero de una solución residual de Cr (VI) proveniente de procesos electroquímicos de coloración del acero inoxidable. El tratamiento exitoso se logró cuando se utilizó una cantidad de lana de acero equivalente al 20% en exceso con respecto a la cantidad estequiométrica teórica, seguido de precipitación química con hidróxido de sodio hasta pH 10-11 y separación por filtración a presión reducida. El tratamiento arrojó una solución final con concentraciones de iones Cr (III) y Cr (VI) de solo $0.29 \pm 0.02 \text{ mg L}^{-1}$ y $< 0.01 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Estos valores de concentración son significativamente inferiores a los límites máximos establecidos por CONAMA para aguas residuales industriales, lo que atestigua la eficiencia del tratamiento.

Según Campo y Salamarca (2019), existe una alternativa sostenible para la reducción del cromo en las aguas residuales de las curtiembres. En su investigación, se compararon tres métodos: un tratamiento fisicoquímico que incluye la precipitación con MgO y una posterior redisolución ácida, un tratamiento biotecnológico utilizando levaduras nativas junto con Producción Más Limpia (CP), y una opción sin tratamiento. Los resultados, evaluados según criterios sociales, económicos, ambientales y técnicos, revelaron que el tratamiento biotecnológico era la opción más sostenible. El tratamiento fisicoquímico fue

menos aceptado, mientras que la opción sin tratamiento resultó inviable debido a sus efectos adversos sobre el entorno natural y social, aunque era favorable desde un punto de vista económico.

Tovar, Ortiz, y Amaya (2021) sugieren la electrocoagulación como una solución viable para eliminar el cromo (VI) de las aguas residuales. El estudio se llevó a cabo en una celda de electrocoagulación de 3 litros por lotes, empleando 10 placas de aluminio y 6 de acero inoxidable como electrodos, ubicados a 1,5 cm de distancia entre sí en una configuración monopolar, conectados en paralelo a una fuente de energía. Se trató una solución con una concentración de Cr (VI) de 50 mg/L, evaluando dos tiempos de residencia (20 y 30 minutos), voltajes (20 y 30 V) y diferentes números de electrodos (6 y 10). Los porcentajes de remoción obtenidos oscilaron entre el 60,15% y el 92,9%. Se determinó que el aumento del tiempo de residencia tiene un impacto positivo significativo en el proceso. Se concluyó que la electrocoagulación es más eficiente cuando se aplican voltajes más bajos y se prolongan los tiempos de residencia. Además, el aumento tanto del número de electrodos como del tiempo de contacto mejora la eficacia del proceso, logrando una mayor eliminación. La electrocoagulación para la reducción de cromo (VI) demuestra un gran potencial para la eliminación económica de metales pesados del agua.

Según Huertas et al. (2022), otros estudios sobre electrocoagulación examinan las condiciones técnicas necesarias para una eliminación eficaz de cromo y DQO en las aguas residuales industriales de curtiembre. El análisis de datos se realizó utilizando los softwares Megastat y Minitab 19, basándose en 14 estudios seleccionados. Además, se aplicó la prueba de correlación de Spearman para demostrar la relación entre los porcentajes de remoción de cromo y DQO, encontrando una correlación baja ($r=0.2$). Las regresiones lineales y las pruebas estadísticas descriptivas revelaron que variables como el pH inicial, el amperaje, la densidad de corriente, el material del electrodo, el tipo de reactor y el uso de un agitador magnético afectan la eficiencia en la eliminación de estos contaminantes.

En conclusión, la electrocoagulación pura fue la tecnología más utilizada por los investigadores. En cuanto a los tratamientos biológicos, Mora Collazos, A., et al. (2017) destacan el aislamiento de microorganismos electrogénicos con el potencial de reducir el cromo hexavalente. Este estudio subraya la capacidad de los microorganismos aislados para generar energía y reducir el Cr (VI). Se identificaron cinco microorganismos mediante el análisis del gen 16S rRNA, pertenecientes a cuatro géneros bacterianos: *Exiguobacterium*

(CrMFC1), *Acinetobacter* (CrMFC2), *Aeromonas* (CrMFC3 y CrMFC5) y *Serratia* (CrMFC4). Todos los aislados demostraron actividad electrogénica y capacidad para reducir el cromo hexavalente. La cepa CrMFC1 de *Acinetobacter* mostró el mejor desempeño electroquímico con una densidad de potencia máxima de 18.61 mW/m²; las demás cepas presentaron densidades de potencia máximas entre 4.6 mW/m² y 7.1 mW/m². Las cepas *Aeromonas* CrMFC5 y *Exiguobacterium* CrMFC1 mostraron las mejores tasas de reducción de cromo, logrando reducir el 100% del Cr (VI) en menos de 24 horas. La cepa *Aeromonas* CrMFC5 fue la más eficiente, reduciendo el 100% del Cr (VI) en 10 horas, mientras que las otras cepas lograron una reducción completa en 28 a 30 horas. Aunque los microorganismos aislados en este estudio son poco conocidos por su capacidad electrogénica y para reducir el Cr (VI), se presentan como prometedores para su uso en sistemas combinados que integran la producción de energía con la biorremediación de aguas contaminadas con cromo.

Ordóñez y Benítez (2019) en su estudio presentan un enfoque biótico-abiótico para la eliminación de cromo trivalente en aguas residuales de curtiduría, utilizando *Yarrowia lipolytica* y *Candida fluvialitis*. Evaluaron la capacidad de estos microorganismos, aislados de aguas residuales de curtiduría, para remover cromo trivalente. Los microorganismos acidófilos resistentes al cromo se aislaron en medios de cultivo preparados con sales utilizadas en el proceso de curtido. Se seleccionaron dos levaduras nativas, *Yarrowia lipolytica* y *Candida fluvialitis*, por su mayor abundancia y se utilizaron en biotratamientos en lotes en matraces Erlenmeyer llenos con arena de 2,5 a 6 mm de espesor, que contenían agua de curtido con una concentración de 1021 mg Cr (III)/L. Se incluyeron controles químicos, físicos y biológicos. Tras 21 días de incubación, se eliminó el 97,5 % del cromo en los biotratamientos y se observó un aumento del pH. Este estudio demostró la importancia de la interacción entre factores bióticos y abióticos para mejorar la eliminación del cromo en aguas ácidas de curtiembres. Los resultados son innovadores para el tratamiento de efluentes de curtido, ya que reducen la concentración de cromo trivalente mediante un método biológico que también incrementa el pH, alcanzando niveles aceptables y aprovechando la biodiversidad de los efluentes, lo que permite su futura aplicación a mayor escala.

Dávalos et al. (2019) destacan el potencial de *Zantedeschia aethiopica* L. para la rehabilitación de suelos contaminados con cromo hexavalente en las zonas altoandinas de

Ecuador. El estudio evalúa la toxicidad del cromo VI (Cr+6) en esta planta y sus limitaciones como bioindicadora, analizando la germinación relativa de semillas (GRS), la elongación radicular relativa (ERR) y el índice de germinación. Se utilizaron concentraciones de 0, 50, 100, 200 y 300 mg/kg de Cr+6 durante 168 horas, observando los efectos durante 20 semanas en la etapa de germinación de las plantas en suelo contaminado, bajo condiciones semicontroladas de temperatura, humedad y capacidad de campo. Se determinó el Factor de Bioconcentración (FBC) usando índices de traslocación (IT) para medir las concentraciones de metal en la parte aérea de la planta (tallo, hojas y flores) y en el suelo. Los resultados mostraron toxicidad similar de Cr+6 a concentraciones de 100, 200 y 300 mg/kg durante la germinación y efectos fisiológicos no específicos en el crecimiento a 200 y 300 mg/kg, como ausencia de floración, enanismo y marchitamiento. El límite CL50 encontrado fue de 118.96 mg/kg de Cr+6, indicando que la planta es una especie bioacumuladora y bioindicadora de este metal.

Finalmente, la investigación de Delgado-Sarmiento et al. (2020) resalta la necesidad de estudiar la biorremediación del cromo VI utilizando *Rhodopseudomonas palustris* en efluentes industriales de curtiembres. En su estudio, se investigó la eliminación de cromo VI mediante la aplicación de la bacteria *Rhodopseudomonas palustris* en aguas contaminadas. Se llevaron a cabo tratamientos con cromo VI (a concentraciones de 5 mg/L y 3 mg/L) en soluciones bacterianas (400 ml y 300 ml) durante 19 y 23 días en biorreactores. Se evaluó la capacidad de las bacterias para eliminar el cromo VI, y los resultados mostraron que la concentración de cromo VI se redujo por debajo de los límites máximos permisibles de 0,5 mg/L. Esta investigación demostró que los inóculos de bacterias tolerantes pueden ser utilizados eficientemente para la eliminación de cromo en concentraciones típicas de efluentes industriales y mineros.

2. MARCO TEÓRICO

La contaminación de las fuentes hídricas por parte de los metales pesados se da debido a la toxicidad que presentan los metales pesados en los cuerpos de agua, procedentes de actividades antropogénicas. Los recursos hídricos, están siendo agotados y presentan altas concentraciones de elementos tóxicos, como metales pesados y metaloides (Valles et al 2017).

Guerrero et al. (2020) destacan que la industria del curtido ha alterado la composición del agua, reduciendo su calidad, lo que hace necesario un tratamiento previo antes de reutilizarla para consumo humano y otras actividades. Para eliminar los contaminantes pesados, se aplican diversos métodos, subrayando así la importancia ambiental e industrial de la eliminación del cromo de medios acuosos. Esto pone de manifiesto la contaminación del agua como uno de los problemas más importantes a nivel mundial.

2.1. Efluentes

Los efluentes contienen una cantidad significativa de metales pesados (Al, Mn, Zn, Cu, Pb, Hg, Cd, Ni, Cr) disueltos, formados por la oxidación natural y acelerada por la mayor exposición de la roca o la demanda de oxígeno en el agua (Colque-Leey et al., 2022). Los efluentes de las curtidurías son extremadamente peligrosos, y se recolectan a lo largo del tiempo para evaluar sus características físicas, químicas y biológicas, así como su toxicidad debido a los metales pesados. Según Iannacone , y Alvariño (2009), la toxicidad, en diferentes concentraciones, puede afectar la morfología celular, el crecimiento y las actividades biológicas, como el movimiento de compuestos de metales comunes y biomoléculas, inhibición de la función enzimática y la destrucción de la estructura del ácido nucleico. Aunque la concentración varía, estos metales pueden acumularse en los tejidos de animales acuáticos, causando efectos adversos a largo plazo (Bayala, & D'Angelo, 2022).

Además, los efluentes se clasifican en varios tipos: sólidas, líquidas, gaseosas y humo, olor, ruido, incluidos como la radiación electromagnética, radiación ionización, etc. Asimismo, se caracterizan por un alto recuento de bacterias, encontrándose bacterias tolerantes a contaminantes y algunos patógenos como son las Bacteroidetes, Firmicutes y Proteobacteria que se encuentran en mayor proporción en los efluentes (Fernandez et al., 2022).

2.1.1. Tipos de efluentes líquidos

Hoy en día, existe una gran variedad de efluentes que es generado por las industrias, que se canalizan a través de instituciones comerciales y públicas. Los efluentes de estas industrias son básicamente aguas o solventes liberando concentraciones de metales según el proceso que se realice Bayala, & D'Angelo (2022). Los efluentes contienen diversos componentes según las actividades que los generan, pero es esencial determinar los

siguientes parámetros: sustancias orgánicas, sustancias inorgánicas, sólidos en suspensión, bacterias, pH, temperatura, oxígeno disuelto, DBO y DQO. Los distintos tipos de efluentes líquidos requieren análisis específicos para identificar y cuantificar estos parámetros.

Los diferentes tipos de efluentes líquidos que pueden resultar de diferentes actividades como en las Aguas residuales sanitarias que son el resultado del proceso de tratamiento o limpieza, el cual, tiene características relacionadas con las aguas residuales domésticas. En cambio, las Aguas residuales agrícolas y ganaderas se da como producto del riego y otras actividades como la limpieza de establos; dado que, aportan al agua grandes cantidades de heces y orina, materia orgánica, nutrientes y microorganismos, siendo uno de sus principales inconvenientes la contaminación por nitratos. Asimismo, las Aguas de lluvia son las que se producen arrastrando los escombros que encuentra el agua de lluvia a su paso, el cual, son abastecidos por redes de aguas pluviales y, por último, las Aguas residuales industriales son efluentes líquidos que se vierten fuera de la industria, al sistema de alcantarillado o los cuerpos de agua superficiales, procedentes de las actividades y procesos de producción, así como de las instalaciones de limpieza y de las instalaciones de producción.

2.1.2. Efluentes líquidos industriales

Las características de los efluentes líquidos varían y dependen de cada industria. Siendo que las industrias deben contar con la tecnología y tratamiento necesario y más recomendado para mitigar la contaminación producida por los efluentes que se encuentran almacenados en los cuerpos de agua.

2.2. Industria de curtiduría

Las curtiembres es el lugar donde se realiza el proceso de transformación de las pieles de los animales para la elaboración de cuero que presenta características de flexibilidad, resistencia, etc.; el cual, se aplica tratamientos a la piel para evitar y/o disminuir el proceso de putrefacción, además, del desprendimiento de malos olores. Siendo que para el proceso del curtido se utilice en los métodos fundamentales; como las sales de cromo y los agentes vegetales (Rey de Castro Rosas, 2013). Los efluentes derivados del curtido de cuero contienen diversos contaminantes dependiendo del proceso realizado en la industria. Las etapas de ribera y curtido son las que presentan una mayor carga de contaminantes,

incluyendo materia orgánica, grasas y aceites, cloruros, cromo y sulfuros, entre otras sustancias (Castillo y Agudelo, 2020).

2.2.1. Curtido

El cuero curtido al cromo es un proceso fisicoquímico que se utiliza la piel de un animal como estabilizador para evitar su degradación o putrefacción dándole las condiciones necesarias como es la resistencia a la humedad, temperatura, radiación entre otros. Este fenómeno ocurre debido a la unión química entre las proteínas de colágeno y las moléculas de cromo, así como a los enlaces de coordinación formados entre los átomos de cromo y los grupos carboxilo del colágeno en la piel (Covington, 1997).

Para que posteriormente sea transformada en cuero; por tanto, el material no interesante para el bronceado como es la cutícula, tejido subcutáneo, etc; se elimina en una fase de preparación denominada (Ribera & Amurrio, 2017).

2.2.2. Proceso de curtido de pieles

El proceso de curtido propuesto se distingue por no utilizar baño, reutilizando el agua del piquelado y aumentando significativamente la temperatura al final del proceso. Este método de alto agotamiento de cromo es más efectivo a la mitad del tiempo en comparación con el proceso convencional. Además, una evaluación financiera determinó que este proceso propuesto es más económico (Vargas & Amurrio, 2017). Las etapas del proceso de curtido de pieles, junto con los subprocesos de preparación ácida de la piel o piquelado, curtido y basificado, son las siguientes:

- a. Recepción de la materia prima.** La obtención de las pieles crudas se somete a un proceso de inspección visual para garantizar que se encuentren en buenas condiciones y que cumpla con los requisitos de calidad para evitar fallas durante el proceso.
- b. Pre-tratamiento.** Se realiza la clasificación de pieles por su tamaño y especies, así como se toma el peso de cada uno, después se recorta las partes como es el cuello, la cola y sus extremidades con el fin de facilitar el lavado de estos para eliminar los residuos de sangres, excretas y otra materia contaminante además que esto permite su rehidratación utilizando el hidróxido de sodio, hipoclorito

de sodio, detergentes y aguas. De esta forma se prepara la piel para el proceso de curtido.

- c. Curado y desinfectado.** En este proceso las pieles crudas se curan con la utilización de los compuestos y el proceso de salado o secado. Además, consiste en color las pieles con dicloruro de mercurio o ácido fénico en cubas grandes actuando desinfectantes.
- d. Pelambre.** Las pieles escurridas se eliminan de la epidermis y pelaje, en soluciones de sulfuro de sodio y cal, siendo agitados constantemente. Al interior del cuero se produce el desdoblamiento de las fibras a fibrillas que preparan el cuero para el siguiente proceso de curtición.
- e. Desencalado.** Se lava la piel para remover la cal y el sulfuro, empleando volúmenes de agua utilizando sustancias químicas como los ácidos orgánicos tamponados.
- f. Descarnado.** Se elimina el tejido subcutáneo y adiposo que se encuentra adherido a la piel, para lograr la penetración correcta de las sustancias químicas que se utilizarán en posteriores procesos de curtido. Siendo preparada para el proceso de desengrasado.
- g. Desengrasado.** Tras el reposo de la piel para lograr homogeneidad, tersura y mayor elasticidad en la superficie de la piel se realiza una limpieza en los poros de la piel y la eliminación de proteínas no estructuradas utilizando el cloruro de amonio.
- h. Piquelado.** Para la preparación química de la piel, se utiliza el ácido fórmico y ácido sulfúrico teniendo en cuenta el valor óptimo de pH 2.5 y evitar el hinchamiento de la piel se coloca sal neutra.
- i. Curtido al cromo.** La industria de la curtiembre generalmente utiliza este proceso, pero a su vez es el más contaminante debido a la toxicidad del Cromo. Mediante este proceso se estabiliza el colágeno de la piel, para que posteriormente sea transformado la piel en cuero con la utilización de agentes curtientes minerales. El curtido terminará cuando el cromo sea absorbido por el colágeno y logre estabilizarse.

2.3. Química del Cromo en el proceso de curtido

Dentro de la química del cromo para el proceso de curtido es necesario que ocurra la reacción entre los grupos carbonilos del colágeno y las moléculas de cromo, es necesario preparar la piel añadiendo ácidos, lo que ioniza los aminoácidos ácidos y terminales del colágeno. Esto confiere una carga negativa a los grupos carbonilos, permitiendo su reacción con las moléculas de cromo. Para evitar la hidrólisis del colágeno causada por la adición brusca de ácidos, primero se agrega sal común (NaCl), en un proceso conocido como piquelado. Tras el piquelado, se introduce la sal de cromo, que se fija mediante un proceso llamado basificado, donde se aumenta el pH del baño con un agente basificante como MgO. Esto provoca la hidrólisis de la sal de cromo y la formación de complejos de cromo que se fijan al colágeno en las capas internas de la piel, estabilizando el cuero (Vargas & Amurrio, 2017).

2.4. Virutas de Cuero

La industria del curtido de cuero genera una variedad de residuos sólidos, líquidos y gaseosos. Entre los principales residuos sólidos están las virutas de cuero, que consisten en recortes de piel, pieles rechazadas, epidermis y pelaje (Aranda & Orellano, 2016). Aproximadamente el 80% de estos residuos sólidos no contienen cromo (Méndez, Vidal, Lorber, & Márquez, 2007). Las virutas representan alrededor del 26% del total de residuos sólidos, con una concentración de cromo del 4%. Además, los efluentes líquidos de esta industria contienen altas cargas orgánicas y sustancias tóxicas, como sales de cromo, sulfuros y sal, especialmente en las etapas de curtido y pelambre (Hoof, 2003).

2.5. Remoción de metales pesados

Los cuerpos de agua se contaminan principalmente debido a la emisión de efluentes cargados de metales pesados, que son persistentes y no biodegradables (Duany-Timosthe et al., 2022). Los metales pesados, definidos como elementos químicos con alta densidad (superior a 4 g/cm³), masa y peso atómico mayores a 20, son tóxicos incluso en bajas concentraciones. Elementos como Al, Be, Cu, Fe, Mn, Cd, Hg, Pb y Cr se consideran algunos de los contaminantes más peligrosos para el medio ambiente debido a sus efectos nocivos (Franco, L. F. L., et al., 2016). Estos metales presentan problemas graves debido a su persistencia, capacidad de bioacumulación y toxicidad a altas concentraciones, afectando las propiedades físicas, químicas y biológicas del aire, suelo y agua (Guerrero et al., 2020).

2.5.1. Cromo

El cromo (Cr) es un metal de transición y elemento químico utilizado en diversas actividades industriales. Sus formas más estables y abundantes son la trivalente, Cr+3, que es el estado de oxidación más estable, y la hexavalente, Cr+6, un fuerte agente oxidante (Camacho, 2017). Según Tellez et al. (2004), sus principales propiedades físicas son (Camacho Borja, G. R., 2017).

Según Tellez M et al, (2004) sus principales propiedades físicas son:

- Peso atómico: 52 g/mol
- Densidad: 7.19 g/cm³
- Punto de fusión: 1.857°C
- Punto de ebullición: 2.672°C

El cromo hexavalente (Cr+6) es altamente tóxico debido a dos características principales: las membranas celulares son permeables al Cr+6 pero no al Cr+3, y el Cr+6 se reduce a Cr+3 dentro de las células en las mitocondrias y el núcleo. Esta reducción intracelular y la capacidad de formar complejos de coordinación con otras moléculas intracelulares son mecanismos clave en la toxicidad crónica del cromo hexavalente (Tellez et al., 2004). En la industria del curtido del cuero, el cromo es esencial ya que participa en la etapa de curtido, transformando la piel animal en cuero y otorgándole propiedades favorables para su uso en diversos materiales (Álvarez & Vilca, 2021).

2.6. Efectos ambientales

El uso de cromo en la industria de curtiduría, específicamente el Cr+3, forma un complejo con el colágeno con una concentración de 4% a 5% de cromo y una humedad del 55% al 66%. Este uso puede tener efectos negativos sobre la salud y el medio ambiente cuando se desecha, degradando la calidad de vida. Además, los compuestos de Cr+6 son oxidantes fuertes y altamente solubles, capaces de atravesar fácilmente las membranas biológicas. Por otro lado, los compuestos de Cr+3 tienden a formar precipitados relativamente inertes en pH cercanos a la neutralidad (Núñez, 2007).

Debido a la toxicidad del Cr+6, las industrias recomiendan mejorar las técnicas para su uso, ya que puede causar graves daños a la salud. Sin embargo, niveles elevados de Cr+6 pueden superar la capacidad reductora del medio ambiente y persistir como un contaminante. Diversos compuestos de cromo son contaminantes ambientales presentes en agua, suelos y efluentes industriales, dado que este metal se utiliza ampliamente en varias actividades manufactureras, como el cromado electrolítico, la fabricación de explosivos, el curtido de pieles, la aleación de metales y la producción de colorantes y pigmentos, entre otros (Camacho, 2017). Por esta razón, es crucial realizar un tratamiento y/o aprovechamiento de estos compuestos debido a su composición, como menciona Aranda y Orellano (2016).

2.7. Tratamiento de Efluentes

El tratamiento de efluentes comprende un conjunto de procesos y operaciones unitarias que se encargan de depurar agentes o cuerpos extraños provenientes de fuentes antrópicas. Se centra en la eliminación de sustancias disueltas, cuerpos flotantes, compuestos orgánicos e inorgánicos que alteran la calidad del agua. Para la remoción del cromo proveniente de la curtiduría se incluye la degradación biológica, adsorción, precipitación química, resinas de intercambio iónico y técnicas electroquímicas. La mayoría de estos procesos son inviables por su alto costo de inversión y mantenimiento, requerimiento de personal calificado y en algunos casos, la generación de desechos tóxicos (Osorio & Juárez 2019).

2.7.1. Tratamiento Electroquímico

Los procesos electroquímicos implican reacciones de óxido reducción en distintas fases dentro de una celda electroquímica, su funcionamiento puede ser influenciado o no por un suministro de energía externa. En algunos casos, las reacciones se dan de manera espontánea, en el que se transforma la energía química en energía eléctrica. Aunque también se dan las reacciones inversas o también denominadas electrólisis, utilizando la energía eléctrica para producir reacciones químicas (Chang., et al 2017).

Este tipo de procesos son empleados para el tratamiento de aguas residuales, especialmente aquellas que poseen metales pesados, compuestos orgánicos, desalinización de agua de mar y residuos de la industria textil y curtiduría. En el estudio de Ticona (2021), se mencionan los procesos de electrólisis para el tratamiento de aguas residuales.

- a. Electrodeposición.** Se usan electrolitos metálicos. Se basa en la atracción de iones metálicos por el cátodo, se depositan y llegan a formar redes cristalinas por la oxidación del metal



El ion metálico (Mn^{+}) gana electrones (ne^{-}) por parte del cátodo y se forma metal sólido ($M0$), compuesto que es fácilmente extraíble del agua residual

- b. Electrocoagulación.** Se emplean Aluminio y Hierro como electrodos, por lo que se presenta una reacción de oxidación en el ánodo, formando iones de hierro o aluminio según corresponda, estos facilitan la formación de flóculos que contienen metales pesados, coloides, compuestos orgánicos y colorantes.
- c. Electroflotación.** En los electrodos se genera oxígeno e hidrógeno procedentes de la descomposición del agua, estos gases ascienden con materia orgánica y otras sustancias poco complejas, esto permite su flotación y la extracción de los contaminantes para aplicarles otro proceso.
- d. Electrooxidación.** Proceso que se da en el ánodo con la oxidación de compuestos orgánicos presentes en el agua residual, esto los convierte en compuestos más simples y fáciles de degradar. La oxidación puede ser directa, mediante la generación de oxígeno en el ánodo. Mientras que la oxidación indirecta comprende la generación de oxígeno lejos del ánodo mediante peróxido de hidrógeno, ozono o cloro.
- e. Electrodesinfección.** Los cloruros presentes en el agua se oxidan y liberan cloro en forma gaseosa, esto permite la desinfección del medio acuoso, atacando principalmente a microorganismos o patógenos.

2.7.2. Electroquímica

Dentro de la química, la electroquímica es una de sus ramas y se dedica a estudiar las reacciones químicas que producen electricidad y los fenómenos eléctricos asociados con las transformaciones químicas en la interfaz de un conductor eléctrico, como el ánodo y el cátodo, y un conductor iónico conocido como electrolito. Los cambios inducidos por la corriente eléctrica directa a bajo voltaje en un medio o sustrato se llaman electrólisis, o

pueden generar electricidad mediante reacciones químicas en una celda (Maldonado & Molina, 2011). La electrólisis ocurre cuando se aplica un diferencial de potencial externo, y por otra parte, las reacciones químicas también pueden generar una corriente eléctrica (Cazco & Jarrín, 2011).

2.7.2.1. Componentes del proceso electroquímico

a) Celda electroquímica

Una celda electroquímica hace uso de un dispositivo que comprende la celda electroquímica y a su vez puede generar electricidad mediante una reacción redox o de producir reacciones que no sea espontáneas por medio de la inducción de energía eléctrica (Cazco & Jarrín, 2011). Para ello, se necesita una carga y un dispositivo de lectura que permita obtener información sobre la concentración de un analito en la muestra (MerinoJiménez et al., 2020). Una celda electroquímica consta de un conjunto de electrodos y una solución electrolítica. Un electrodo es un conductor electrónico por el cual la carga es transportada mediante el movimiento de electrones. Los electrodos pueden estar hechos de metales inertes, metales líquidos, carbono o semiconductores (Bonetto, 2013).

b) Celda electrolítica

Las celdas electrolíticas necesitan energía eléctrica o una fuente de energía externa para producir una reacción química, permitiendo realizar análisis de la oxido-reducción para un análisis electroquímico en soluciones de electrolitos con electrodos semiconductores o metálicos. Dada, por una reducción no espontánea siendo un proceso conocido como electrólisis. La celda electrolítica se producirá una oxidación en el ánodo y una reducción en el cátodo, siendo estos positivos y negativo respectivamente las celdas electrolíticas necesitan de un potencial. En una celda electrolítica, se busca minimizar el sobrepotencial y gestionar de manera eficiente los recursos para reducir los costos energéticos y prolongar la vida útil del instrumento. Esto está relacionado con la electrodinámica, la hidrodinámica y las variables del proceso, como la corriente (I), el voltaje (V) y la temperatura (Caicedo & Flores, 2021).

c) Electrodos

Un electrodo es un material capaz de transportar o conducir una corriente eléctrica que se genera o utiliza en una reacción química. En una celda electrolítica o galvánica, los

electrodos cumplen la función de transportar el flujo de electrones. El uso de electrodos inertes, que tienen una mayor resistencia química que otros tipos de electrodos, facilita los procesos de oxidación y reducción. Además, la utilización de radiación UV intensifica estos procesos al promover la formación de ozono y radicales OH^* en el agua, especialmente cuando el pH es alcalino (Suárez & Valencia, 2022).

Desde una perspectiva electroquímica, los electrodos se pueden clasificar en catalíticos y no catalíticos. Los electrodos no catalíticos funcionan como fuente de electrones (cátodos) o como sumidero de electrones (ánodos). En el caso de los electrodos catalíticos, su superficie actúa como un catalizador, y el mecanismo de la reacción depende de las interacciones específicas entre las especies presentes en la disolución y la superficie del electrodo (Alvarez & Vilca, 2021).

d) Electrolito

Los conductores electrolíticos están formados por soluciones cuyo soluto suele ser una sal, ácido o base, donde los iones positivos y negativos contribuyen aditivamente a la conductividad (Pérez Zúñiga, 2016). El cloruro de sodio (NaCl) ha demostrado que los iones cloruro pueden contrarrestar los efectos negativos de aniones como HCO_3 y SO_4 . En este contexto, la presencia de iones bicarbonato y sulfato en el agua a tratar puede provocar la precipitación de iones Ca^{2+} y Mg^{2+} , formando una capa aislante en la superficie de los electrodos, lo que podría aumentar el potencial de la celda (Martínez Navarro, F., 2007).

2.7.2.2. Parámetros fisicoquímicos que influyen en el proceso electroquímico

Los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos requieren analizar relaciones de remoción e interferencias entre el pH, la conductividad eléctrica, humedad, temperatura y el tiempo, además de la distancia entre los electrodos, siendo que los parámetros fisicoquímicos como:

a) *pH (Potencial del Hidrógeno)*

Este parámetro se utiliza para medir las concentraciones de iones hidronios que se encuentran en el agua. Este proceso de electroremediación permite medir la alcalinidad o acidez de una solución, promoviendo reacciones entre los metales y otras sustancias presentes en el suelo, y regulando la movilidad de los contaminantes (Pérez Zúñiga, M. E., 2016). La hidrólisis del agua genera iones hidrógeno (H^+) en el ánodo y iones hidroxilo

(OH-) en el cátodo, creando un pH ácido cerca del ánodo y alcalino cerca del cátodo. Los metales pesados se solubilizan en la zona ácida y son transportados hacia el cátodo (De La Rosa-Perez et al., 2007).

b) Conductividad eléctrica

El aumento de la conductividad eléctrica incrementa la densidad de corriente, indicando la capacidad de un medio para permitir el paso de corriente eléctrica (De La Rosa-Perez et al., 2007). La conductividad está relacionada con la presencia de sales en solución, que se disocian en iones positivos y negativos, transportando energía eléctrica en un campo eléctrico. Altos valores de conductividad disminuyen la resistencia eléctrica del sistema, facilitando la electrólisis en los electrodos. Este parámetro depende del sustrato y de la variación del pH durante el proceso. La conductividad del suelo aumenta con el tiempo debido a la penetración de frentes ácido y alcalino y a la solubilización de especies iónicas por cambios en el pH o aumento de la temperatura (Pérez Zúñiga, 2016).

c) Humedad o Contenido de agua en el Suelo

La humedad es un factor indispensable dentro del proceso electrocinético, debido a que promueve el movimiento de la carga contaminante hacia uno de los electrodos. Por lo que, el contenido bajo de humedad podría generar sequedad del suelo debido al incremento de la temperatura o a la generación de reacciones químicas exotérmicas (Pérez Zúñiga, M. E., 2016).

d) Temperatura

La velocidad de las reacciones electroquímicas incrementa cuando la temperatura de disolución aumenta. Dentro del proceso electroquímico corresponde a una parcial conversión de la energía eléctrica en calor (Pérez, 2016).

e) Tiempo

El tiempo de residencia determina que a un valor elevando la cantidad de sólidos formados favorece a los procesos de electrodos como la floculación y precipitación de los sólidos. Esto se dará, en los distintos experimentos realizados para los tratamientos electroquímicos con una gran variedad de tiempos (Pérez, 2016).

f) Distancia entre electrodos

Las distancias que se dio desde centímetros hasta 10 metros, la distancia entre electrodos está en función del tiempo que dura el tratamiento electroquímico, dado que el gradiente de potencial eléctrico será mayor conforme la distancia entre electrodos aumente, también señala que a menor distancia entre placas existe menor resistencia que facilita el proceso electroquímico (Pérez, 2016).

g) Recubrimientos de metales

Los recubrimientos metálicos son una industria muy grande en la actualidad, diversas aplicaciones, hoy en día no sólo se producen revestimientos de cromo, sino también con otros metales como plata, oro, cobre, níquel, etc. (Álvarez & Vilca, 2021). El proceso de recubrimiento electrolítico o también conocido como galvanoplastia implica sumergir la superficie del metal que se va a recubrir en un electrolito que contiene iones del metal que se va a depositar. El objeto que desea recubrir estará cargado negativamente (-), mientras que el ánodo consiste en una lámina de metal de alta pureza o puede estar hecho de otro material, siempre que permita el flujo de electricidad (Amaya & León, 2004).

3. MARCO LEGAL

La caracterización de los efluentes de las curtidurías parte de la verificación del cumplimiento de los requisitos legales de vertido para implementar el tratamiento adecuado. Teniendo en cuenta sus características físicas, químicas y biológicas, así como parámetros como la demanda química de oxígeno, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total, fosfato total, fenoles totales, Cr(VI) y sólidos sedimentables, se verifica el cumplimiento de los límites establecidos por la legislación peruana para el vertimiento de efluentes en cuerpos de agua (Fernandez et al., 2022).

3.1. Normativa de cumplimiento para la industria curtiembre

Los residuos por parte del Cr(VI) reciben un tratamiento para que posteriormente sean vertidos en cuerpos de agua, la obligación por parte de la industria curtiembre está en la obligación de realizar tratamientos a los efluentes contaminados vertidos en ríos, y acuíferos. Como resultado de la acción de las autoridades y la legislación peruana, se han establecido normas que determinan los límites máximos permisibles (LMP) de estos compuestos en efluentes residuales y en agua potable. En particular, la normativa peruana

en el ámbito de las aguas residuales (Aquino, 2017) especifica los Límites Máximos Permisibles (LMP) de Efluentes Líquidos para las Actividades del Subsector Hidrocarburos. Esta normativa regula el cromo total con un valor límite de 0.5 mg/L, y el cromo hexavalente con un límite de 0.1 mg/L como promedio mensual de concentración.

3.2. Normativa sobre efluentes y residuos peligrosos NTS N°199-MINSA/2018/DIGESA

Se debe considerar la legislación que protege la salud y seguridad de los trabajadores en la industria de la curtiduría, especialmente en lo que respecta a la exposición al cromo hexavalente, reconocido por su toxicidad y potencial carcinogénico.

3.3. Normativa Internacional

Convenios de Basilea, Rotterdam y Estocolmo: Estos convenios internacionales, de los cuales Perú es parte, regulan el movimiento transfronterizo de residuos peligrosos, la prohibición y restricciones de ciertos productos químicos peligrosos en el comercio internacional y la reducción o eliminación de sustancias orgánicas persistentes, respectivamente. Es importante identificar cómo estas regulaciones afectan la importación y exportación de cueros y productos de curtiduría, así como el manejo de residuos químicos como el cromo.

Directrices de la Organización Mundial de la Salud (OMS): Las directrices de la OMS sobre la exposición a sustancias químicas peligrosas, incluido el cromo hexavalente, pueden proporcionar orientación sobre los niveles seguros de exposición y las prácticas de manejo adecuadas.

Normativas de la Unión Europea (UE): La UE tiene estrictas regulaciones sobre el manejo de sustancias químicas y residuos, incluida la Registro, Evaluación, Autorización y Restricción de Sustancias Químicas (REACH) y la Directiva Marco del Agua (DMA). Estas regulaciones pueden influir en los estándares y prácticas de la industria de la curtiduría peruana, especialmente para las empresas que exportan a la UE.

CAPÍTULO III METODOLOGÍA PROPUESTA

1. TIPO Y NIVEL DE INVESTIGACIÓN

1.1. Tipo:

Esta investigación es de tipo experimental con enfoque cuantitativo, con el fin de crear un prototipo a escala laboratorio para recomendar en su posterior su construcción a escala real.

1.2. Nivel:

La presente investigación cuenta con un nivel experimental ya que manipula dos variables clasificándolas como independientes y dependientes las cuales se detallan a continuación:

Tabla 1

Cuadro de variables para el predimensionamiento del tratamiento electroquímico

Cuadro de operacionalización de variables				
Variables		Dimensiones	Indicadores	Unidades
independiente	Tratamiento electroquímico	características físicas	Intensidad de corriente	Amperio
			Tiempo	minutos
			Electrodos	Al / Fe
			Voltaje	V
			Amperaje	A
			Potencia	W
			Volumen	L
			materia orgánica	m3
			conductividad eléctrica	uS/cm
			potencial redox	mV
dependiente	Concentración de cromo VI	características químicas	Ph	acido-base
		características químicas	Concentración de cromo VI	mg/L
			Concentración de cromo III	mg/L

Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar en la tabla anterior se toman algunas características fisicoquímicas para determinar los niveles adecuados en el predimensionamiento del tratamiento electroquímico, donde identificamos nuestras variables independientes y nuestra variable dependiente.

2. METODOLOGÍA

2.1. Determinación de los parámetros fisicoquímicos del cromo VI, DQO, DBO, pH y temperatura.

Para la toma de muestras se realizó un muestreo aleatorio sistemático en los botes del proceso de curtido, y se almacenó en recipientes de polietileno de alta densidad para evitar el proceso de descomposición. Además, se agregó ácido sulfúrico para su preservación.

Posteriormente, se transportaron las muestras hacia la oficina de calidad de la Universidad Católica de Santa María, donde se realizaron los análisis fisicoquímicos de la muestra.

Para la determinación del DQO se empleó el método colorimétrico de reflujo cerrado (SMEWW.22 th Ed.5220-COD Part.D Closed reflux, colorimetric Method), empleado en la investigación de Osorio & Juárez (2019).

- **Principio del método**

En las muestras digeridas, el ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) oxida el material de DQO presente, cambiando el estado de oxidación del cromo (VI) a cromo (III). Ambas especies de cromo son coloreadas y absorben en la región visible del espectro. El ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) absorbe fuertemente alrededor de los 400 nm, mientras que la absorción del cromo (III) es mucho menor en esta región. El cromo (III) absorbe en torno a los 600 nm, donde el ion dicromato tiene casi nula absorción. En una solución de ácido sulfúrico 9 M, los coeficientes de extinción molares aproximados son: cromo (III) 50 L/mol-cm a 604 nm; ion dicromato ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) 380 L/mol-cm a 444 nm; y cromo (III) 25 L/mol-cm a 426 nm. El cromo (III) tiene un mínimo de absorción cerca de 400 nm y un máximo a 420 nm.

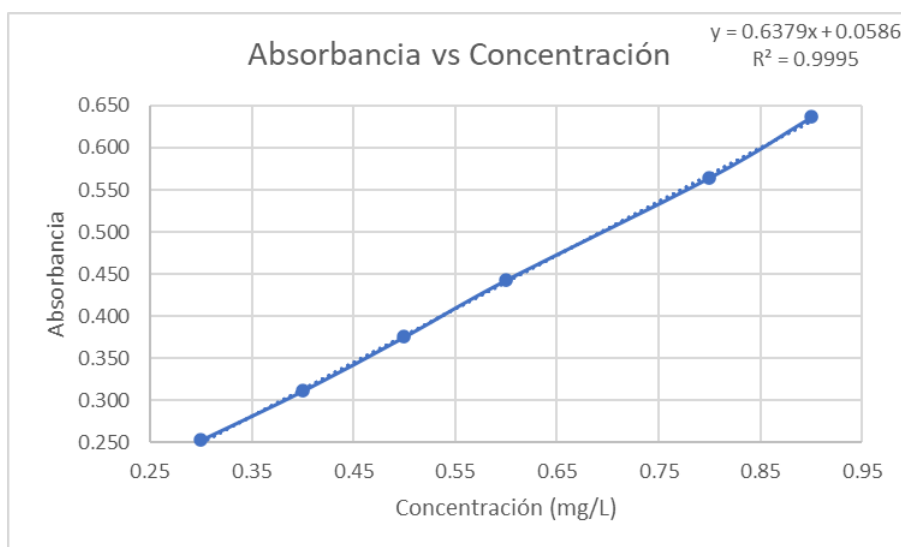
Para valores de DQO entre 100 y 900 mg/L, se mide el aumento del cromo (III) en la región de los 600 nm. Mediante la dilución de la muestra, se pueden obtener valores más altos. Los valores de DQO de 90 mg/L o menos se determinan observando la disminución del ion dicromato $(\text{Cr}_2\text{O}_7)^{2-}$ a 420 nm. La generación de cromo (III) correspondiente incrementa ligeramente la absorción a 420 nm, pero esto se ajusta durante la calibración.

- **Curva de calibración**

Se utilizaron volúmenes iguales de reactivos, tamaño de los tubos de reacción y/o ampollas y el mismo procedimiento de digestión utilizado con las muestras. Posteriormente, se preparan como mínimo cinco estándares de solución de biftalato ácido de potasio con equivalentes de DQO para cubrir cada rango de concentración, dependiendo de la longitud de onda de trabajo.

Figura 1

Curva de Calibración experimental del cromo



Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar en el gráfico anterior tenemos la curva de calibración de los datos de la absorbancia y de la concentración, siendo la concentración la variable independiente y la absorbancia la dependiente donde nos da un valor de r cuadrado cercano a 1 lo que nos indica que tiene una correlación positiva de manera proporcional.

Para la construcción de la curva de calibración, se determina la concentración molar teórica a las alícuotas mediante la siguiente fórmula.

$$C_1V_1 = C_2V_2$$

Donde:

C_1 : concentración madre [$3.4 \cdot 10^{-3}$ M]

V_1 : volumen que se extrae de la solución madre

C_2 : concentración molar de cada solución diluida

V_2 : volumen al que se lleva la solución diluida

- **Determinación de la concentración de Cromo VI en efluente**

Se extrae una alícuota de 2 ml del efluente y se deposita en una fiola de 10 ml, se añade 6 mL de nitrato de sodio (NaNO_3), 1.2 mL de ácido clorhídrico a 0.5 M (HCl) y 0.2 mL de difenilcarbazida ($\text{C}_{13}\text{H}_{14}\text{N}_4\text{O}$). Posteriormente, se lleva una muestra a una celda de lectura y la absorbancia que nos arroje se reemplaza en la ecuación de la recta obtenida de la curva de calibración.

$$y = ax + b$$

Donde:

- y : absorbancia
- x : concentración
- a : pendiente
- b : intercepto en el eje y

Para la determinación del DQO se empleará el método colorimétrico de reflujo cerrado (SMEWW.22 th Ed.5220-COD Part.D Closed reflux, colorimetric Method), empleado en la investigación de Osorio & Juárez (2019).

- Determinación de la concentración de Cromo VI en efluente

Estequiometría

Para realizar los cálculos y conversiones que implican masa y concentraciones se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$\frac{\text{Masa (g)}}{\text{Masa atómica (g/mol)}} = \frac{g}{g/molAr} = \text{Moles (n)} = \text{ó } n = _$$

Esta fórmula relaciona el cálculo de la cantidad de moles, utilizando la masa del compuesto y su masa molar relativa, la masa molar relativa es la masa de un mol de moléculas de un compuesto y se expresa en gramos/mol, multiplicar la masa del compuesto por la inversa de su masa molar relativa nos da como resultado la cantidad de moles. Se utiliza para cantidades específicas de sustancias para complementar la ejecución de experimentos químicos y analizar las reacciones.

Para hallar la cantidad de moles:

$$\text{Concentración } \left(\frac{\text{mol}}{L} \right) = \frac{\text{Moles (n)}}{\text{Volumen (L)}} = \frac{n}{V} =$$

Esta fórmula permite calcular la concentración molar, al dividir la cantidad de moles del soluto por el volumen de la solución, la concentración molar es una medida importante en química, ya que nos proporciona información sobre la cantidad de sustancias presentes en una solución, además facilita la comparación entre diferentes soluciones.

- **Preparación de muestra**

Se preparará, digerirá y enfriará las muestras, comprendiendo el blanco y uno o más de los estándares.

Se prepararán, digerirán y enfriarán las muestras, incluyendo el blanco y uno o más de los estándares. Para verificar la reducción del ion dicromato ($Cr^{2O7}2-$), se siguen estos criterios. Primero, las muestras se enfrían lentamente a temperatura ambiente para evitar la formación de precipitados. Además, se mezcla el contenido de los recipientes de reacción para combinar la materia insoluble y el agua condensada, dejando sedimentar la materia suspendida. Luego, las ampollas y/o

tubos de reacción se colocan en la trayectoria de la luz del espectrofotómetro, sin abrir, mediante la ventana de acceso. Se mide la absorbancia de las muestras en el espectrofotómetro a 420 nm o 600 nm. Para 600 nm, se usa un blanco no digerido como referencia. Un blanco digerido se analiza para confirmar la calidad de los reactivos y determinar la DQO del blanco. Este blanco digerido se usa como referencia una vez que se confirma que tiene una baja DQO. Para 420 nm, se usa agua como referencia y se miden todas las muestras, blancos y estándares en comparación con esta solución.

Para interpretar las mediciones, un blanco no digerido que contenga dicromato y agua destilada en lugar de la muestra dará la absorción inicial del dicromato. La muestra digerida, el blanco o el estándar con un valor de DQO dará una absorción menor debido a la reducción del ion dicromato. Finalmente, se grafican las diferencias entre las absorbancias de los blancos y los estándares digeridos versus los valores de DQO para cada estándar.

● Cálculo de resultados

La DQO se determina mediante la siguiente fórmula

$$DQO \left(\frac{mg}{L} O_2 \right) = \frac{M \times 1000}{V}$$

Donde:

- M = masa de oxígeno en el volumen final (mg)
- V = volumen de muestra (ml)
- 1000 = factor de conversión de ml a L

Para la determinación del pH y la temperatura, se empleará 1 beaker de 250 mL donde se vierte la muestra para realizar el análisis utilizando un multiparámetro HANNA HI 9829. Finalmente, la DBO se determinará en las oficinas de calidad de la Universidad Católica de Santa María.

- **Determinación del pH.**

Para la determinación del pH se procederá con la medición INSITU y en el laboratorio, mediante el instrumento denominado “Multiparámetro HANNA” modelo HI9829-10101, el mismo que será calibrado en las instalaciones de la Universidad Católica de Santa María por la oficina de calidad en un rango de 0 a 14, para la validez de la muestra.

La muestra se realizará de forma aleatoria en el recipiente del equipo para la precisión del mismo.

- **Principio del método**

Para determinar el pH es fundamental recordar el principio donde mediremos la cantidad de iones en una solución. El fundamento para determinar el pH es el siguiente:

$$pH = -\log [H_3O^+]$$

- **Determinación de la temperatura**

Para la determinación de la Temperatura se procederá con la medición INSITU y en el laboratorio, mediante el instrumento denominado “Multiparámetro HANNA” modelo HI9829-10101, el cual tiene un rango de medición de 0 a 55°C el mismo que será calibrado en las instalaciones de la Universidad Católica de Santa María por la oficina de calidad. La muestra será tomada con el embace del instrumento para disminuir errores

- **Principio del método**

El multiparámetro Hanna posee una cadena de transformación de señales, en cuyo comienzo se encuentra una señal de infrarrojos y en cuyo final hay una señal de salida electrónica. Esta cadena de medición genérica comienza con un sistema óptico de lentes y / o conductores de ondas de luz, filtros y el detector, el cual nos brindará en valor de la temperatura.

2.2. Construcción de una celda electroquímica para efectuar el proceso electroquímico de reducción de cromo VI

El diseño de la celda será para un sistema continuo, lo que permitirá determinar la eficiencia del proceso electroquímico en un tiempo específico. El prototipo consistirá en un recipiente rectangular de vidrio con una capacidad de 40 litros y dimensiones aproximadas de 40 cm de altura, 40 cm de ancho y 80 cm de largo. El recipiente tendrá tres divisiones internas para mejorar el proceso electroquímico. Se utilizará una bomba de agua para regular la entrada y salida del efluente. El flujo se medirá para determinar el volumen de agua que entra y sale del efluente en un tiempo dado, permitiendo calcular el volumen efectivo de tratamiento.

2.3. Determinación de los parámetros óptimos para la remoción de cromo VI en aguas residuales en la curtiduría

Para la determinación de los parámetros óptimos se tomará en cuenta la metodología propuesta por Osorio & Juárez (2019), detallados a continuación:

- **Selección del material óptimo de electrodos**

Para la selección de los electrodos se empleará el Aluminio (Al) debido a que este componente demuestra mayor efectividad en la electrodeposición.

- **Determinación de la distancia óptima de electrodos**

La distancia determina la influencia del consumo de energía. El máximo rendimiento se obtiene cuando los electrodos se encuentran a una distancia de 3 cm.

- **Determinación del voltaje óptimo**

Se realizaron en las dos pruebas utilizando el mismo voltaje, que comprenden 10V.

- **Determinación del amperaje óptimo**

Se efectuaron en las dos pruebas utilizando el mismo amperaje, que comprenden 5A.

- **Determinación del volumen efectivo**

Se controlará el caudal de entrada del efluente para determinar el volumen óptimo de tratamiento.

- **Diseño experimental**

Para el diseño experimental se presenta las siguientes afirmaciones:

Pre-test: En este apartado verificaremos la concentración de cromo presente en las muestras de agua el cual supera los LMPs ocasionando daños al ambiente y alrededores de la empresa.

Experimento: Para reducir la concentración del cromo utilizaremos un sistema de oxido reducción, establecidos con los parámetros del material de los electrodos, distancia de los electrodos, voltaje del sistema y amperaje del sistema, que en conjunto deberán reducir las concentraciones de cromo presentes en un determinado volumen.

Para la funcionalidad del diseño experimental todas las muestras realizadas se harán por triplicado, es así que se tendrá en consideración la siguiente tabla:

Tabla 2

Consideraciones para la construcción del prototipo para el desarrollo del tratamiento electroquímico

Variables del prototipo de tratamiento electroquímico	M1	M2
Tipo de material	Al	Al
Distancia entre los electrodos	3 cm	3 cm
Voltaje del sistema	10V	10V
Amperaje del sistema	5A	5A
Volumen de tratamiento	300 ml	300 ml
Caudal de ingreso	0.16l/min	0.16l/min
Tiempo de retención hidráulica	1 hora	1 hora

*Se debe entender que para la determinación de estos parámetros al término de cada experimento se realizará el monitoreo de las concentraciones de cromo para elegir la combinación más efectiva para la remoción de cromo.

Como se puede observar en la siguiente tabla consideramos las variables para la elaboración del prototipo en el que se realizará el tratamiento electroquímico.

2.4. Evaluación de los resultados obtenidos del proceso electroquímico con los LMP y diseño del prototipo a escala 3D.

De las muestras recolectadas del efluente de la curtiduría y realizado el tratamiento electroquímico, se llevarán a las oficinas de calidad de la Universidad Católica de Santa María para su análisis de cromo final.

Estos resultados se compararán con los obtenidos inicialmente, para determinar la efectividad del tratamiento. Finalmente, se evaluará si los resultados cumplen con los LMP.

Con la verificación del tratamiento en prototipo, se elaborará un diseño 3D a escala real en Autodesk Revit versión 2017 y Lumion versión 6.5.1 Pro, para ello se desarrollará un plano en AUTOCAD 2D para exportarlo y tener las medidas exactas, con la finalidad de diseñar a escala real como se instalaría las celdas electroquímicas en una empresa fabricante de cueros.

2.4.1. Instrumento

Se realizarán tomas de muestra de agua en la curtiduría colaboradora para nuestra investigación lo que facilitará el análisis de la muestra, por otro lado se utilizaran técnicas de análisis instrumental y principios fisicoquímicos que nos ayudarán para la modelación y propuesta del diseño depurador de cromo VI.

Cuadro de materiales e instrumentos

Tipo	Nombre	Función/Relevancia	Detalles Adicionales	Concentraciones/Cantidades Sugeridas
Material	Recipiente vidrio de 40L	de Contiene la muestra durante el 40 litros de experimento, capacidad, con optimizando el flujo divisiones para y distribución del mejora de proceso. campo eléctrico.		1 unidad de 40L
Material	Electrodos Aluminio (Al)	de Generan iones metálicos en solución para reducir el cromo VI.	Seleccionados por eficacia en el 2 unidades, dimensiones de ajustadas al recipiente electrocoagulación.	
Material	Electrodos Hierro (Fe)	de Alternativa a los electrodos de Al para diversificar la reacción electroquímica.	Seleccionados por eficacia en el 2 unidades, dimensiones de ajustadas al recipiente electrocoagulación.	
Equipo	Espectrofotómetro	Determina la concentración de cromo VI en las muestras mediante absorción de luz.	Esencial para cuantificación precisa de cromo.	1 unidad
Equipo	Balanza analítica	Permite mediciones precisas de masa para la preparación de reactivos y muestras.	Precisión hasta 0.0001 gramos.	1 unidad
Reactivo	Ácido sulfúrico	Preserva las muestras evitando cambios químicos.	Utilizado conforme a las especificaciones del análisis.	0.5 M para preservación de muestras, cantidad ajustable según volumen de muestra
Reactivo	Hidróxido sodio	Ajusta el pH de las soluciones, crucial para la eficiencia del proceso.	Utilizado para mantener el pH óptimo en el proceso.	1 M para ajuste de pH, cantidad ajustable según necesidad de la solución
Reactivo	Soluciones estándar calibración	Calibra equipos de medición para precisión y exactitud.	Concentraciones conocidas de cromo para calibración precisa.	Soluciones de cromo VI a 0,1 mg/L, 1 mg/L, 10 mg/L para calibración

2.4.2. Campo de verificación

2.4.2.1. Ubicación espacial

La presente investigación de la propuesta del tratamiento electroquímico de remoción de cromo VI para curtiduría se llevará a cabo en la ciudad de Arequipa, provincia de Arequipa y en el distrito de cerro colorado, los datos en el laboratorio serán realizados en las instalaciones de la Universidad Católica de Santa María en el distrito de Umacollo.

2.4.2.2. Ubicación Temporal

El período de estudio de esta investigación corresponde al año 2022.

a) Unidades de Estudio

Se tomará como base las dimensiones de la sostenibilidad ambiental, para disminuir la concentración de cromo VI producidas por las diferentes empresas ligadas a la curtiduría.

b) Estrategias de recolección de datos

Para la organización y recolección de los datos de la presente investigación se requiere de los recursos online, de bases científicas y otros medios con credibilidad científica, las pruebas estadísticas se trabajaran con aspectos éticos y profesionales evidenciando los resultados obtenidos.

c) Tipo de procesamiento

Digitalización y evaluación computarizada a través del ingreso de la información para la generación de reportes estadísticos en el software Jamovi.

d) Graficación:

Al final del reporte final del Software se generarán gráficas de depuración del contaminante, los cuales ayudaran a interpretar el método de tratamiento y evaluar la eficacia y funcionamiento del pro.

CAPÍTULO IV RESULTADOS Y CONCLUSIONES

1. RESULTADOS

1.1. Proceso de electrocoagulación y diseño experimental

La experimentación se llevó a cabo considerando los parámetros previos sobre el amperaje, voltaje, distancia entre los electrodos y tiempo de reacción. Se realizaron dos pruebas:

Tabla 3

Pruebas realizadas

Parámetros	Prueba 1	Prueba 2
Voltaje	10	10
Amperio	5	5
Tiempo	60 minutos	60 minutos
pH	3.95	11.30

Nota: *Elaboración propia*

En la tabla anterior podemos observar los parámetros que se estimaron para la realización del diseño experimental en la que se realizaron dos pruebas, donde el pH del efluente para el medio básico fue modificado con Hidróxido de Sodio mientras que para el medio ácido se realizó una dilución con agua destilada.

Figura 2

pH inicial el efluente



Nota: *Elaboración propia*

Figura 3

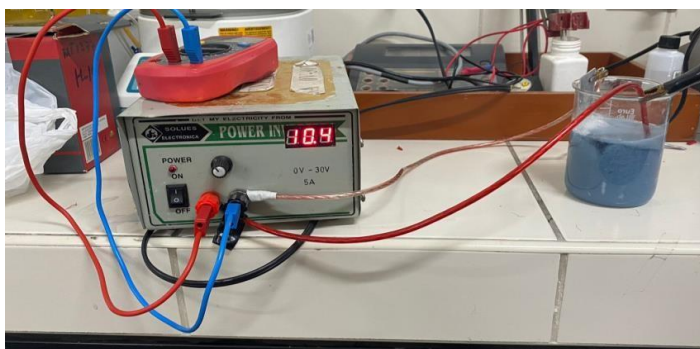
pH final modificado el efluente



Nota: *Elaboración propia*

Figura 4

Sistema de electrocoagulación ensamblado



Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar en las figuras anteriores el proceso electroquímico se dio para medio ácido cuya dilución redujo la concentración de cromo total a la mitad y alcanzó un pH de 3.95, mientras que para el medio básico su dilución con hidróxido de sodio alcanzó un pH de 11.29; para ambos medios se empleó un voltaje óptimo de 10V con un tiempo aproximado de 1 hora.

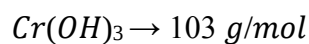
Resumen de Resultados de Remoción de Cromo por pH

Condición	pH Inicial	Concentración inicial de cromo	Concentración final de cromo	Observaciones
pH Ácido	Ácido 3.96	268.33 mg/L	69.35 mg/L	La remoción en medio ácido depende de la reactividad del cromo VI con los electrodos y la formación de complejos estables. La eficiencia de remoción es de 74.15%
pH Básico o Alcalino	Alcalino 11.29	377.57mg/L	0.167mg/L	El medio básico promueve una mayor precipitación del cromo debido a la formación de hidróxidos de cromo insolubles. Este proceso favorece una remoción más eficiente del cromo VI con una eficiencia del 99.95%, transformándolo en formas menos solubles y más fáciles de separar del efluente.

1.2. Método práctico para hallar la concentración inicial del cromo

Se combinó hidróxido de sodio con la muestra de agua de la curtiduría (25mL - 25mL). Obtuvimos flóculos generados por la reacción entre el hidróxido de sodio y el Cromo. Luego se procedió a pesar papel filtro del tamaño de la circunferencia del succionador de laboratorio. Luego de filtrar toda el agua, la muestra de papel filtro con los flóculos se pesaron para hallar su peso exacto. Por último, aplicamos las fórmulas estequiométricas para hallar esa concentración inicial para luego realizar la proporción de acuerdo a nuestra cantidad total de muestra.

- Peso inicial del papel filtro: 0.54 g
- Peso final del papel filtro: 1.48 g
- Peso de los flóculos generados ($Cr(OH)_3$): 0.94 g



Empleamos la siguiente fórmula

$$n = m/M$$

Donde:

- n: Moles
- m: masa (g)
- M: masa molar (g/mol)

Con la aplicación de la fórmula obtuvimos: *0.0091 moles*.

Como ya tenemos el peso molecular de un mol de cromo, simplemente multiplicamos por la nueva cantidad de mol que obtuvimos para lo cual tenemos:

$$51 \text{ g/mol} * 0.0091 = 0.4641 \text{ g}$$

Entonces podemos decir que para 25 mL de agua de curtiembre obtenemos 0.4641 g de Cr. Con esa relación finalmente podemos decir que para una muestra inicial de 300 mL de agua de curtiembre se obtendrá 5.5692 g de Cr. En otras palabras, la concentración de Cr será de 18.53 g/L.

1.3. Parámetros iniciales

Los parámetros iniciales (Oxígeno disuelto, temperatura, conductividad y sólidos totales disueltos) fueron medidos en el laboratorio con el uso de un multiparámetro, arrojando los siguientes resultados:

Tabla 4

Parámetros iniciales del efluente de curtiembre

Parámetro	Valor
Oxígeno disuelto (mg/L)	2.89
Temperatura (°C)	24.12
Conductividad (mS/cm)	41.42
Sólidos totales disueltos (mg/L)	20.71
Turbidez (NTU)	20.71

Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar en la tabla anterior, los parámetros iniciales de temperatura y TS no superan los LMPs según la Normativa Peruana.

1.4. Resultados de la remoción de Cromo total en medio ácido

Para el tratamiento en un medio ácido de pH de 3.95 (medido en el potenciómetro) mediante la electrocoagulación con el electrodo de aluminio, se realizó una dilución de $\frac{1}{2}$ (una parte de agua de curtiembre por 2 de solución), es decir, que la concentración de cromo total se redujo a la mitad, pasando de tener una concentración de 566.36 ppm a 268.33 ppm.

Figura 5

pH del agua de curtiembre en medio ácido



Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar de la imagen anterior se utilizó un pH-metro para tener el valor del pH de este efluente lo que nos indica que se encuentra en un pH ácido, incumpliendo así la normativa.

Al someterlo al tratamiento durante 1 hora a un voltaje de 10V y a un amperaje constante de 5A, se analizó la muestra mediante el método Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7 para la determinación de la cantidad de cromo que quedó luego de realizar el tratamiento. El porcentaje de remoción se obtuvo mediante la siguiente ecuación:

$$\%Remoción = \left[\frac{[Cr]_0 - [Cr]_1}{[Cr]_0} \right] \times 100\%$$

Dónde “[Cr]₀” es la concentración de cromo total antes del tratamiento y “[Cr]₁” es la concentración luego del tratamiento en medio ácido, siendo que la concentración

“[Cr]₁” obtuvo un valor de 69,35 ppm, por lo que el porcentaje de remoción sería el siguiente:

$$\%Remoción = \frac{268.33 \text{ ppm} - 69.35 \text{ ppm}}{268.33 \text{ ppm}} \times 100\%$$

$$\% \text{ Remoción} = 74.15\%$$

Si bien el tratamiento arrojó un porcentaje de remoción relativamente alto, no se le puede considerar como una remoción efectiva debido a que el porcentaje de cromo final sigue excediendo con los niveles de los LMPs establecidos en la normativa peruana, tanto para aguas superficiales (0.5 ppm), como para alcantarillado (2 ppm).

Figura 6

Tratamiento de electrocoagulación aplicado al efluente en medio ácido



Nota: Elaboración propia, (2023).

Como se observa en la figura anterior el porcentaje de remoción para un medio ácido fue significativo, pero no fue suficiente para cumplir los LMPs según la categoría.

1.5. Disminución del cromo total

Luego de realizar los procedimientos anteriores se mando analizar las muestras para comprobar los datos existentes obteniendo resultados similares de acorde a la siguiente tabla:

Cromo total de la muestra	DQO de la muestra	Cromo depurado	DQO depurado
566.36 mg/L	11 358.50 mg/L	69,35 mg/L	3852.9 mg/L

Como se puede observar en la tabla anterior los valores del cromo total se redujeron significativamente dando viabilidad al proceso de remoción de cromo total, Los análisis del laboratorio de la UCSM se encuentran en el Anexo 1, 2,3 y 4 del respectivo documento.

1.6. Disminución de los valores de DQO

El análisis para la muestra inicial de la demanda química de oxígeno (DQO) se realizó con el método establecido en la NMX -AA-030-SCFI-2001, arrojando un valor de 11358,5 ppm. Luego de aplicar el tratamiento de electrocoagulación, el valor de la DQO se redujo hasta 3852,6 ppm. El porcentaje de remoción se determinó con la misma fórmula para la remoción de cromo total, pero adaptada para la DQO:

$$\%Remoción = \frac{11358.5 \text{ ppm} - 3852.6 \text{ ppm}}{11358.5 \text{ ppm}} \times 100\%$$

$$\% \text{ Remoción} = 66.08\%$$

Cómo se puede apreciar, el tratamiento de la electrocoagulación redujo bastante los niveles de DQO iniciales, no obstante, los valores del efluente tratado aún superan los LMPs establecidos en las normativas, siendo que para aguas superficiales es de 50 ppm y para alcantarillado de 1500 ppm, por lo que se necesitaría de un tratamiento adicional para cumplir con lo establecido en la normativa peruana.

1.7. Resultados de la remoción de Cromo total

Para el tratamiento en medio básico, primeramente se diluyó la muestra en una fracción de $\frac{2}{3}$ (2 partes de agua de curtiembre por 3 de solución), por lo que la nueva concentración de cromo total fue de 377.57 ppm. Luego de realizar la dilución, se añadió

hidróxido de sodio (NaOH) al 40% al agua de curtiduría, esto con la finalidad de que la muestra llegase a un pH básico de 11.29 en el potenciómetro, promoviendo la precipitación del cromo disuelto en la muestra.

Figura 7

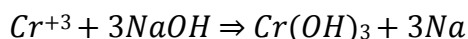
pH del agua de curtiembre en medio básico



Nota: *Elaboración propia*

Como se puede observar en la imagen anterior se modificó el pH de nuestra muestra llevándola a un pH básico con la finalidad de que el porcentaje de remoción sea mayor.

La razón de la precipitación del cromo total (principalmente cromo III) es por la reacción que tuvo con el hidróxido de sodio (NaOH), formando hidróxido de cromo III ($\text{Cr}(\text{OH})_3$), siendo un sólido con solubilidad relativamente baja (0.13 g/L).



El hidróxido de cromo es un sólido verdoso-azulino, por lo que va acorde al color que se formó en la muestra. Si bien el hidróxido de cromo presenta una solubilidad baja, se encontraba dispersado en la muestra, por lo que el tratamiento mediante la electrocoagulación ayudó a formar flóculos de dicho compuesto, facilitando la remoción del cromo total.

Mediante el método establecido por Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7, se encontró que la concentración de cromo total luego de una hora de tratamiento fue de 0.167 ppm, por lo que el porcentaje de remoción sería el siguiente:

$$\% \text{Remoción} = \frac{377.57 \text{ ppm} - 0.167 \text{ ppm}}{377.57 \text{ ppm}} \times 100\%$$

$$\% \text{ Remoción} = 99.95\%$$

La remoción en medio básico fue altamente eficiente, siendo que los valores de cromo total cumplen con los valores establecidos por los LMPs para aguas superficiales (0.5 ppm) y para alcantarillado (2 ppm).

Figura 8

Tratamiento de electrocoagulación aplicado al efluente en medio básico



Nota: *Elaboración propia*

Como se observa en la figura anterior el porcentaje de remoción para un medio ácido fue significativo siendo casi total y llegando a cumplir con los LMPs según la categoría.

1.8. Disminución de los valores de DQO

En este caso, se obtuvieron resultados similares al tratamiento realizado en medio ácido, siendo que por medio del método establecido en la NMX -AA-030-SCFI-2001 se halló un valor de DQO de 3953 ppm, siendo ligeramente mayor al valor obtenido a la DQO luego del tratamiento en medio ácido. El porcentaje de remoción obtuvo el siguiente valor:

$$\%Remoción = \frac{11358.5 \text{ ppm} - 3953 \text{ ppm}}{11358.5 \text{ ppm}} \times 100\%$$

$$\% \text{ Remoción} = 65.20\%$$

Al igual que en el tratamiento en medio ácido, el valor de la DQO fue significativo, pero aún se encuentra por encima de los LMPs establecidos por la normativa peruana (aguas superficiales 50 ppm, alcantarillado 1500 ppm).

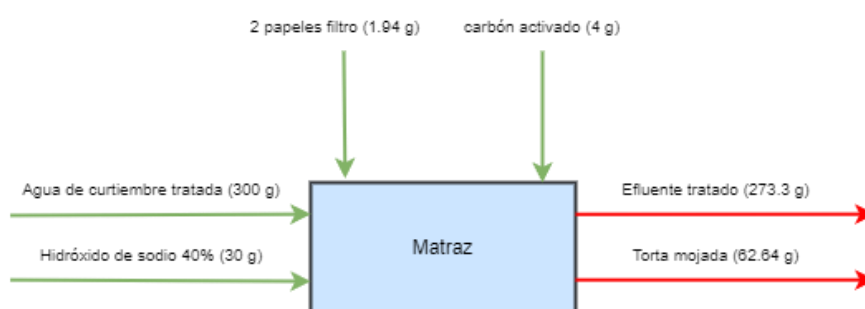
1.8.1. Balance de masa general

Para el balance de masa se utilizó 300 mL de efluente disuelto en una fracción de $\frac{2}{3}$, siendo su peso aproximado de 300 gramos, debido a que la densidad del agua no varía

mucho al tener sustancias disueltas en ella. Luego del tratamiento, para realizar la separación de los flóculos del agua tratada, se realizó una filtración con papel filtro y carbón activado, siendo que el volumen final de agua tratada fue de 273.3 mL, ya que parte del agua se había quedado retenida en el medio filtrante (papel filtro y carbón activado), además que los flóculos ocupaban espacio en el efluente. Al finalizar la operación de filtrado, se pesó la torta mojada en conjunto al papel filtro y el carbón activado, teniendo un peso de 62.64 gramos. El balance general se puede visualizar en el siguiente esquema:

Figura 9

Balance de masa general del efluente tratado



Nota: *Elaboración propia*

Como se observa en la figura anterior el balance de masa proporciona información clave en el ajuste del tratamiento, asegurando la eficiencia en la remoción de cromo y sólidos suspendidos.

1.8.2. Balance de masa de la torta húmeda

En la torta húmeda se encuentra cromo metálico retenido, para estimar la cantidad aproximada de cromo que se pudo extraer durante todo el tratamiento, se emplea la primera ley de Faraday para la electrólisis. Para ello, se tiene la siguiente fórmula:

$$m = \frac{I \times T \times M}{n \times F}$$

Dónde “m” es la masa de los compuestos con carga “-3” depositados (g), “I” es el amperaje aplicado en el sistema (A), “T” es el tiempo de tratamiento (s), “M” es el peso atómico del metal (g/mol), “n” es la valencia del metal y “F” es la constante de Faraday (96500 A*s/mol). Reemplazando valores, se tiene el siguiente resultado:

$$m = \frac{54 \times 3600 \times 52}{3 \times 96500} \frac{g}{mol}$$

$$m = 3.23g$$

Según el resultado obtenido, se estimó una cantidad de 3.23 gramos de compuestos con carga “-3” de cromo depositados en la torta. Dichos compuestos pueden ser probablemente fosfatos, ya que el anión fosfato tiene carga “-3” y es usual encontrar fosfatos en efluentes de curtiembres. Sin embargo, sólo 0.3774 gramos por cada litro de efluente son de cromo metálico, este valor se obtuvo de la diferencia de la concentración inicial con la concentración al final del tratamiento en medio básico. Por otro lado, para realizar el balance de masa de la torta, se esperó a que la misma se secara, perdiendo el agua que tenía retenida por acción del papel filtro y el carbón activado para luego ser pesada nuevamente y obtener el peso de la torta seca, que se determinó mediante el siguiente balance de masa:

$$m_{Torta\ húmeda} = m_{Torta\ seca} + m_{humedad}$$

$$m_{Torta\ seca} = m_{depositada} + m_{papel\ filtro} + m_{carbón\ activado}$$

$$m_{Torta\ húmeda} = m_{depositada} + m_{papel\ filtro} + m_{carbón\ activado} + m_{humedad}$$

Según lo obtenido en el laboratorio, se obtuvieron 10.4525 gramos de materia seca, incluyendo el peso de los papeles filtro y del carbón activado, por lo que la cantidad de material depositado luego del tratamiento se obtuvo de la siguiente forma:

$$m_{Torta\ seca} = m_{depositada} + m_{papel\ filtro} + m_{carbón\ activado}$$

$$10.4525\ g = m_{depositada} + 1.94\ g + 4\ g$$

$$m_{depositada} = 4.5125\ g$$

Una vez calculada la masa depositada, la masa de la humedad fue la siguiente:

$$m_{Torta\ húmeda} = m_{depositada} + m_{papel\ filtro} + m_{carbón\ activado} + m_{humedad}$$

$$62.64\ g = 4.5125\ g + 1.94\ g + 4\ g + m_{humedad}$$

$$m_{humedad} = 52.1875\ g$$

El resultado obtenido tiene cierta concordancia con el valor estimado que se halló con la fórmula de la primera ley de Faraday, que fue de 3.23 gramos. La masa sobrante

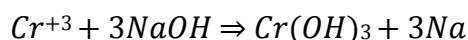
contendría otros posibles compuestos que suelen estar presentes en el agua de curtiembre, como la materia orgánica, sales, compuestos sulfurados, etc.

$$m_{\text{otros}} = m_{\text{depositada}} - m_{\text{estimada}}$$

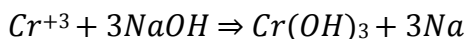
$$m_{\text{otros}} = 4.5125 \text{ g} - 3.23 \text{ g}$$

$$m_{\text{otros}} = 1.2825 \text{ g}$$

Para hallar la cantidad de hidróxido de cromo precipitado, se debe realizar un análisis estequiométrico con los datos obtenidos (pesos atómicos, masa del hidróxido de cromo recuperado, cantidad de hidróxido de sodio añadido, etc.)

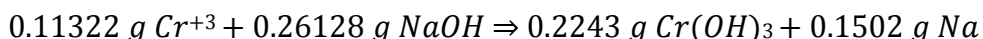


Dónde el peso atómico del cromo es de 52 g/mol, del sodio es de 23 g/mol, del oxígeno es de 16 g/mol y del hidrógeno es de 1 g/mol. Previamente, se dedujo que la cantidad de cromo removida fue de 0.3774 gramos por cada litro de efluente, por lo que, en una muestra de 300 mL, se tendría 0.11322 gramos de cromo removido. Adicionalmente, para llegar a un valor de 11.29 en la escala de pH, se utilizaron 30 mL de solución de hidróxido de sodio al 40%, es decir, que la masa del hidróxido de sodio total usado fue de 12 gramos, por lo tanto, el balance estequiométrico sería el siguiente:



$$52 \text{ g/mol} + 120 \text{ g/mol} \Rightarrow 103 \text{ g/mol} + 69 \text{ g/mol}$$

Como se puede apreciar, para que el cromo III pase a ser hidróxido de cromo, este necesita de 120 gramos de hidróxido de sodio para 52 gramos de cromo III. Respecto a los datos que se obtuvieron, se tiene el siguiente balance:

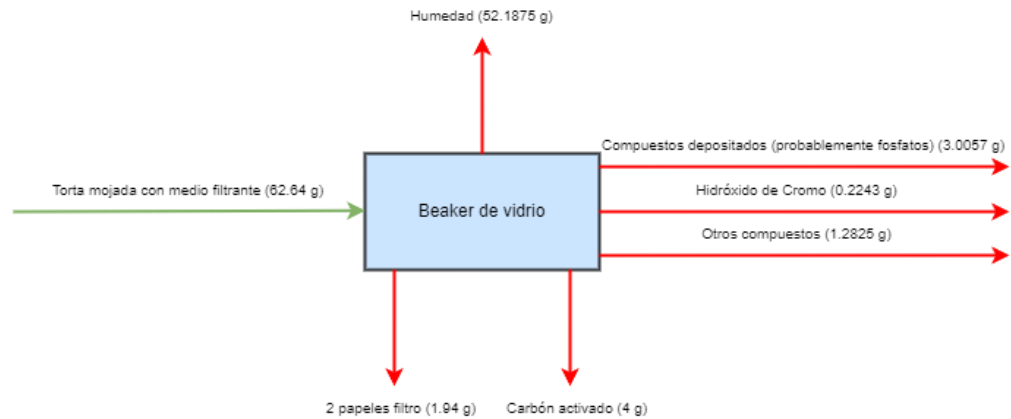


Al haberse utilizado 12 gramos de NaOH, se determina mediante dicho balance que se usaron 11.74 gramos de más de NaOH, lo que es igual a haber usado 29.35 gramos de más de la solución al 40%.

Mediante un esquema, se puede visualizar el balance de masa de la torta que se obtuvo luego del tratamiento de electrocoagulación:

Figura 10

Balance de masa de la torta formada en el filtrado



Nota: Elaboración propia

Como se observa en la figura anterior, esta obtención de masa nos permitirá determinar el manejo adecuado de la torta, ya sea para su disposición final o para investigar posibles aplicaciones secundarias.

Figura 11

Filtrado del efluente tratado



Nota: Elaboración propia

Como se observa en la figura anterior durante la operación de filtrado se añadió carbón activado como agente de pulido, capturando las impurezas residuales y mejorando la claridad del agua tratada.

1.8.3. Consumo Energético

Respecto al consumo de energía, se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$E = \frac{I \times U \times t}{V \times (C_0 - C)}$$

Dónde “E” es el consumo de energía específica (kWh/mg), “I” es la intensidad de corriente (A), “U” es el voltaje (V), “V” es el volumen del efluente

(L) y “C₀ y C” son los valores de la demanda química de oxígeno (mg/L).

Esta ecuación representa el consumo energético que se requiere para remover las sustancias oxidantes del efluente. Reemplazando valores se obtiene el siguiente resultado:

$$E = \frac{0.0225 \frac{kWh}{g} \times \frac{0.5 \text{ soles}}{1 kWh} \times \frac{1g}{1000mg} \times 3.0L \times (11358.5 \frac{mg}{L} - 3953 \frac{mg}{L})}{kWh}$$

$$E = 0.2494 \frac{kWh}{g}$$

Teniendo en cuenta que 1 kWh cuesta en Perú aproximadamente 0.5 soles, además de haber removido 7405.5 mg/L de DQO, se puede calcular el precio del tratamiento con el siguiente cálculo:

$$C = 0.0225 \frac{kWh}{g} \times \frac{0.5 \text{ soles}}{1 kWh} \times 3L \times (11358.5 \frac{mg}{L} - 3953 \frac{mg}{L})$$

$$C = 0.2494 \text{ soles}$$

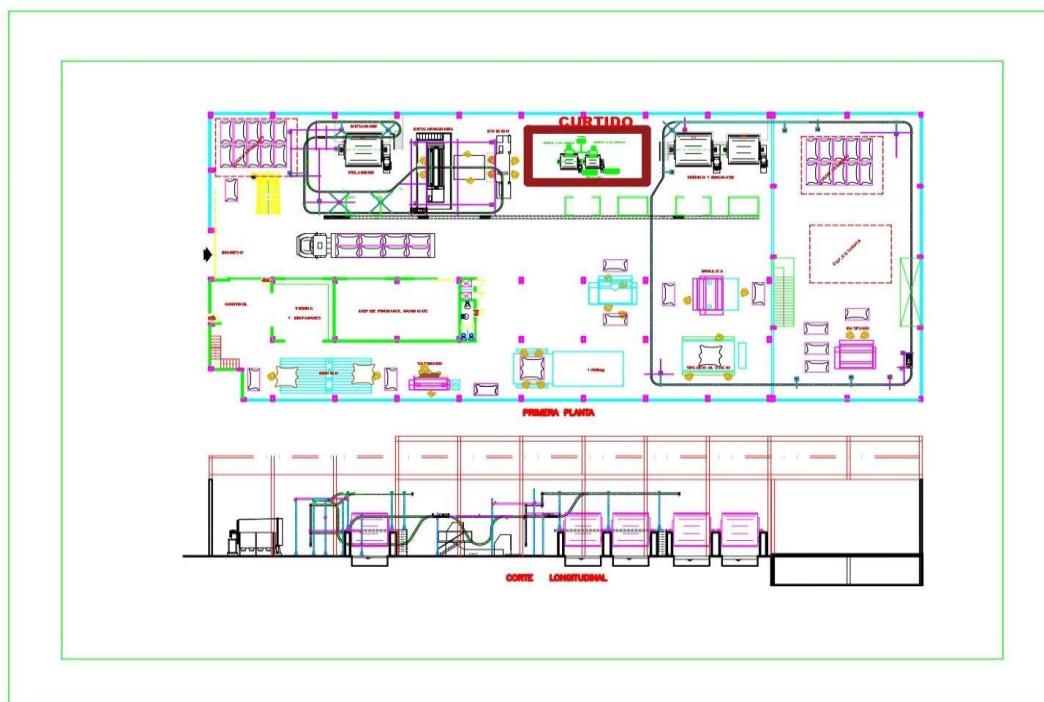
Este resultado nos da a entender que el tratamiento tiene un consumo de energía eléctrica bajo, lo que lo hace viable para aplicar el tratamiento en las industrias de curtiembre.

1.9. Recreación un prototipo 3D de óxido - reducción con técnicas electroquímicas

La aplicación del proceso de electrocoagulación en una curtiembre como parte del sistema de remoción de cromo con un tamaño de planta de xxx pieles/mes, se implementará en el proceso de curtido, el cual, se observa en la siguiente figura:

Figura 12

Plano de curtiembre

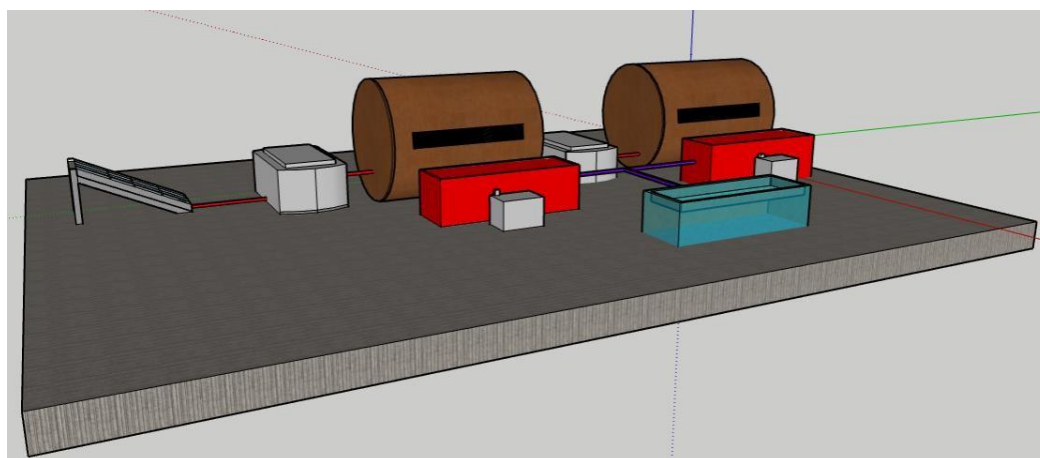


Nota: *Elaboración propia*

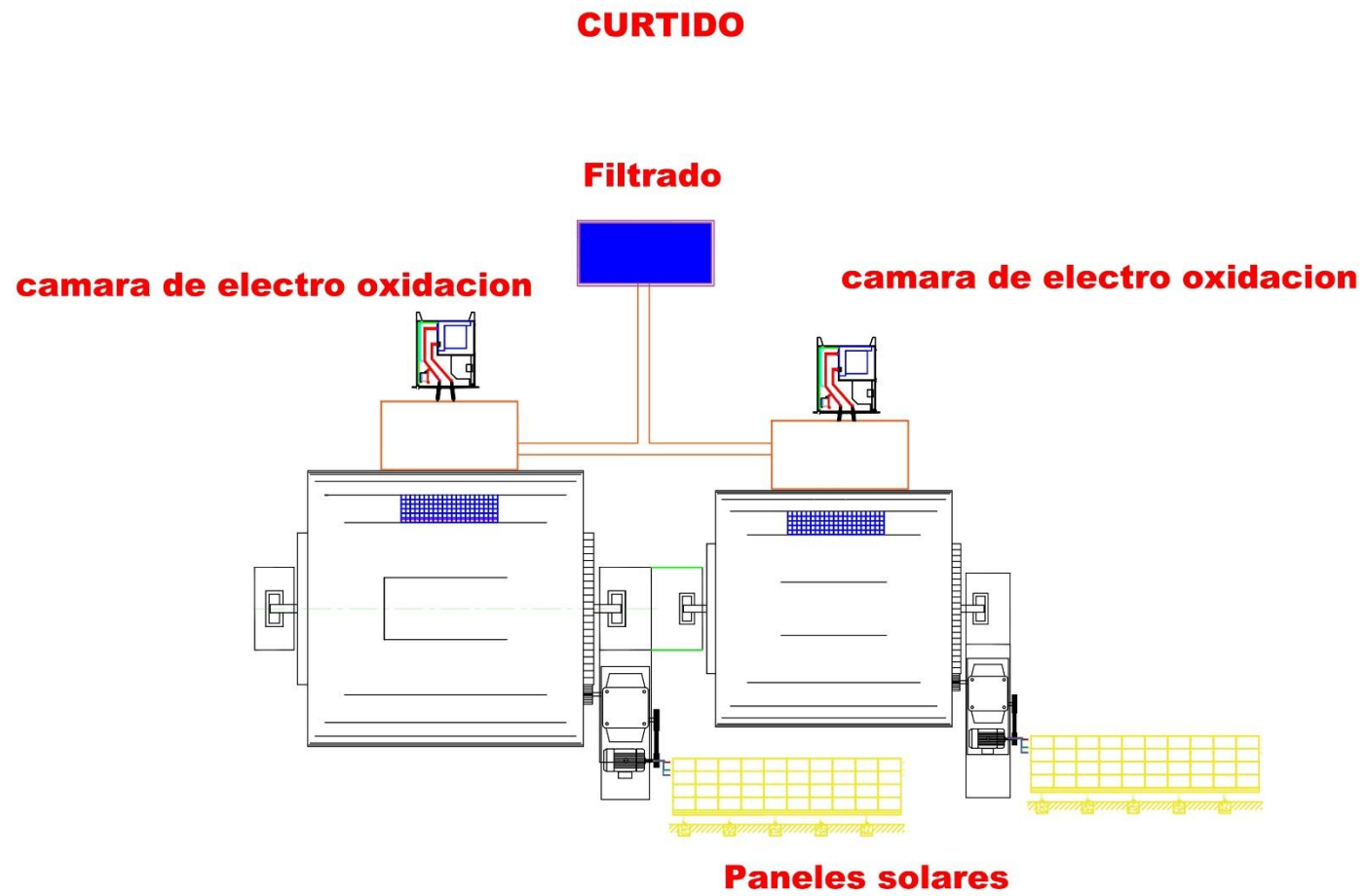
Para la separación de cromo hexavalente, se recreó un prototipo de reactor tipo Batch, con un ánodo de aluminio (Al) y un cátodo de hierro (Fe) conectados en paralelo con una configuración mono o bi polar a una escala 3D, observado en la figura 13.

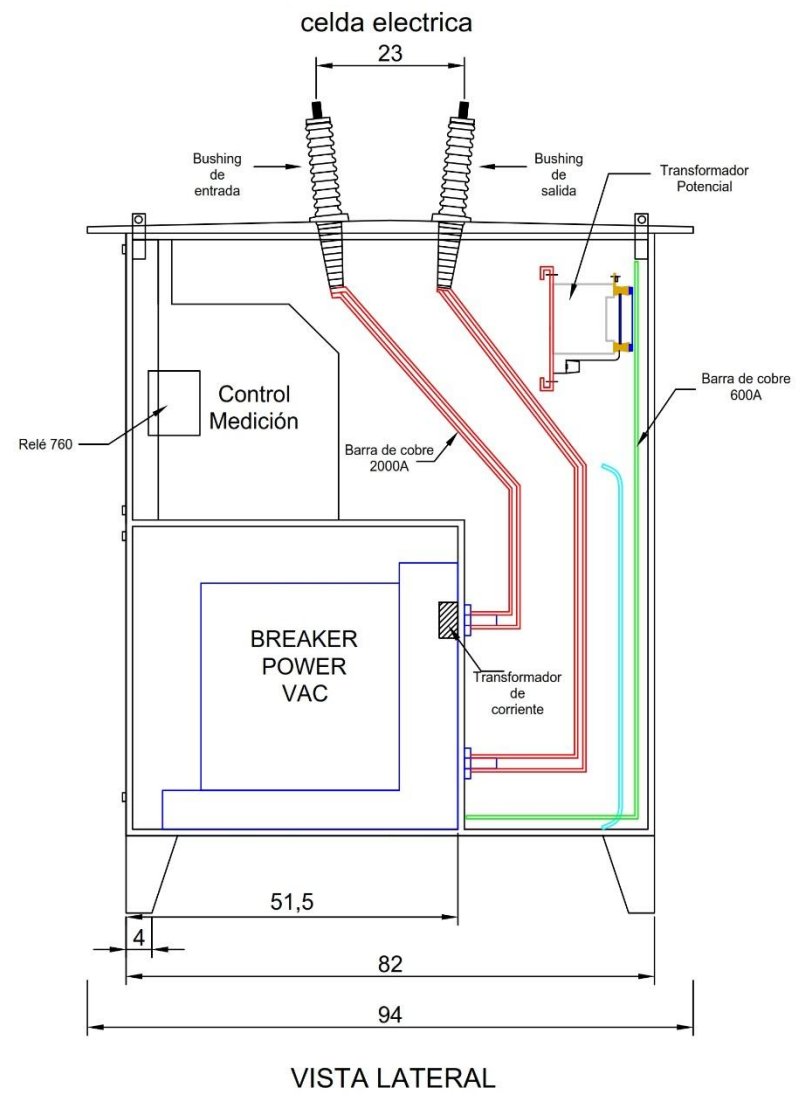
Figura 13

Prototipo a escala real

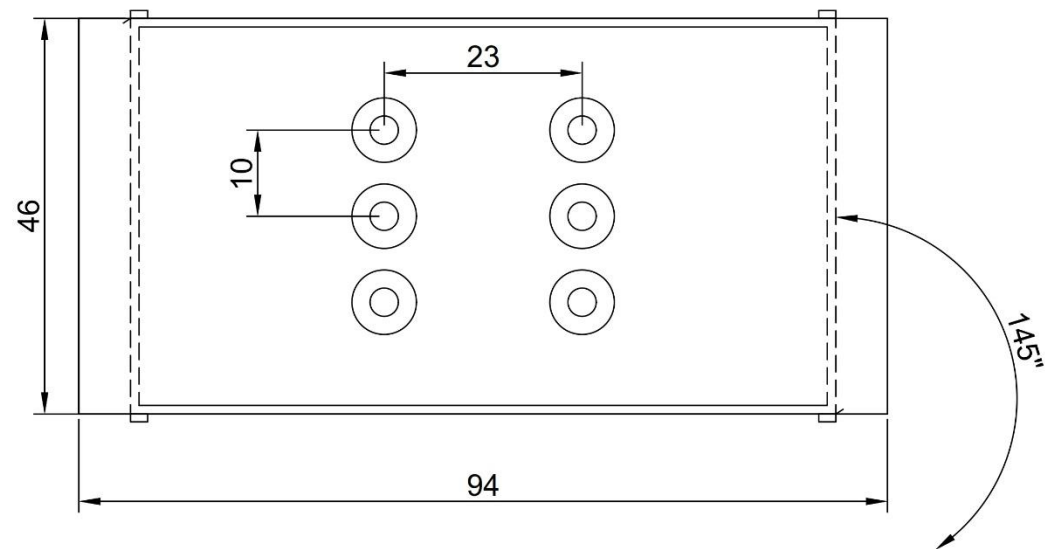


Nota: *Elaboración propia*





celda electrica



VISTA SUPERIOR

Se determinaron las condiciones de operación del sistema de electrocoagulación (*Figura 14*) con un prototipo de 20 litros, con un voltaje de 30V, un tiempo de residencia de 30 minutos, una densidad de corriente aplicada que varía entre 6 a 8 mA/cm², cuatro placas de aluminio (Al), una temperatura media de 24.12°C, una distancia entre electrodos de 1 cm y un pH inicial de 3.95, alcanzando una máxima eficiencia de remoción del 99.95%; las variables de tiempo de reacción y la distancia entre electrodos tienen mayor influencia en la eficiencia de remoción de Cr (VI).

La energía eléctrica necesaria para el tratamiento proviene de la energía fotovoltaica que se obtiene gracias a la implementación de los paneles solares que se pueden observar en el prototipo. Además, el gasto energético no fue excesivo, lo que lo vuelve aún más viable el proyecto, esto se respalda con los cálculos del costo de energía vistos en anteriormente.

2. DISCUSIÓN

Los parámetros fisicoquímicos determinados del efluente de curtiembre son similares a los que se obtuvieron en otras investigaciones. Lejri et al. (2022) obtuvieron resultados similares a los de la tabla n°1 al efluente mostrado en la tercera muestra que analizaron en su investigación, ya que características como el color, DBO5, DQO, OD, etc. Son similares a los que se obtuvieron en el presente trabajo, siendo que el valor de pH fue el único que varió, debido a que el efluente de la investigación de Lejri et al. (2022) obtuvieron un valor neutro ($\text{pH}=7$), mientras que en la investigación el pH obtenido fue de 3.95, esto puede deberse a la acción amortiguadora que produce la salinidad en el efluente. En la investigación de Amanial (2016) se explica que la variación del pH en diferentes muestras de efluente de curtiembre se puede deber a la presencia de carbonatos, sulfuros y bases en la muestra, ya que Amanial (2016) al analizar los parámetros fisicoquímicos de las muestras de efluente, obtuvo valores de pH ligeramente básicos. En la muestra de esta investigación, el pH ácido puede deberse a la ausencia o a la baja presencia de dichos compuestos, esto se refuerza en que la muestra no presentaba signos de precipitación de cromo metálico, ya que el cromo III precipita en pH básico. Según Fernández et al. (2022) en los análisis fisicoquímicos realizados en 9 muestras de efluentes de curtiembre, se puede observar una variación significativa de dichos parámetros en las diferentes muestras, por lo que es normal que los efluentes tengan valores distintos y muy variables. Esto es importante a la hora de proponer un tratamiento, en este caso, el electro depuración.

Para alcanzar mayores tasas de remoción de DQO, Cheballah et al. (2015), recomienda una mayor densidad de corriente (100 A/m^2 a 200 A/m^2), debido a que, a mayor corriente, aumentará la tasa de producción de especies de Al^3 , formándose sales metálicas que aumentan la coagulación. En el estudio de Thankur et al. (2023), se halló una mejor tasa de remoción a un pH de 8, con una densidad de corriente de 14 mA/cm^2 y un tiempo de tratamiento de 60 minutos. El tiempo de tratamiento es primordial, debido a que aumenta la disolución de los electrodos y por ende la coagulación, sin embargo, se tiene que tomar en cuenta la viabilidad energética del proceso. Khan et al. (2019), se debe controlar el pH constantemente para tener una eficacia de remoción, debido a que se forman constantemente iones hidroxilo, lo que genera un aumento de pH y el cambio de especiación de los contaminantes. Por otro lado, en la misma investigación se consideró la masa que se recuperó de Cr, obteniendo un resultado de 11.32 g que difiere de nuestra obtención de 3.23

g por el tiempo de reacción fue de 40 minutos y el Amperaje de 9 A, si bien es cierto el tiempo de reacción es menor, el amperaje tiene mayor importancia para la remoción.

La eficiencia de remoción de Cromo total del 99.95% y de la DQO del 65.20% concuerdan por los presentados por Laura y Salinas (2020), donde obtuvieron 99.997% y 72.31% respectivamente, a diferencia de nuestra investigación, utilizaron como cátodos hierro y aluminio y un tiempo de reacción de 30 minutos, esto les permitió tener una mayor capacidad de formación de coagulantes y favorecer la conductividad, propiciando una disminución de la DQO. Por otra parte, la eficiencia del tratamiento para Cromo III depende en gran medida del pH, debido a que se alcanza picos de eliminación a pH básicos por la presencia de hidróxido de sodio (NaOH), ya que este actúa como agente precipitante que ayuda a la formación de flóculos. Estos resultados coincidieron con los obtenidos por Cobo (2020), en la que trabajó a 4 y 8.75 de pH, obteniendo remociones del 90.67% y 99.70% respectivamente. Cabe resaltar que al final del tratamiento a pH básico se obtuvo un agua sin turbidez, pero con una coloración rosa pálido, esto se debe a la presencia de Na sobrante, el cual reacciona con el agua y va formando NaOH e hidrógeno (Cheballah et al., 2015). La concentración inicial del contaminante también juega un papel importante en el diseño de las celdas electroquímicas, ya que, en nuestro estudio fue de 377.67 mg/L de Cr total, sin embargo, en la investigación de Maitlo et al. (2019), se determinó que la concentración es inversamente proporcional al porcentaje de remoción, debido a que en un medio sobresaturado las sales metálicas no pueden formar coágulos, es por eso que se recomienda diluir el agua a tratar hasta en máximo 600 mg/L. Por otro lado, Daous & El Shazly (2012) nos mencionan que el rociado de oxígeno al sistema disminuye la demanda de la densidad de corriente, debido a que mejora la transferencia de masa y disminuye la demanda energética. Estas investigaciones ayudan a mejorar el diseño de las celdas electroquímicas para el tratamiento de las aguas residuales provenientes de las curtidurías.

Respecto a los parámetros de remoción, en el presente trabajo se operó con un pH básico (pH=11.29), intensidad de corriente de 5 A, voltaje de 10V y una densidad de corriente que osciló entre los 6 mA/cm² a los 8 mA/cm². Dichos valores de los parámetros coinciden con el estudio de Shaker et al. (2020), los cuáles determinaron que los mejores parámetros de remoción, en este caso de cromo VI, es un pH ligeramente ácido (pH=9.2), con una densidad de corriente de 5 mA/cm² y con voltajes que variaron entre los 5V a los 12V. Estos valores son cercanos a los aplicados en el tratamiento, y concuerdan con el porcentaje de remoción obtenido, ya que en el estudio de Shaker et al. (2020), la máxima

remoción con los parámetros previamente mencionados fue del 98%, siendo una remoción similar a la obtenida en la presente investigación, la cual fue del 99.95%. Shaker et al. (2020) también mencionan que otros parámetros importantes, como la utilización de electrolitos, el cual se determinó que el mejor electrolito que se puede usar como catalizador es el cloruro de sodio (NaCl), además de la distancia entre los electrodos (4 cm). Otro estudio con condiciones más cercanas a las aplicadas en el presente trabajo, fue el estudio de Dermentzis et al. (2021), los cuáles, determinaron que la máxima remoción de cromo VI se logra con una densidad de corriente de 15 mA/cm² a un pH de 11, obteniendo un porcentaje de remoción del 99.9%. Si bien el porcentaje de remoción en dicha investigación fue alto, en el presente trabajo e incluso con el respaldo de la investigación de Shaker et al. (2020) se puede concluir que no se necesita de un pH muy básico para obtener un porcentaje de remoción adecuado. Este análisis puede ayudar en el tema de reducción de costos de operación.

Por otro lado, en el Decreto Supremo N° 003-2002-PRODUCE se muestran los Límites Máximos Permisibles (LMP) para efluentes de curtiembre tanto para alcantarillado como para vertidos en aguas superficiales, en los cuáles, los resultados del presente estudio respecto al cromo total se encuentran dentro de los LMP tanto para alcantarillado (2 mg/L) como para aguas superficiales (0.5 mg/L), siendo el valor de cromo total obtenido luego del tratamiento de 0.167 mg/L. Respecto a la DQO, a pesar de haber tenido una remoción significativa (65.2%) no cumple con lo establecido con la normativa (Alcantarillado de 1500 mg/L, aguas superficiales de 50 mg/L, tratamiento aplicado de 3963 mg/L), por lo que necesitaría un tratamiento adicional para tratar dicho aspecto. A pesar de ser un valor muy alto y no cumplir con la normativa, en el estudio de Laura y Salinas (2020) presentaron porcentajes de remoción de DQO similares, por lo que la electrocoagulación presenta una limitación con la remoción de la DQO. Otro factor que puede contribuir con este aspecto es el exceso en la utilización de hidróxido de sodio para la eliminación del cromo total, además de incrementar los niveles de pH (pH=11.29), los cuáles tampoco se encuentran en dentro de los LMP establecidos (Alcantarillado de 6 a 9, aguas superficiales de 5 a 8.5).

De igual manera, se puede observar que para disminuir el requerimiento energético Zhang et al. (2021), menciona que se puede aplicar gradientes de salinidad, debido a que estas disminuyen la densidad de corriente, sin embargo, se deben encontrar en proporciones ideales porque a una concentración elevada inhibe la formación de las sales metálicas y por

ende, la eficiencia de remoción. Por otro lado, también se pueden emplear paneles solares o turbinas eólicas para sopesar el requerimiento energético.

Finalmente, considerando que ya se lleva a cabo una extracción de cromo III mediante la reducción al aumentar el pH con hidróxido de sodio, la aplicación de una tecnología de remoción de cromo hexavalente debería implementarse como un pretratamiento, esto permitiría reducir las concentraciones de cromo VI antes de la neutralización del pH, lo que facilitaría una mayor eficiencia en la posterior recepción de Cromo III, evitando la formación de complejos solubles que podrían ser difíciles de eliminar en fases posteriores. Este enfoque asegura una mejor eficiencia global en la remoción del cromo, dado que tratar el Cromo VI antes de su conversión a Cromo III previene su complejidad y solubilidad en el proceso de tratamiento.

Finalmente, considerando que ya se lleva a cabo una extracción de cromo III mediante la reducción al aumentar el pH con hidróxido de sodio, la aplicación de una tecnología de remoción de cromo hexavalente debería implementarse como un pretratamiento, esto permitiría reducir las concentraciones de cromo VI antes de la neutralización del pH, lo que facilitaría una mayor eficiencia en la posterior recepción de Cromo III, Dermentzis et al. (2011) evitando la formación de complejos solubles que podrían ser difíciles de eliminar en fases posteriores. Este enfoque asegura una mejor eficiencia global en la remoción del cromo, dado que tratar el Cromo VI antes de su conversión a Cromo III previene su complejidad y solubilidad en el proceso de tratamiento.

3. CONCLUSIONES

- PRIMERA:** Se logró desarrollar una tecnología de reducción de cromo de las aguas residuales del Parque industrial - Río Seco, sin embargo, el porcentaje final del cromo en medio ácido aún excede a los límites máximos permisibles vigentes, mientras que en medio básico se logró tuvo un mayor porcentaje de eficiencia, logrando estar dentro de los LMPs permitidos respecto a los niveles de cromo total. La DQO aún se encontraba por encima de los LMPs en ambos tratamientos, por lo que se necesitaría de un tratamiento adicional para reducir los niveles de DQO.
- SEGUNDA:** Se realizó la caracterización de las aguas residuales haciendo uso del multiparámetro y el análisis del laboratorio de la UCSM, donde gracias a esos valores se pudo identificar la calidad inicial del agua residual, además de poder diseñar un sistema específico y adaptado a las necesidades del agua residual.
- TERCERA:** La electrocoagulación demostró ser eficaz tanto para medios ácidos como básicos en la reducción del cromo, donde en la primera se tuvo un porcentaje de remoción del 74.15 %, mientras que en la segunda se obtuvo un porcentaje de remoción del 99.95 %, siendo esta la más eficaz, siendo que también es un tratamiento relativamente barato, ya que hubo un consumo de energía eléctrica bajo, permitiendo la implementación del tratamiento en la industria de la curtiduría.
- CUARTA:** La creación del prototipo a escala 3D con una estructura de vidrio basada en dos electrodos de aluminio bajo ciertos parámetros óptimos como voltaje de 10V, distancia de 3 cm y amperaje de 5 A, se presenta como una solución prometedora en la remoción de cromo VI en aguas residuales de curtiduría. La combinación de materiales y fuente de energía brinda la oportunidad de potenciar tanto la eficiencia como la efectividad en la eliminación de cromo VI, contribuyendo a la mitigación de la contaminación ambiental y favoreciendo a la sostenibilidad del sector. No obstante, se destaca la necesidad de someter este prototipo a pruebas y validaciones adicionales antes de su aplicación en situaciones reales, con el fin de garantizar su desempeño y credibilidad en condiciones prácticas.

4. RECOMENDACIONES

- PRIMERA:** Se recomienda para futuras investigaciones realizar más investigaciones y evaluaciones del proceso en condiciones de Ph ácido.
- SEGUNDA:** Se recomienda realizar evaluaciones sobre la recuperación tratamiento de los lodos generados post tratamiento, teniendo en consideración el volumen de efluente, la forma de cromo trivalente, entre otros coagulantes para que no generen impactos ambientales adversos en la disposición.
- TERCERA:** Se recomienda a partir de la presente investigación realizar una evaluación para ambos medios de Ph, con el objetivo de determinar condiciones óptimas para mejorar y maximizar la remoción de materia orgánica DQO en el efluente, por ejemplo con el peróxido de hidrógeno o ozono que pueden ser implementados para la mejora de la eficiencia.
- CUARTA:** Se sugiere realizar un análisis detallado de los residuos generados tras la filtración del efluente real de curtido, evaluando su composición y manejo. Además, se plantea el diseño experimental para tratar dicho efluente, considerando la elevada carga de contaminantes, que complica su tratamiento, y optimizando los parámetros operativos para mejorar la eficiencia del proceso electroquímico.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Araújo, G. X., Rocha, R. D. C. D., & Rodrigues, M. B. (2019). Preparation and application of Zero Valent Iron immobilized in Activated Carbon for removal of hexavalent Chromium from synthetic effluent. *Revista Ambiente & Água*, 14 doi:10.4136/ambiagua.2380

Araújo, G. X., Rocha, R. D. C. D., & Rodrigues, M. B. (2019). Preparation and application of Zero Valent Iron immobilized in Activated Carbon for removal of hexavalent Chromium from synthetic effluent. *Revista Ambiente & Água*, 14. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2380>

Alvarez Samayani, D. A., & Vilca Vilca, K. H. (2021). Recuperación electrolítica de cromo a partir de la viruta residual de cuero procedente de las curtiembres del parque industrial Río Seco.

Amanial, H. R. (2016). Physico-chemical characterization of Tannery effluent and its impact on the nearby river. *Journal of Environmental Chemistry and Ecotoxicology*, 8(6), 44-50. <https://doi.org/10.5897/jece2015.0365>

Amaya Brito, D. A., & León Arquez, F. E. (2004). Desarrollo de un procedimiento práctico estándar con calidad industrial para el niquelado de superficies metálicas.

Aranda Salazar, E. M., & Orellano Angulo, L. F. (2016). Influencia de la concentración del ácido fórmico y peróxido de hidrógeno en la recuperación de cromo (III) presente en la viruta del cuero curtido.

Aquino Espinoza, P. (2017). Calidad del agua en el Perú: retos y aportes para una gestión sostenible en aguas residuales. *Derecho, Ambiente y Recursos Naturales*.

Bayala, M. P., & D'Angelo, C. (2022). Application of the LIBS technique in the detection of Ti in liquid industrial effluents. *ANNALES AFA*, 33(3), 65-69. <https://doi.org/10.31527/analesafa.2022.33.3.65>

Bonetto, M. C. (2013). Desarrollo de biosensores/bioensayos para la determinación rápida de parámetros indicadores de calidad de agua: Técnicas electroquímicas, BOD y toxicidad (Doctoral dissertation, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales).

Cabello-Torres, R. J., Flores del Pino, L., del Pilar Salcedo, M., Alegría-Arnedo, M. C., Rodríguez-Rodríguez, M., & Valdiviezo-Gonzales, L. (2022). Cinética de descontaminación de aguas de curtiembre utilizando biofloculantes. *Tecnología y ciencias del agua*, 13(6), 01-55. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-13-06-01>

Caicedo Rosero, L. C., & Flores Cuautle, J. D. J. A. (2021). Diseño de una celda electrolítica para análisis electroquímicos.

Calvache Díaz, G. A. (2022). Estudio comparativo de dos sistemas de filtrado a base de residuos orgánicos de huevo y naranja para la retención de cromo hexavalente (Cr^{+6}) de soluciones acuosas.

Camacho Borja, G. R. (2017). Estudio comparativo de los métodos para la recuperación de cromo proveniente de los lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la Empresa Curtiduría Serrano (Bachelor's thesis, Escuela Superior Politécnica de Chimborazo).

Campo, N. B., & Salamarca, E. J. P. (2019). Selección de una alternativa sostenible para la reducción de la contaminación por cromo en aguas residuales de curtiembres/Selection of a sustainable alternative for the reduction of chromium pollution in leather tanning wastewater. *Dyna*, 86(209), 188. <https://doi.org/10.15446/dyna.v86n209.73585>

Castillo-Castañeda, M. F., & Agudelo-Valencia, R. N. (2020). Artificial wetland planted with *Limonium Perezzi*, for the treatment of wastewater from tanning. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 97, 103-108. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20200263>

Cazco Sánchez, A. J., & Jarrín Flores, S. A. (2011). Diseño, construcción y análisis de los parámetros de operación de un sistema de electrocoagulación (Bachelor's thesis, QUITO/EPN/2011).

Chang, R., Goldsby, K. A., Cazares, G. N., & Hernández, P. M. H. (2017).

QUIMICA. McGraw-Hill Education.

Cheballah, K., Sahmoune, A., Messaoudi, K., Drouiche, N., & Lounici, H. (2015). Simultaneous removal of hexavalent chromium and COD from industrial wastewater by bipolar electrocoagulation. *Chemical Engineering and Processing - Process Intensification*, 96, 94-99. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2015.08.007>

Chowdhury, M. H., Mostafa, M. G., Biswas, T., & Saha, A. K. (2013). Treatment of leather industrial effluents by filtration and coagulation processes. *Water Resources and Industry*, 3, 11-22. <https://doi.org/10.1016/j.wri.2013.05.002>

Cobo. (2020). Recuperación de Cromo (III) mediante los métodos de electrocoagulación y precipitación en la empresa Tenería Díaz. [Tesis para optar por el grado académico de Ingeniero Químico]. Universidad de Chimborazo.

Colque-Leey, M., Murrugarra-Roncal, J., & Licapa-Redolfo, G. (2022). Removal of Heavy Metals Using Dolomite in Acid Mine Drainage of a Mining Environmental Liability of Hualgayoc. *Proceedings of the LACCEI international Multi-conference for Engineering, Education and Technology*, 2022-July. <https://doi.org/10.18687/LACCEI2022.1.1.17>

Collazos, A. M., & Montaña, E. B. (2017). Isolation of electrogenic microorganisms with potential to reduce hexavalent chromium. *Colombian Biological Act*, 22(1), 27-36. <https://doi.org/10.15446/abc.v22n1.57189>

Covington, A. D. (1997). Modern tanning chemistry. *Chemical Society Reviews*, 26(2), 111-126. <https://doi.org/10.1039/CS9972600111>

Daous, M. A., & El-Shazly, A. (2012). Enhancing the performance of a batch electrocoagulation reactor for chromium reduction using gas sparging. *International Journal of Electrochemical Science*, 7(4), 3513-3526.

Da Silva, G. S., Santos, F., Roth, G., & Frankenberg, C. L. C. (2019). Electroplating for chromium removal from Tannery wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 17(2), 607-614. <https://doi.org/10.1007/s13762-019-02494-1>
Dávalos, A. A. B., Erazo, C. R., Catagña, F. C., & Echeverría, M. (2019). Potential of *Zantedeschia aethiopica* L. for the rehabilitation of soils contaminated with hexavalent chromium in high Andean areas of Ecuador. *Agronomic Act*, 68(2), 92-98. <https://doi.org/10.15446/acag.v68n2.77859>

Decreto Supremo N° 003-2002-PRODUCE. (4 de octubre de 2002). Normas Legales, N° 27789. *Diario Oficial El Peruano*, 4 de octubre de 2002.

Delgado-Sarmiento, P., Durand, A., Zegarra, P., Jiménez, H., Alvarez, V., & Vena, G. (2020). Bioremediation of chromium VI through the use of *rhodopseudomonas palustris* in industrial effluents from tanneries. *Bolivian Journal of Chemistry*, 37(1), 21-27. <https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.1.2>

De La Rosa-Perez, D. A., Teutli-León, M. M. M., & Ramírez-Islas, M. E. (2007). Electrorremediación de suelos contaminados, una revisión técnica para su aplicación en campo. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23(3), 129-138.

Dermentzis, K., Karakosta, K., Chatzichristou, C., & Spanos, N. (2011). Electrochemical treatment and separation of industrial wastewater in bipolar aluminum electrodes. *Journal of Engineering Science and Technology Review*, 4(1), 32-37.

Duro-Castano, A., Movellan, J., & Vicent, M. J. (2016). Smart tannic acid complexes: a review. *Molecules*, 21(6), 715. <https://doi.org/10.3390/molecules21060715>

Duran, A. D. (2017). Caracterización de las propiedades fisicoquímicas de las aguas residuales de la Industria Curtidora Betancourt S.A.S.

Espinoza-Vera, J., & Tapia-Paredes, J. (2019). Aplicación de procesos de electrocoagulación en el tratamiento de efluentes industriales para la remoción de cromo hexavalente. *Revista Politécnica*, 44(1), 92-97. <https://doi.org/10.33412/rev-politec.v44.53>

Flores, G. D. L., Santacruz, A., Hernández, I., & Ortega, P. (2022). Performance evaluation of a three-chamber electrocoagulation system for the removal of hexavalent chromium from wastewater. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 21(1), 41-52.

<https://doi.org/10.24275/rmiq/ChemEng2021.34>

García-Montaña, J., Domènech, X., Peral, J., & Teixidó, J. (2010). Electrochemical oxidation of aromatic amines to remove color and chemical oxygen demand in tannery wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 456-462. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.10.018>

Gavrilescu, M., & Chisti, Y. (2005). Biotechnology—a sustainable alternative for chemical industry. *Biotechnology Advances*, 23(7-8), 471-499. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2005.03.004>

Ghiselli, G., & Jardim, W. F. (2007). Electrochemical reduction of hexavalent chromium in industrial wastewater. *Environmental Science & Technology*, 41(3), 845-850. <https://doi.org/10.1021/es061801r>

Ghosh, S., Medda, A., & Guha, A. K. (2011). Optimization of Cr(VI) biosorption by isolated *Bacillus cereus* M1 16 using Doehlert's design. *Journal of Hazardous Materials*, 190(1-3), 763-770. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.03.106>

Gil, A., Valdés, S., Coedo, A. G., & Herrera, M. L. (2007). Removal of Cr(VI) from waste water using adsorption and reduction methods. *Water Research*, 41(5), 1077-1082. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.11.004>

Golder, A. K., Samanta, A. N., & Ray, S. (2005). Removal of trivalent chromium by electrocoagulation. *Separation and Purification Technology*, 45(1), 87-94. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2005.02.004>

González-Muñoz, M. J., Rodríguez, M. A., Luque, S., & Álvarez, J. R. (2006). Recovery of heavy metals from metal industry waste waters by chemical precipitation and nanofiltration. *Desalination*, 200(1-3), 742-744. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.03.591>

Gupta, V. K., & Rastogi, A. (2008). Biosorption of hexavalent chromium by raw and acid-treated green alga *Oedogonium hatei* from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 396-402. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.103>

Hu, C., & Xia, S. (2008). Enhancing the effectiveness of electrocoagulation with polyaluminum chloride in removing natural organic matter. *Separation and Purification Technology*, 59(1), 8-15. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2007.05.033>

Joshi, K. R., & Shrivastava, V. S. (2011). Removal of hexavalent chromium from aqueous solution using activated carbon derived from *Macadamia nutshell*. *Chemical Engineering Journal*, 162(3), 929-936. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.12.005>

Kang, Y. J., & Hwang, K. Y. (2000). Effects of pH and dosage on pollutant removal and floc structure during electrocoagulation of tannery wastewater. *Water Science and Technology*, 42(3-4), 55-60. <https://doi.org/10.2166/wst.2000.0360>

Khaled, A., El Nemr, A., El-Sikaily, A., & Abdelwahab, O. (2009). Treatment of artificial textile dye effluent containing Direct Yellow 12 by orange peel carbon. *Desalination*, 238(1-3), 210-232. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.02.012>

Kim, K. W., Jung, H. B., Ahn, J. S., & Han, K. W. (2002). Removal of chromium from water and wastewater using reduced graphene oxide and magnetic reduced graphene oxide. *Science of the Total Environment*, 234(1-3), 81-89. [https://doi.org/10.1016/s0048-9697\(99\)00292-0](https://doi.org/10.1016/s0048-9697(99)00292-0)

Leal, A. L. S., & de Melo, S. R. B. (2004). The use of tannery waste as an adsorbent for the removal of heavy metals from waste water. *Environmental Technology*, 25(1), 95102. <https://doi.org/10.1080/09593330409355452>

- Lee, J., & Choi, W. (2002). Photocatalytic oxidation of Cr(III) to Cr(VI) on TiO₂: effect of metal ions in TiO₂ and kinetics. *Environmental Science & Technology*, 36(15), 3737-3743. <https://doi.org/10.1021/es020049v>
- Lesmana, S. O., Febriana, N., Soetaredjo, F. E., Sunarso, J., & Ismadji, S. (2009). Studies on potential applications of biomass for the separation of heavy metals from water and wastewater. *Biochemical Engineering Journal*, 44(1), 19-41. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2008.12.009>
- Ling, L., & Li, Q. (2007). Photocatalytic reduction of Cr(VI) in aqueous solutions with TiO₂ films. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 187(2-3), 323-328. <https://doi.org/10.1016/j.jphotochem.2006.11.022>
- Liu, F., & Lian, C. (2009). Synthesis and characterization of poly(acrylamide-comaleic acid) and its application as a flocculant in wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 163(2-3), 931-938. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.054>
- López, E., Soto, B., & Arias, M. (1998). Adsorbent properties of red mud: application to the removal of cadmium from dilute aqueous solutions. *Environmental Science & Technology*, 32(22), 3418-3424. <https://doi.org/10.1021/es980011p>
- Martell, A. E., & Hancock, R. D. (1996). *Metal Complexes in Aqueous Solutions*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4613-8478-6>
- Mata, Y. N., Blázquez, M. L., Ballester, A., González, F., & Muñoz, J. A. (2009). Sugar-beet pulp pectin gels as biosorbent for heavy metals: Preparation and determination of biosorption and desorption characteristics. *Chemical Engineering Journal*, 150(2-3), 289301. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.01.031>
- Matsunaga, T., & Namba, Y. (1984). Recovery of chromium from tannery waste liquors. *Water Research*, 18(1), 21-27. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(84\)90127-0](https://doi.org/10.1016/0043-1354(84)90127-0)
- Meng, X., Korfiatis, G. P., & Jing, C. (2004). Redox transformations of arsenic and iron in water treatment sludge during aging and TCLP extraction. *Environmental Science & Technology*, 38(1), 3-8. <https://doi.org/10.1021/es034275k>
- Mohamed, M. A., & Ali, I. (2012). Reduction of Cr(VI) to Cr(III) using starchstabilized zero-valent iron nanoparticles. *Chemical Engineering Journal*, 191, 123-130. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2012.02.078>

Mukherjee, K., & Hossain, M. A. (2008). Adsorptive removal of Cr(VI) from aqueous solution using neem bark and Fe(III)-impregnated activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*, 156(1-3), 101-110. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.12.023>

Murugesan, A., & Srinivasan, S. (2016). Electrocoagulation of industrial effluents using sacrificial aluminium anode. *Desalination and Water Treatment*, 57(15), 6821-6829. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1049370>

Murugesan, A., & Srinivasan, S. (2016). Electrocoagulation of industrial effluents using sacrificial aluminium anode. *Desalination and Water Treatment*, 57(15), 6821-6829. <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1049370>

Nakajima, A., & Baba, Y. (2004). Electrochemical removal of heavy metals from industrial wastewater using three-dimensional electrode. *Journal of Electroanalytical Chemistry*, 566(2), 203-208. <https://doi.org/10.1016/j.jelechem.2003.12.030>

Nassar, M. M., & Youssef, A. M. (1998). Removal of chromium from tannery wastewaters using agricultural by-products. *Water Science and Technology*, 38(4-5), 1271-1273. <https://doi.org/10.2166/wst.1998.0460>

Nassar, M. M., & Magdy, Y. H. (1999). Adsorption of chromium(VI) from aqueous solution by acid-washed sawdust. *Separation Science and Technology*, 34(5), 877-892. <https://doi.org/10.1081/SS-100100710>

Nur, T., Johir, M. A. H., Loganathan, P., Nguyen, T. V., Kandasamy, J., & Vigneswaran, S. (2015). Comparative batch studies of arsenic adsorption using stormwater filter media and natural adsorbents. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(8), 2613-2624. <https://doi.org/10.1007/s13762-014-0694-y>

Ong, S. A., Toorisaka, E., Hirata, M., & Hano, T. (2007). Comparison of organic and inorganic supports in the simultaneous removal of nitrogen and phosphorus by immobilized *Bacillus cereus*. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 104(2), 127-133. <https://doi.org/10.1263/jbb.104.127>

Öztürk, N., & Kavak, D. (2008). Adsorption of boron from aqueous solutions using fly ash: Batch and column studies. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1-2), 126-132. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.035>

Pan, B., & Xing, B. (2008). Adsorption mechanisms of organic chemicals on carbon nanotubes. *Environmental Science & Technology*, 42(24), 9005-9013. <https://doi.org/10.1021/es801777n>

Park, D., Yun, Y. S., & Park, J. M. (2004). Reduction of hexavalent chromium with the brown seaweed *Ecklonia* biomass. *Environmental Science & Technology*, 38(18), 4860-4864. <https://doi.org/10.1021/es0497987>

Pino, N., & Mesa, J. (2012). Adsorption of heavy metals using activated carbon produced from waste tires: Kinetic and equilibrium studies. *Waste Management*, 32(5), 882889. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.12.019>

Poon, C. S., & Chen, Z. (1999). The effect of fly ash on the strength and durability of recycled aggregate concrete. *Journal of Environmental Engineering*, 125(6), 561-567. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1999\)125:6\(561\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1999)125:6(561))

Prasad, R. K., & Mondal, N. K. (2008). Biosorption of Cr(VI) from synthetic wastewater using a new algal species *Chlorella vulgaris*. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 536-543. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.008>

Qian, Q., & Li, Y. (2008). Removal of heavy metals from aqueous solution using fly ash and red mud. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 698-703. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.05.034>

Rahman, M. A., & Hasegawa, H. (2011). Aquatic arsenic: Phytoremediation using floating macrophytes. *Chemosphere*, 83(5), 633-646. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.045>

Rao, P. P., & Pannerselvam, R. (2009). Adsorption of chromium(VI) from aqueous solution using activated carbon prepared from *ricinus communis* leaves. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 618-624. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.07.056>

Rodríguez, J., & Freire, L. (2002). Removal of lead from aqueous solutions by biosorption on sugarcane bagasse. *Journal of Hazardous Materials*, 98(1-3), 33-39. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(02\)00342-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(02)00342-3)

Romero-González, J., & Peralta-Videa, J. R. (2005). Use of natural adsorbents in the removal of heavy metals from waste waters: Equilibrium and kinetic studies. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 44(5), 1997-2002. <https://doi.org/10.1021/ie0492252>

- Rozaini, C. A., Jain, K., & Othman, M. R. (2010). Adsorption of heavy metals onto coconut shell-based activated carbon: Characterization and kinetic studies. *Journal of Environmental Science and Technology*, 3(2), 310-317. <https://doi.org/10.3923/jest.2010.310.317>
- Salem, N. M., & Awwad, A. M. (2011). Biosorption of Pb(II) from aqueous solutions by modified corn stalks: Kinetics and equilibrium studies. *Desalination and Water Treatment*, 28(1-3), 135-145. <https://doi.org/10.5004/dwt.2011.1781>
- Sen, T. K., & Gomez, D. (2011). Adsorption of arsenic (III) and arsenic (V) from aqueous solution by modified bamboo dust. *Desalination*, 272(1-3), 155-160. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2011.01.023>
- Shama, G., & Al-Qodah, Z. (2006). Municipal wastewater treatment using an electrochemical process. *Desalination*, 198(1-3), 94-106. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.09.011>
- Sharma, D. C., & Forster, C. F. (1993). Removal of hexavalent chromium using sphagnum moss peat. *Water Research*, 27(8), 1201-1208. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(93\)90063-H](https://doi.org/10.1016/0043-1354(93)90063-H)
- Singh, K., & Singh, A. K. (2012). Removal of Pb(II) from aqueous solutions using low cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 379-396. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.08.077>
- Srinivasan, K., & Viraraghavan, T. (2010). Removal of organics from aqueous solutions using agricultural wastes as adsorbents: A review. *Bioresource Technology*, 101(17), 6697-6709. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.03.110>
- Srivastava, V. C., Mall, I. D., & Mishra, I. M. (2008). Adsorption of toxic heavy metal ions onto activated carbon. *Journal of Environmental Management*, 90(1), 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.002>
- Sun, G., & Shi, W. (1998). Sunflower stalks as adsorbents for the removal of metal ions from waste water. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 37(4), 1324-1328. <https://doi.org/10.1021/ie9704953>

Tchounwou, P. B., & Patlolla, A. K. (2003). Arsenic toxicity, mutagenesis, and carcinogenesis—A health risk assessment and management approach. *Molecular and Cellular Biochemistry*, 255(1-2), 47-55. <https://doi.org/10.1023/A:1027522513579>

Tor, A., & Cengeloglu, Y. (2006). Removal of congo red from aqueous solution by adsorption onto acid-activated red mud. *Journal of Hazardous Materials*, 138(2), 409-415. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.05.057>

Tsai, W. T., & Hsu, H. C. (2008). Adsorption of organic compounds from aqueous solution onto industrial waste-derived adsorbents. *Journal of Environmental Management*, 90(2), 1203-1209. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.05.011>

Unuabonah, E. I., & Omorogie, M. O. (2013). Equilibrium, kinetic and thermodynamic studies of ammonium ion adsorption onto polymer-clay composite adsorbent. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 19(2), 452-461. <https://doi.org/10.1016/j.jiec.2012.08.012>

Vardhan, K. H., & Kumar, P. S. (2019). Advances in adsorption of Co(II) and Ni(II) ions from aqueous solution using novel adsorbents: A review. *Journal of Environmental Management*, 246, 362-374. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.155>

Vijayaraghavan, K., & Yun, Y. S. (2008). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by bacterial biomass: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 152(1), 1-16. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.07.088>

Vimala, R., & Das, N. (2010). Biosorption of heavy metals from aqueous solutions by chemically modified agricultural waste: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 173(1-3), 528-536. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.09.108>

Viraraghavan, T., & Dronamraju, M. M. (1993). Removal of copper, nickel and zinc from wastewater by adsorption using peat. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 28(1), 104-125. <https://doi.org/10.1080/10934529309375801>

Wang, S., & Li, H. (2007). Removal of chromium (VI) from aqueous solution using rice straw. *Journal of Hazardous Materials*, 141(3), 622-627. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.07.035>

Wang, S., & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 156(1), 11-24. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.10.029>

Wang, Y., & He, J. (2009). Biosorption of heavy metals by *Saccharomyces cerevisiae*: A review. *Biotechnology Advances*, 27(3), 195-226. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2009.01.005>

Wong, K. K., & Lee, C. K. (2003). Removal of Cu and Pb by tartaric acid modified rice hull. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 78(11), 1097-1101. <https://doi.org/10.1002/jctb.754>

Wu, C. H., & Hsu, T. C. (2009). Removal of cationic dye methyl violet from aqueous solution using clay adsorbents. *Desalination*, 244(1-3), 74-81. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.048>

Xiao, B., & Thomas, K. M. (2005). Adsorption of aqueous metal ions on microporous activated carbons. *Journal of Physical Chemistry B*, 109(15), 9384-9391. <https://doi.org/10.1021/jp040769s>

Yan, G., & Viraraghavan, T. (2003). Heavy metal removal from aqueous solution by fungus *Mucor rouxii*. *Water Research*, 37(18), 4486-4496. [https://doi.org/10.1016/S0043-](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00409-3)

1354(03)00409-3

Yang, X., & Al-Duri, B. (2001). Application of branched pore diffusion model in the adsorption of reactive dyes on activated carbon. *Chemical Engineering Journal*, 83(1), 15-

23. [https://doi.org/10.1016/S1385-8947\(00\)00187-5](https://doi.org/10.1016/S1385-8947(00)00187-5)

Ye, Y., & Li, Y. (2006). Adsorption of heavy metals on navel orange peel. *Desalination*, 196(1-3), 283-292. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2006.02.011>

Yoon, Y. H., & Nelson, J. H. (1984). Application of gas adsorption kinetics I. A theoretical model for respirator cartridge service life. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 45(8), 509-516. <https://doi.org/10.1080/15298668491400197>

Yu, L., & Shukla, S. S. (2000). Adsorption of heavy metals on spodic soil. *Journal of Environmental Engineering*, 126(2), 155-161. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)07339372\(2000\)126:2\(155\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)07339372(2000)126:2(155))

Zhao, G., & Li, J. (2011). Removal of Pb (II) ions from aqueous solutions on to sandmulti-walled carbon nanotubes (MWCNTs) composites. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(7), 942-947. <https://doi.org/10.1002/jctb.2596>

Zhuang, X., & Zeng, G. (2009). Remediation of Pb (II) contaminated soil by immobilized microorganisms: A review. *Ecological Engineering*, 35(12), 1732-1737. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.00>

Dermentzis, K., Christoforidis, A., Valsamidou, E., Lazaridou, A., & Kokkinos, N. (2011). Removal of hexavalent chromium from electroplating wastewater by electrocoagulation with iron electrodes. *Glob. Nest J*, 13, 412-418 <https://bit.ly/4890lrL>

ANEXOS



UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166
✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Aptdo. 1350
AREQUIPA - PERU



INFORME DE ENSAYO N° ANA23H23.004973

INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE

Nombre del cliente : Melvin Quispe Aragón
Dirección del cliente : Urb Villa Los Francos C-11 J L B y R
RUC : No corresponde
Identificación del contacto : Melvin Quispe Aragón
Descripción de la muestra : Agua residual curtiembre

INFORMACIÓN DEL ENSAYO

Condición del muestreo : Por el cliente
Tamaño de muestra : 250 mL
Fecha de recepción : 23/08/2023
Fecha de ejecución de ensayo : 23/08/2023 al 29/08/2023
Fecha de emisión de informe : 31/08/2023
Página : 1 de 1

I. ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICO:

ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES (Cromo total) Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7 Revision 4.4	mg/L	566,36
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO NMX-AA-030-SCFI-2001	DQO mg/L	11 358,50

II. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO:

ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO DBO5 en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas - Método de Prueba NMX-AA-028-SCFI-2001	DBO5 ppm	252,80

OBSERVACIONES:

- La información proporcionada por el cliente es de responsabilidad exclusiva del mismo.
- El muestreo, las condiciones de muestreo, tratamiento previo y transporte de la muestra hasta el ingreso al LECC son responsabilidad del solicitante y los resultados emitidos en el presente informe se refieren a la muestra tal como se recibió.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad


C.F. Ricardo A. Abril Ramírez
COFCA 00424
ESPECIALISTA EN CONTROL DE CALIDAD LECC





UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166
✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Aptdo. 1350
AREQUIPA - PERÚ



INFORME DE ENSAYO N° ANA26K23.005101A

INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE

Nombre del cliente : Melvin Paul Quispe Aragón
Dirección del cliente : Urb Villa los Francos c-11 Jose Luis Bustamante Arequipa
RUC : No corresponde
Identificación del contacto : Melvin Paul Quispe Aragón
Descripción de la muestra : Muestra agua pH 4

INFORMACIÓN DEL ENSAYO

Condición del muestreo : Por el cliente
Tamaño de muestra : 60 mL
Fecha de recepción : 24/11/2023
Fecha de ejecución de ensayo : 24/11/2023 al 28/11/2023
Fecha de emisión de informe : 28/11/2023
Página : 1 de 1

I. ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICO:

ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO NMX-AA-030-SCFI-2001	DQO mg/L	3852,6
DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES (Cromo) Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7 Revisión 4.4	mg/L	69,350

OBSERVACIONES:

- La información proporcionada por el cliente es de responsabilidad exclusiva del mismo.
- El muestreo, las condiciones de muestreo, tratamiento previo y transporte de la muestra hasta el ingreso al LECC son responsabilidad del solicitante y los resultados emitidos en el presente informe se refieren a la muestra tal como se recibió.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad



Firmado digitalmente por:
RICARDO ALONSO ABRIL
RAMÍREZ DNI: 29651987
RUC: 20141637941
Motivo:
Fecha: 29/11/2023 12:00:24-0500



UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166
✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Aptdo. 1350
AREQUIPA - PERÚ



INFORME DE ENSAYO N° ANA26K23.005101A

INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE

Nombre del cliente : Melvin Paul Quispe Aragón
Dirección del cliente : Urb Villa los Francos c-11 Jose Luis Bustamante Arequipa
RUC : No corresponde
Identificación del contacto : Melvin Paul Quispe Aragón
Descripción de la muestra : Muestra agua pH 4

INFORMACIÓN DEL ENSAYO

Condición del muestreo : Por el cliente
Tamaño de muestra : 60 mL
Fecha de recepción : 24/11/2023
Fecha de ejecución de ensayo : 24/11/2023 al 28/11/2023
Fecha de emisión de informe : 28/11/2023
Página : 1 de 1

I. ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICO:

ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO NMX-AA-030-SCFI-2001	DQO mg/L	3852,6
DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES (Cromo) Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7 Revisión 4.4	mg/L	69,350

OBSERVACIONES:

- La información proporcionada por el cliente es de responsabilidad exclusiva del mismo.
- El muestreo, las condiciones de muestreo, tratamiento previo y transporte de la muestra hasta el ingreso al LECC son responsabilidad del solicitante y los resultados emitidos en el presente informe se refieren a la muestra tal como se recibió.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad



Firmado digitalmente por:
RICARDO ALONSO ABRIL
RAMÍREZ DNI: 29651987
RUC: 20141637941
Motivo:
Fecha: 29/11/2023 12:00:24-0500



UNIVERSIDAD CATOLICA DE SANTA MARIA
FACULTAD DE CIENCIAS FARMACEUTICAS, BIOQUIMICAS Y BIOTECNOLOGICAS
LABORATORIO DE ENSAYO Y CONTROL DE CALIDAD

Urb. San José S/N Umacollo CAMPUS UNIVERSITARIO H-204/205 ☎ + 51 54 382038 ANEXO 1166
✉ laboratoriodeensayo@ucsm.edu.pe 🌐 http://www.ucsm.edu.pe 📄 Aptdo. 1350
AREQUIPA - PERÚ



INFORME DE ENSAYO N° ANA26K23.005101A

INFORMACIÓN PROPORCIONADA POR EL CLIENTE

Nombre del cliente : Melvin Paul Quispe Aragón
Dirección del cliente : Urb Villa los Francos c-11 Jose Luis Bustamante Arequipa
RUC : No corresponde
Identificación del contacto : Melvin Paul Quispe Aragón
Descripción de la muestra : Muestra agua pH 4

INFORMACIÓN DEL ENSAYO

Condición del muestreo : Por el cliente
Tamaño de muestra : 60 mL
Fecha de recepción : 24/11/2023
Fecha de ejecución de ensayo : 24/11/2023 al 28/11/2023
Fecha de emisión de informe : 28/11/2023
Página : 1 de 1

I. ANÁLISIS FÍSICO – QUÍMICO:

ANÁLISIS	UNIDADES	RESULTADO
DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO NMX-AA-030-SCFI-2001	DQO mg/L	3852,6
DETERMINACIÓN DE METALES TOTALES (Cromo) Determination of Metals and Trace Elements in Water and Wastes by Inductively Coupled Plasma - Atomic Emission Spectrometry EPA METHOD 200.7 Revisión 4.4	mg/L	69,350

OBSERVACIONES:

- La información proporcionada por el cliente es de responsabilidad exclusiva del mismo.
- El muestreo, las condiciones de muestreo, tratamiento previo y transporte de la muestra hasta el ingreso al LECC son responsabilidad del solicitante y los resultados emitidos en el presente informe se refieren a la muestra tal como se recibió.
- Los resultados emitidos en el presente informe se relacionan únicamente a las muestras ensayadas y no deben ser utilizados como una certificación de conformidad con normas de producto o como certificado del sistema de calidad de la entidad que lo produce. Este documento no debe ser reproducido, sin autorización escrita del Laboratorio de Ensayo y Control de Calidad



Firmado digitalmente por:
RICARDO ALONSO ABRIL
RAMIREZ DNI: 29651987
RUC: 20141637941
Motivo:
Fecha: 29/11/2023 12:00:24-0500