

Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano
Departamento de Ambiente y Desarrollo
Ingeniería en Ambiente y Desarrollo



Proyecto Especial de Graduación
**Evaluación de la electrocoagulación como tratamiento para remoción
de hierro en las fuentes de abastecimiento de Zamorano**

Estudiante

Susan Gabriela Garcia Castro

Asesores

Victoria Alejandra Cortes Matamoros, D.C.A.

Erika Alejandra Tenorio Moncada, M.Sc.

Jacob Rodelvi Vásquez López, Mtr.

Honduras, agosto 2022

Autoridades

TANYA MÜLLER GARCÍA

Rectora

ANA MARGARITA MAIER

Vicepresidenta y Decana Académica

ERIKA TENORIO MONCADA

Directora Departamento de Ambiente y Desarrollo

HUGO ZAVALA MEMBREÑO

Secretario General

Agradecimientos

Agradezco a la unidad de Innovación tecnológica en la producción (D-LAB) Zamorano por facilitar el acceso a todas las herramientas para construir el tratamiento y el asesoramiento para desarrollar este proyecto de investigación.

Agradezco al Laboratorio de Calidad de Agua Zamorano por el apoyo brindado y tiempo invertido en la realización de los análisis fisicoquímicos.

Contenido

Agradecimientos	3
Índice de Cuadros.....	6
Índice de Figuras	7
Índice de Anexos.....	8
Resumen	9
Abstract.....	10
Introducción.....	11
Materiales y Métodos	15
Sitio de Estudio	15
Diseño y Construcción del Reactor	16
Procedimiento de Electrocoagulación	17
Evaluación de la Eficiencia de Remoción de Hierro	18
Toma de Muestras y Caracterización.....	18
Comparación de la Eficiencia de la Electrocoagulación y la Coagulación Química.	19
Costos de Operación	20
Análisis Estadístico	20
Resultados y Discusión.....	21
Características Iniciales de las Fuentes de Abastecimiento de Agua.....	21
Eficiencia de Electrocoagulación para Remoción de Hierro a Diferentes Concentraciones.....	22

Comparación de la Eficiencia de Remoción de Hierro en Diferentes Fuentes de Agua	24
Comparación de la Eficiencia de la Electrocoagulación y la Coagulación Química	27
Costos de Operación de la Electrocoagulación.....	30
Conclusiones	32
Recomendaciones.....	33
Referencias.....	34
Anexos.....	38

Índice de Cuadros

Cuadro 1 Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos en laboratorio	18
Cuadro 2 Promedio de parámetros fisicoquímicos iniciales de las muestras según fuente	21
Cuadro 3 Medidas de resumen de la concentración inicial de hierro en los puntos de muestreo	22
Cuadro 4 Valores promedio de la eficiencia de remoción de hierro mediante electrocoagulación. ...	24
Cuadro 5 Eficiencia de remoción de hierro según fuente	25
Cuadro 6 Remoción de Hierro por electrocoagulación (EC) y coagulación química (CQ)	28
Cuadro 7 Eficiencia de electrocoagulación y coagulación química para la remoción de hierro.	29

Índice de Figuras

Figura 1 Localización de los sitios de muestreo de agua cruda en la Microcuenca Santa Inés y Agua Amarilla	15
Figura 2 Prototipo de celda de electrocoagulación	16
Figura 3 Prototipo de tratamiento de electrocoagulación	17
Figura 4 Concentración inicial de Hierro en las fuentes de abastecimiento Santa Inés y Agua Amarilla	22
Figura 5 Porcentaje de remoción de hierro según concentración inicial	23
Figura 6 Disminución de turbidez en la fuente de abastecimiento de Santa Inés.....	26
Figura 7 Aumento de turbidez en la fuente de abastecimiento de Agua Amarilla.....	27
Figura 8 Dosificación de coagulante PAC según turbidez inicial.....	28
Figura 9 Comportamiento de la electrocoagulación y coagulación química para remoción de hierro	29

Índice de Anexos

Anexo A Prototipo de tratamiento de electrocoagulación	38
Anexo B Punto de muestreo de Santa Inés.....	39
Anexo C Precipitación de los días previo a las fechas de muestreo	40
Anexo D Resultados estadísticos de la correlación de concentración inicial y porcentaje de remoción (InfoStat)	41
Anexo E Resultados estadísticos de la prueba T-Student para comparación de los sitios de muestreo (InfoStat)	42
Anexo F Resultados estadísticos de la prueba de Wilcoxon para comparación de coagulación química y electrocoagulación (InfoStat).....	43
Anexo G Electrodisolución de placa de aluminio.....	44

Resumen

La electrocoagulación es un tratamiento donde la inducción de corriente eléctrica desestabiliza los compuestos presentes en el medio acuoso, permitiendo la formación de flóculos para su remoción. Zamorano cuenta con una red de abastecimiento de agua que históricamente ha reportado concentraciones de hierro superiores a 0.3 mg/L, lo que afecta las características organolépticas del recurso. Para dar cumplimiento a los requisitos de calidad para agua potable, es necesario implementar tratamientos, que permitan la remoción de este elemento. Por lo cual, se explora la electrocoagulación para conocer la aplicabilidad de esta tecnología como alternativa de tratamiento en Zamorano. En el estudio se evaluó la eficiencia de la electrocoagulación para la remoción de hierro en fuentes de agua. Se realizó el diseño y construcción de un reactor de electrocoagulación que contó con un arreglo para tratar 10 L de agua en 35 minutos, con un distanciamiento entre placas de 3 cm y una densidad de corriente de 1.5 mA/cm². Se encontró que el tratamiento tiene eficiencias de remoción de hierro de hasta 98% cuando la concentración inicial es de 6.54 mg/L. Se compararon las eficiencias de remoción de hierro en dos fuentes de abastecimiento con características diferentes, donde no se encontraron diferencias estadísticas ($P > 0.05$). Se comparó la eficiencia de la electrocoagulación y la coagulación convencional, haciendo uso de policloruro de aluminio, en el cual se demostró que no existen diferencias significativas entre los dos tratamientos. Finalmente, se estimó el costo de operación de la electrocoagulación a escala laboratorio fue de 0.65 USD/m³.

Palabras clave: Agua potable, coagulación, eficiencia de remoción, hierro, tecnología.

Abstract

Electrocoagulation is a treatment, where through the induction of electric current, compounds present in the aqueous medium are destabilized allowing the formation of floccules for its removal by physical methods. Zamorano has a water supply system that has historically reported iron concentrations above 0.3 mg/L, which affects the organoleptic characteristics of the resource. To comply with the quality drinking water requirements, it is necessary to implement treatments such as electrocoagulation which allow the removal of this element. Therefore, to determine the applicability of this technology as a treatment alternative, the efficiency of electrocoagulation for iron removal in two water sources in Zamorano was evaluated. For this purpose, an electrocoagulation reactor was designed and built to treat 10 L of water in 35 minutes, using an arrangement of plates spaced 3 cm apart and a current density of 1.5 mA/cm². It was found that the treatment reaches iron removal efficiencies of up to 98%, when the initial concentrations is greater than 6.54 mg/L. Likewise, iron removal in two water supply sources with different physicochemical characteristics was compared, without finding statistical differences ($p > 0.05$). In addition, the efficiency of this treatment and conventional coagulation using aluminum polychloride was compared, showing that there were no significant differences between them. Finally, the operating cost of electrocoagulation at laboratory scale was estimated at 0.65 USD/m³.

Keywords: Coagulation, drinking water, iron, removal efficiency, technology.

Introducción

El acceso al recurso hídrico bajo la norma de calidad de agua para consumo humano representa una limitante en varias comunidades a nivel mundial. Se estima que más del 36% de la población mundial vive en regiones con escasez de agua y más de dos mil millones de habitantes tienen que consumir agua contaminada (Organización de las Naciones Unidas [ONU], 2018). En América Latina, se estima que solo el 74% de las personas tienen acceso a agua potable, sin embargo, este número disminuye si se considera que gran parte de la población no tiene un suministro continuo de agua (Paltán et al., 2020). Asimismo, la población rural presenta continuamente la dificultad de contar con servicios de agua potable, ya que la infraestructura para su tratamiento y distribución es limitada (Pinilla-Rodríguez y Torres-Sánchez, 2019). Por ello, es necesario facilitar el acceso a este recurso de manera continua y segura para garantizar el bienestar de la población y poder contribuir al cumplimiento del Objetivo de Desarrollo Sostenible número (ODS) 6 (Agua Limpia y Saneamiento).

Para suplir una demanda creciente, es necesario aprovechar diversas fuentes de agua dulce, sin embargo, la calidad del recurso se encuentra asociada a las condiciones ambientales y geológicas del sitio donde se obtiene, por lo que no siempre se alcanzan los valores apropiados para consumo (Pino et al., 2017). El hierro (Fe) es un elemento comúnmente encontrado en fuentes de agua subterránea. Aunque este elemento no genera problemas de salud, puede alterar las características organolépticas, afectando la aceptabilidad (Doggaz et al., 2018).

Dependiendo de su valencia, elementos como el hierro tienen un tamaño y carga eléctrica que impide su aglomeración y posteriormente su sedimentación, lo que dificulta su eliminación (Azabache Liza, 2017). Este elemento se puede encontrar naturalmente en agua en su forma soluble (Fe^{+2}) e insoluble (Fe^{+3}) (Ochoa Marín et al., 2018). Proviene de la disolución de las rocas y minerales donde se encuentran los acuíferos y su concentración oscila entre 0.5-50 mg/L en condiciones naturales. Las aguas subterráneas presentan una tendencia a reportar una mayor concentración de hierro, alcanzando concentraciones de hasta 10 mg/L. Esto puede ocurrir en acuíferos donde los

suelos presentan una alta carga orgánica, ya que esta contribuye al agotamiento del oxígeno disuelto del agua, favoreciendo así la solubilidad de este elemento. En fuentes superficiales la concentración media del metal es de 0.5 mg/L, sin embargo, esta puede variar en concordancia con las características ambientales y geológicas del lugar (Pacheco Villegas y Torres Julio, 2020).

La normativa hondureña para la calidad de agua potable reporta que la concentración máxima permisible para hierro en agua es de 0.3 mg/L (Norma Técnica Nacional para la calidad del Agua Potable, 1995). En este contexto y dependiendo de la fuente de captación, se requieren diferentes procesos para lograr la remoción de este elemento. La mayoría de los métodos utilizados requieren de la incorporación de otros compuestos químicos, como el policloruro de aluminio ($Al_2(OH)_3Cl$), que consiste en un coagulante que reduce el potencial de cargas eléctricas y favorece la formación de flóculos que posteriormente se aglomeran y precipitan (Irigo Simó y Bellotti, 2018). Este compuesto puede eliminar el 81% del hierro presente en el medio (Moscoso Balanza, 2016).

Existen métodos enfocados en la oxidación química o física, que resultan en el cambio de valencia del Fe^{+2} en Fe^{+3} , favoreciendo su precipitación y posterior eliminación por sedimentación y filtración. Por otra parte, la electrocoagulación (EC) es un tratamiento que permite la eliminación de metales (incluido el hierro) y otros compuestos. Al inducir corrientes eléctricas, la liberación de iones permite la desestabilización de las partículas presentes en el agua, que al reaccionar con el medio promueve la formación de flóculos que pueden ser extraídos posteriormente por métodos físicos (Aguilar Ascon, 2015).

El principio del proceso de electrocoagulación se basa en la aplicación de una corriente eléctrica continua que permite la oxidación de las placas anódicas, las cuales liberan iones que reaccionan con la valencia del elemento que se quiere remover. A su vez, esta inducción de energía permite la reducción de los cátodos de la celda de EC, lo que provoca una reacción de electrólisis en el agua, produciendo a su vez pequeñas burbujas de hidrógeno (Liu et al., 2010). Esta liberación de hidrógeno permite a diferencia de otros tratamientos químicos la flotación de los flóculos, lo que

disminuye la producción de lodos y el tiempo de residencia del agua en el tratamiento (Bayramoglu et al., 2007). La selección del material de los electrodos metálicos depende de factores como el tipo y las propiedades fisicoquímicas del elemento o compuesto a tratar, el potencial de oxidación y toxicidad, entre otros (Hashim et al., 2020). El aluminio y hierro son frecuentemente utilizados en la electrocoagulación, ya que pueden formar hidróxidos, los cuales tienen una alta capacidad de absorción para una amplia gama de contaminantes, lo que permite la formación de flóculos (Sivaranjani et al., 2021).

La electrocoagulación se ha utilizado como tratamiento para suministro de agua, ya que puede remover una amplia cantidad de contaminantes orgánicos e inorgánicos, sin la adición de químicos (Almukdad et al., 2021). Dependiendo del diseño del reactor, puede presentar eficiencias de remoción entre 10% hasta 80% para compuestos como los sólidos totales, turbidez y color (Perozo Cuicas y Abreu Cuadra, 2017). La investigación dirigida por la Universidad de Chiang Mai mostró que, para la eliminación de hierro a una concentración inicial de 1000 mg/L, los electrodos de aluminio tienen porcentajes superiores al 98% de eficiencia (Jumpatong y Buddhasukh, 2003).

Otro estudio a escala de laboratorio evaluó la eliminación de hierro a través de la electrocoagulación, reportando una reducción en la concentración de hierro de 20 a 0.3 mg/L durante un período de tratamiento de 20 minutos y una distancia de electrodo de 5 mm. El experimento se realizó con un nuevo modelo de reactor cilíndrico con placas de aluminio perforadas, para aumentar el área superficial de reacción. También, se tuvo en cuenta un pH inicial de 6 y una densidad de corriente de 1.5 mA/cm² (Hashim et al., 2017).

Existen diversos factores que influyen sobre el desempeño del proceso. El tiempo de residencia en el reactor es uno de ellos, ya que, al incrementar el tiempo de reacción, mayor es la cantidad de iones liberados por los electrodos dentro del sistema. Asimismo, la densidad de corriente (A/m²) determina la cantidad de iones que son liberados por los electrodos. El pH por otro lado

determina la especie iónica que actuará como coagulante e influye en el proceso de solubilidad en el tratamiento, lo que influye en la eficiencia de este (Ferniza Garcia, 2017).

Las fuentes que abastecen de agua a la Universidad Zamorano contienen altas concentraciones de hierro, color y turbidez. La fuente de Santa Inés se caracteriza por reportar valores promedio de turbidez de 52.42 UNT, color 134.42 mg/L Pt-Co y hierro de 1.06 mg/L (De León Beitia y Martínez Baker, 2013). El manantial Agua amarilla de la Reserva Biológica Uyuca, se han registrado valores promedio de 1.08 UNT para turbidez y hierro de 0.7 mg/L (Moscoso Balanza, 2016).

Considerando la importancia de contar con alternativas eficientes para asegurar la calidad del agua de abastecimiento, en esta investigación se evaluó la aplicabilidad de la electrocoagulación para la remoción de hierro en agua potable, planteando los siguientes objetivos: Evaluar la eficiencia de la electrocoagulación para la remoción de hierro a diferentes concentraciones, comparar la eficiencia del tratamiento en dos fuentes de agua con diferentes características fisicoquímicas, comparar la eficiencia de remoción de hierro entre la electrocoagulación y la coagulación química y finalmente, determinar los costos de operación de la electrocoagulación a escala de laboratorio.

Materiales y Métodos

Sitio de Estudio

El estudio se llevó a cabo en el laboratorio de calidad del agua en el Departamento de Ambiente y Desarrollo ubicado en la Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano. Las muestras de agua cruda fueron recolectadas de la red de la microcuenca Santa Inés ($14^{\circ}01'11.8848''N$ y $86^{\circ}57'20.1562''W$) y del manantial Agua Amarilla en el punto de acopio de tanque Redondo, Jicarito ($14^{\circ}01'13.9260''N$ y $87^{\circ}02'08.4494''W$) (Figura 1). El agua cruda proveniente de Santa Inés se caracteriza por su color y turbiedad elevado en la mayor parte del año (Anexo A), por otro lado, Agua Amarilla se identifica por su claridad, baja carga bacteriana y pH ácidos. Esta diferencia se debe a que Santa Inés es una fuente de agua superficial a diferencia de Agua Amarilla que proviene de un manantial.

Figura 1

Localización de los sitios de muestreo de agua cruda en la Microcuenca Santa Inés y Agua Amarilla



Diseño y Construcción del Reactor

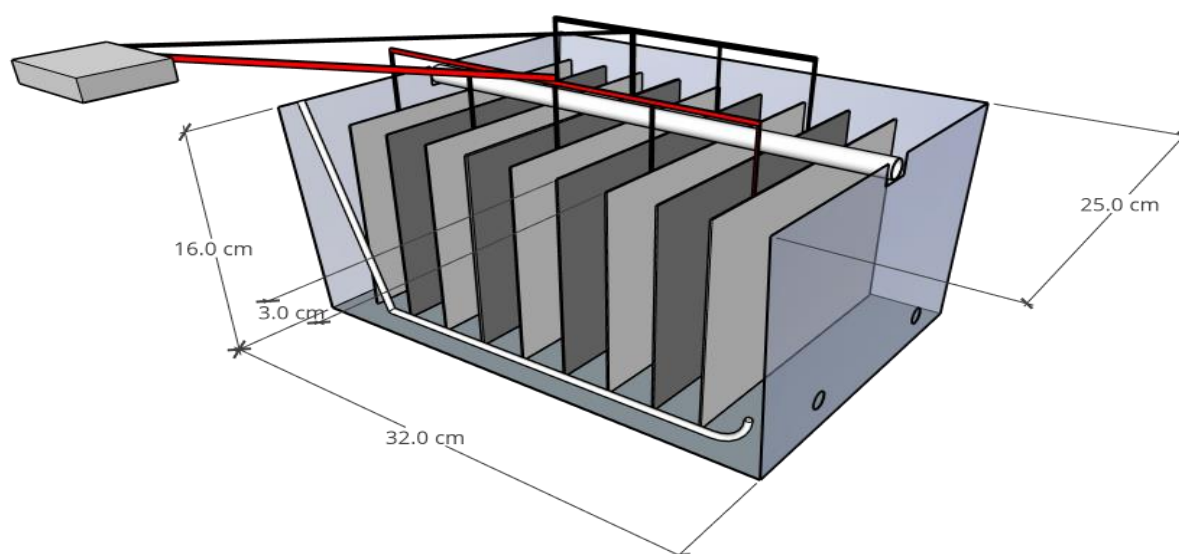
El reactor fue diseñado para operar como un sistema a escala de laboratorio, teniendo dimensiones de 35 cm de largo, 25 cm de ancho y 15 cm de altura. La construcción del reactor se elaboró en una estructura de plástico transparente donde se instalaron los electrodos. El diseño contó con cinco placas de aluminio y cuatro de acero inoxidable con 20 cm de ancho, 15 cm de altura y 1 mm de grosor cada uno que cumplieron la función de electrodos. Se consideró una distancia entre las placas de 3 cm, definiendo el número de electrodos requerido a partir de la ecuación obtenida por Arango y Garcés (2007) (Ecuación 1).

$$N^{\circ} \text{ electrodos} = \frac{(\text{Largo de celda}) - 2(\text{Distancia electrodos cara lateral})}{\text{Distancia máxima entre electrodos} + \text{Espesor de la placa}} \quad [1]$$

Las placas estaban conectadas en paralelo a la fuente de alimentación conmutada y al regulador de voltaje (DPS3005 0-32 V 5A). En la parte superior del reactor, se colocó una manguera que estaba acoplada a un tanque que alimentaba la celda con el agua caracterizada. Además, el sistema incluyó un sedimentador para los flocúlos que no contenían la cantidad necesaria de hidrogeno para flotar (Figura 2).

Figura 2

Prototipo de celda de electrocoagulación

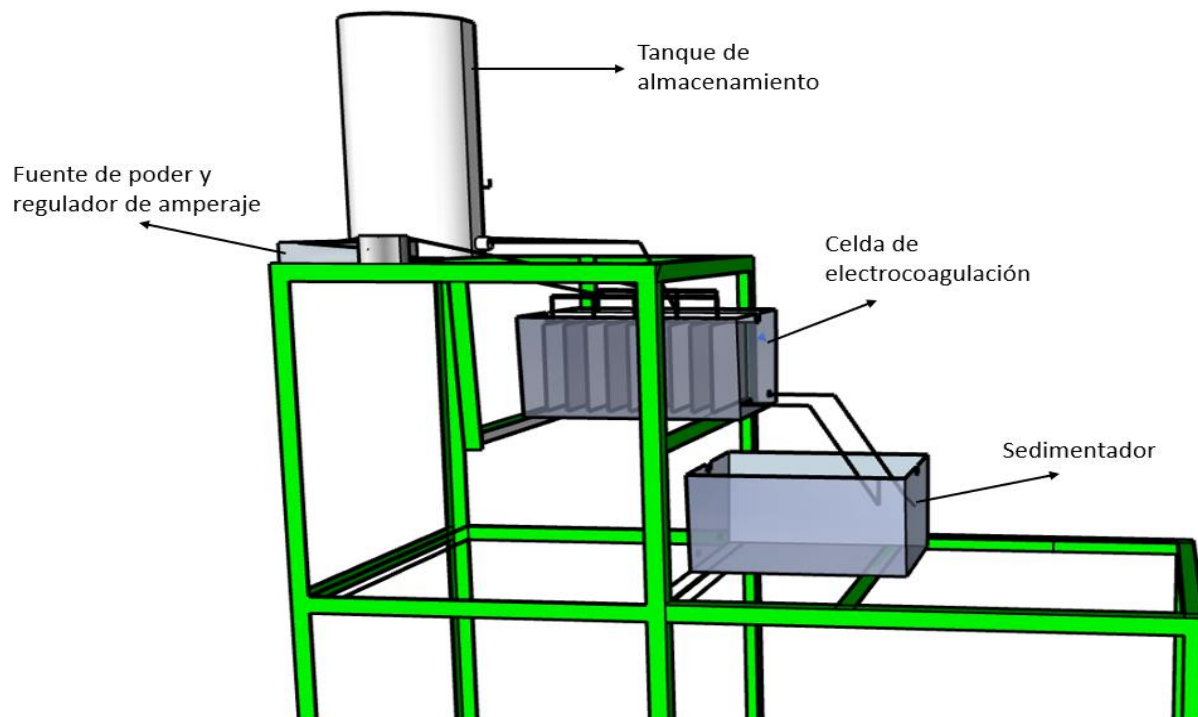


Procedimiento de Electrocoagulación

La tecnología considera una distribución volumétrica de tres regiones: una zona de flotación para la estancia de los flóculos o espuma formada en la reacción, una región media destinada a la reacción electroquímica, conocida como zona de reacción y la región de sedimentación para la deposición de los flóculos que no logran flotar (Arango y Garcés, 2007). El reactor fue diseñado tomando en cuenta los criterios descritos por Hashim et al. (2017), para operar en lotes con capacidad para tratar 10 litros de agua (Figura 3) (Anexo B). Las placas recibieron una densidad de corriente de $1.5\text{mA}/\text{cm}^2$ y un voltaje entre 20-32 V para el proceso electroquímico. Después de 35 minutos de tratamiento (Ghosh et al., 2008), el agua se transfirió a la zona de decantación para precipitar los flóculos presentes en el medio que no lograron flotar y finalmente con filtros de papel se removieron los coágulos remanentes.

Figura 3

Prototipo de tratamiento de electrocoagulación



Evaluación de la Eficiencia de Remoción de Hierro

Toma de Muestras y Caracterización

Se recolectó un total de cinco muestras de 20 litros de la microcuenca de Santa Inés y cinco con igual volumen de la fuente Agua Amarilla. Adicionalmente, se recolectaron tres muestras de Agua Amarilla de 10 litros que fueron modificadas mediante la adición de 10 mL de una solución de FeCl_3 a una concentración de hierro de 10 mg/mL para obtener una concentración de 10 mg/L previo al tratamiento de EC, esto con el fin de tener mayor variación en las concentraciones iniciales de hierro y determinar en qué condiciones el tratamiento presenta mayor eficiencia. Se realizó el análisis de cada muestra para determinar las características al inicio y después del tratamiento, aplicando las metodologías descritas en el Cuadro 1.

Cuadro 1

Métodos de análisis de parámetros fisicoquímicos en laboratorio

Parámetro/Componente	Unidades	Método de prueba
pH		Se realizó la lectura del pH de un multiparámetro marca OAKTON.
Conductividad	$\mu\text{s/cm}$	Variable analizada por la lectura de un multiparámetro marca OAKTON.
Turbidez	UNT	A través del método nefelométrico, se puede comparar la intensidad de la luz dispersada en la muestra, lo que permitió determinar la turbidez de la muestra (HACH 2100QISO1).
Sólidos totales disueltos	ppm	Variable medida por la lectura del multiparámetro marca OAKTON.
Salinidad	ppt	Variable medida por el multiparámetro marca OAKTON.
Hierro	mg/L	Determinación del metal por espectrofotometría de absorción atómica, método de llama directa de aire-acetileno.

Las muestras con un pH por debajo de seis pasaron por una alcalinización previa con hidróxido de sodio a una concentración 6 N (Cañizares et al., 2009). La alcalinización forma parte de las operaciones rutinarias de tratamiento aplicadas en Zamorano. Después de la caracterización, las muestras recolectadas ingresaron en el reactor por un periodo de residencia de 35 minutos en cada etapa. Al final del proceso de filtración, se repitieron los análisis para conocer la eficiencia del sistema

(Ecuación 2). A partir de estos datos, se realizó un análisis de correlación de Spearman para determinar la influencia que tenía la concentración inicial con la eficiencia del tratamiento.

$$\%Eficiencia = \frac{Concentración\ I - Concentración\ F}{Concentración\ I} \times 100 \quad [2]$$

A partir de los resultados obtenidos, se realizó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk, al presentar una distribución normal de los datos, se aplicó un análisis T-Student para muestras independientes, donde se determinó en cuál de las fuentes el tratamiento funciona de mejor manera en el momento de eliminación de la variable analizada.

Comparación de la Eficiencia de la Electrocoagulación y la Coagulación Química.

La coagulación química (CQ) es un proceso que por medio de la adición de químicos se altera el estado físico de los sólidos disueltos y suspendidos en un medio y facilitan su remoción por medio de la precipitación (Duan y Gregory, 2003). Este es uno de los métodos más utilizados para el tratamiento de agua, y en el caso de Zamorano, el policloruro de aluminio (PAC) es el coagulante utilizado. Se registra una remoción de hierro de hasta 81%.

La prueba de jarras es un procedimiento que se utiliza para simular los procesos de coagulación, permitiendo recrear a pequeña escala procesos industriales donde se pueden hacer variaciones de dosis y ajustes en pH. Por medio de esta prueba, se realizó la adición del coagulante PAC en dosis entre 1-50 mg/L dependiendo de la turbidez inicial de la muestra (Moscoso Balanza, 2016). Para el desarrollo de esta prueba se utilizaron agitadores magnéticos y seis "beakers" con capacidad de 1 L, a los cuales se les agregó una dosis diferente de la solución PAC. Se caracterizó cada muestra al inicio y final de la prueba, aplicando la metodología indicada en el Cuadro 1. Con los datos obtenidos en ambos tratamientos se aplicó estadística descriptiva y se compararon los valores obtenidos entre la electrocoagulación y la coagulación química para una misma muestra. Se aplicó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y por medio de la prueba Wilcoxon (Mann-Whitney U), se definió cuál de los tratamientos fue más eficiente.

Costos de Operación

El costo de operación es una de las principales variables para conocer la viabilidad de un tratamiento. Cuando se trata de operaciones comerciales, se considera el costo de los materiales, los reactivos, el mantenimiento, la construcción, las horas de trabajo de los empleados y la energía. Por otro lado, en operaciones a escala de laboratorio solo se mide el coste de los electrodos y la energía consumida (Ecuación 3) (Hashim et al., 2017).

$$CO = C_{energía} + C_{electrodos} \quad [3]$$

El costo de la energía, se calculó la cantidad de kWh/m³ que se consumió durante todo el tratamiento a través de una ecuación que reflejaba la corriente (A) (I), la potencia (V) (p), el tiempo de tratamiento (hrs) (T) y el volumen a tratar (m³)(Vol.) (Ecuación 4) (Hashim et al., 2017).

$$E = \frac{I \times p \times T}{Vol \times 1000} \quad [4]$$

Análisis Estadístico

Se aplicó un cuasi experimento con un nivel de confianza del 95%. Para la evaluación de la eficiencia de remoción de hierro de la electrocoagulación se realizó un análisis descriptivo para determinar la media, coeficiente de variación del tratamiento y un análisis de correlación de Spearman. De igual forma, para el análisis comparativo entre dos fuentes de agua estudiadas se aplicó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk seguido de un análisis T-Student para determinar si existían diferencia entre los dos lugares. Finalmente, para la comparación de la eficiencia de remoción entre la coagulación química y electrocoagulación se realizó una prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y posteriormente un análisis no paramétrico de Wilcoxon. Los datos fueron analizados en el programa "InfoStat 2020".

Resultados y Discusión

Características Iniciales de las Fuentes de Abastecimiento de Agua

Se determinaron las características iniciales en cada muestreo, registrando los valores de pH, conductividad, sólidos totales disueltos, salinidad, temperatura y turbidez de cada una de las fuentes, con el fin de definir las condiciones de entrada del agua cruda a los tratamientos (Cuadro 2). Se encontró que la fuente de Santa Inés presenta mayor turbidez, sin embargo, esta varía de acuerdo con la temporada del año. Asimismo, Agua Amarilla reporta un pH bajo, esto concuerda con lo reportado por Moscoso Balanza (2016).

Cuadro 2

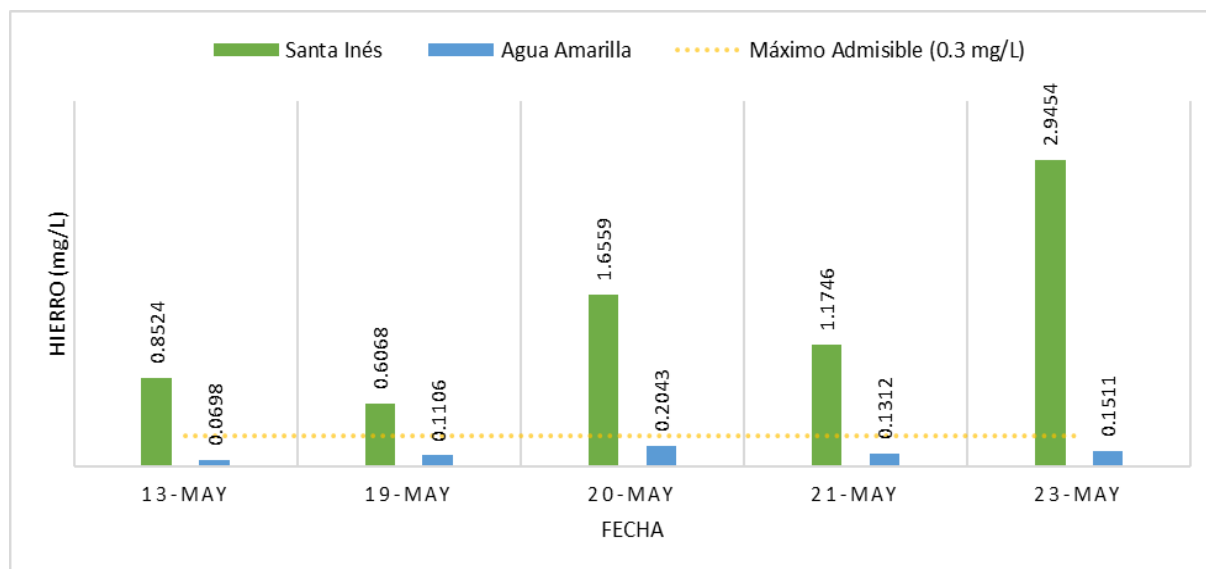
Promedio de parámetros fisicoquímicos iniciales de las muestras según fuente

Lugar	Valores	Temperatura (°C)	pH	Conductividad (μs/cm)	Sólidos totales disueltos (ppm)	Salinidad (ppt)	Turbiedad (UNT)
	Promedio	21.60	7.13	50.18	33.00	<0.01	55.77
Santa Inés	Máximo	25.00	7.82	60.40	42.20	<0.01	104.00
	Mínimo	19.90	6.68	41.90	17.00	<0.01	14.50
	CV	9.49	6.72	13.54	28.82	--	77.00
	Promedio	18.88	3.66	108.44	71.42	<0.01	0.11
Agua Amarilla	Máximo	25.00	4.13	113.80	80.70	<0.01	0.24
	Mínimo	14.90	3.52	90.20	36.50	<0.01	0.075
	CV	20.23	7.17	9.45	27.35	--	60.14

En la caracterización inicial, se encontraron en Agua Amarilla concentraciones inferiores a 0.3 mg/L de hierro y concentración superiores al límite admisible para las fuentes de Santa Inés (Figura 4). Las muestras recolectadas en Santa Inés tuvieron un coeficiente de variación de 63.92%, lo cual indica que la concentración inicial de hierro no fue constante en los diferentes muestreos realizados en ese sitio (Cuadro 3). Esto se puede explicar por las diferencias de turbidez que se reportaron en cada muestreo, ya que, al ser una fuente superficial se presenta un incremento de esta variable posterior a las lluvias (Anexo C). Por otro lado, el manantial Agua Amarilla presentó un coeficiente de variación de la concentración de hierro del 37.31%, sin embargo, los cambios en turbidez en este sitio son inferiores a los reportados en Santa Inés.

Figura 4

Concentración inicial de Hierro en las fuentes de abastecimiento Santa Inés y Agua Amarilla

**Cuadro 3**

Medidas de resumen de la concentración inicial de hierro en los puntos de muestreo

Lugar	Media	CV	Mínimo	Máximo	Mediana
Santa Inés	1.45	63.92	0.61	2.95	1.17
Agua Amarilla	0.13	37.31	0.07	0.20	0.13

Eficiencia de Electrocoagulación para Remoción de Hierro a Diferentes Concentraciones

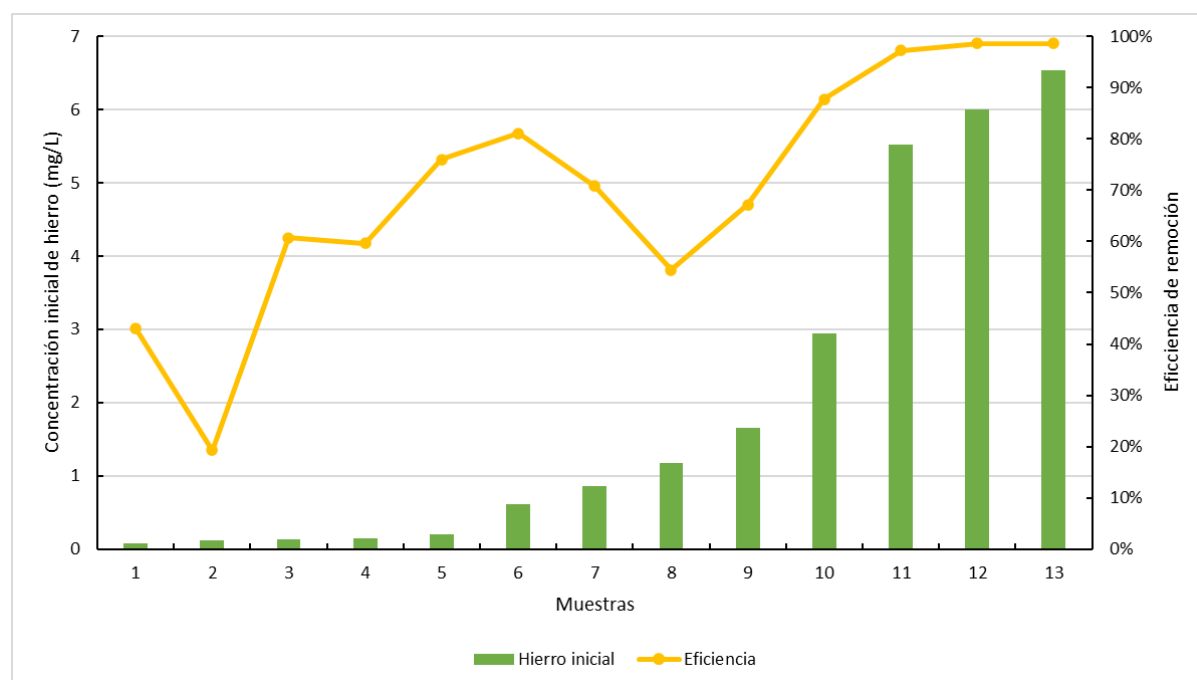
Se encontraron concentraciones iniciales de hierro entre rango de 6.54-0.07 mg/L en las fuentes de abastecimiento evaluadas y en las muestras modificadas con la adición de FeCl_3 . A pesar de que se observaron fluctuaciones en los resultados del tratamiento, las mayores eficiencias se presentaron a concentraciones iniciales superiores a 6.00 mg/L, alcanzando porcentajes de remoción entre 97-98% (Figura 5). Estas eficiencias se asemejan a las obtenidas por Das y Nandi (2020), donde obtuvieron remociones entre 98.54-98.88% con concentraciones iniciales de 20 mg/L. Asimismo,

Ghosh et al. (2008) reportaron porcentajes de remoción de 99.20% con concentraciones iniciales de 25 mg/L.

A parte de la concentración inicial del elemento, las variaciones que se observan en las muestras del 6-10 se pueden explicar por la diferencia en la conductividad inicial, ya que estas muestras pertenecen a la fuente de Santa Inés que reportó conductividad inicial entre 41.90-60.40 $\mu\text{s}/\text{cm}$, lo cual es inferior a lo observado en Agua Amarilla que tenía valores promedio de 108 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Según Kobya et al. (2003) en la investigación realizada donde evaluaron aguas residuales de la industria textil, es deseable presentar mayor conductividad, para mejorar el rendimiento en todo el proceso de EC.

Figura 5

Porcentaje de remoción de hierro según concentración inicial



La concentración inicial del hierro tuvo una relación positiva con la eficiencia de remoción, lo cual resultó en un coeficiente de correlación de Spearman (R) de 0.80 (Anexo D). Es decir, el 80% de la remoción se debió a la concentración inicial del hierro. Esto debido que, al tener mayor cantidad

del metal disuelto en el medio, es más fácil la captura de estas partículas en los flóculos que se crean (Un y Ocal, 2015).

Comparación de la Eficiencia de Remoción de Hierro en Diferentes Fuentes de Agua

Los resultados de los análisis de las fuentes de agua previo a su tratamiento reflejaron que las concentraciones del hierro en el 100% de las muestras de Agua Amarilla estaban por debajo del límite máximo permisible, registrando como valor máximo 0.20 mg/L. Por otro lado, las muestras provenientes de Santa Inés reportaron valores que exceden hasta 14 veces más el valor permisible, siendo 2.94 mg/L la concentración máxima. Las muestras de ambos sitios fueron sometidas al tratamiento de electrocoagulación bajo las mismas condiciones de tiempo y rangos de densidad de corriente, donde se obtuvieron porcentajes de remoción de hierro promedio de 51.62 y 72.27% para Agua Amarilla y Santa Inés respectivamente (Cuadro 4).

Cuadro 4

Valores promedio de la eficiencia de remoción de hierro mediante electrocoagulación.

Sitio	Promedio	CV	Máximo	Mínimo
Agua Amarilla	51.62	41.73	76.02	19.26
Santa Inés	72.27	17.85	87.80	54.46

La fuente Agua Amarilla presentó un coeficiente de variación de 41.73, el cual es superior al obtenido por Santa Inés de 17.85 (Cuadro 4). Esto se debe a los comportamientos que presentaron en la eficiencia de remoción en Agua Amarilla (Cuadro 5), lo cual se debió a la baja concentración inicial de hierro y variaciones en las características como turbidez y conductividad (Cuadro 2). Asimismo, las fluctuaciones del tratamiento se pueden atribuir a las diferencias que se presentaron en cada muestra, ya que, a mayor turbidez y concentración inicial de hierro, la captura en los flóculos es más efectiva. Por otra parte, en Santa Inés se obtuvo una mayor remoción de hierro, pero solo se logró cumplir la normativa de 0.3 mg/L en dos de las cinco muestras tratadas.

Cuadro 5*Eficiencia de remoción de hierro según fuente*

Lugar	Muestra	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final (mg/L)	Eficiencia de remoción (%)
Agua Amarilla	1	0.0698	0.0398	42.98
	2	0.1106	0.0893	19.26
	3	0.2053	0.0490	76.02
	4	0.1312	0.0516	60.67
	5	0.1511	0.0617	59.17
Santa Inés	1	0.8524	0.2491	70.78
	2	0.6068	0.1144	81.15
	3	1.6559	0.5439	67.15
	4	1.1746	0.5349	54.46
	5	2.9454	0.3592	87.80

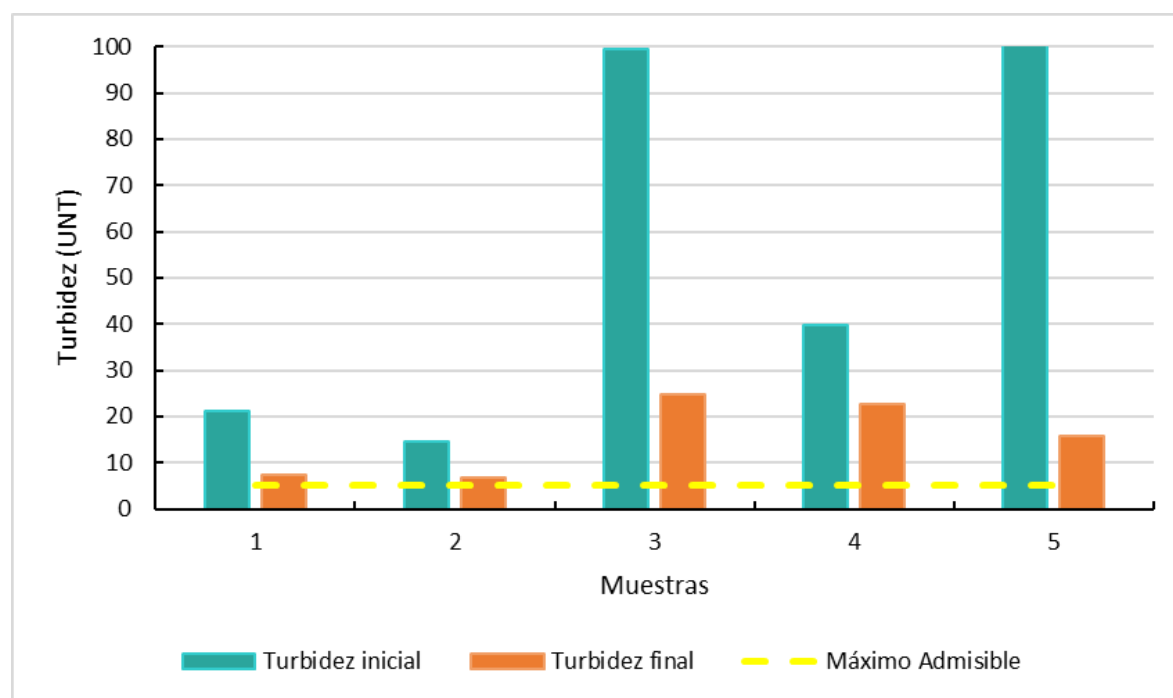
A pesar de presentar diferencias numéricas en las eficiencias de remoción de los sitios estudiados, se evaluó la diferencia estadística entre los puntos de muestreo y se comprobó mediante el análisis estadístico T-Student que no existen diferencias significativas para la remoción de hierro ($P=0.10$) en los lugares estudiados (Anexo E). Esto se puede explicar por las bajas concentraciones en ambas fuentes, ya que no existía una diferencia superior a 2 mg/L entre los dos sitios investigados. Asimismo, Al Aji et al. (2012) afirman que la concentración inicial de un metal no representa una influencia en el porcentaje de remoción, sin embargo, los resultados obtenidos previamente indican que a concentraciones elevadas, los porcentajes de remoción incrementan y por lo tanto las diferencias en reducción pueden ser significativas, ya que se forman flóculos grandes que son más fáciles de remover en los procesos físicos posteriores.

Adicionalmente, luego del proceso de EC, las muestras provenientes de Santa Inés presentaron una remoción promedio del 64% de turbidez, alcanzando valores de hasta 84.71% en la eficiencia de remoción de esta variable, teniendo 104 UNT como valor inicial (Figura 6). Sin embargo, según la normativa hondureña para calidad de agua (1995) el máximo admisible de turbidez para agua potable es de 5 UNT y ninguna de las muestras tratadas de Santa Inés logra cumplir con la norma al

concluir la etapa de EC, indicando la necesidad de complementar este tratamiento con operaciones unitarias adicionales.

Figura 6

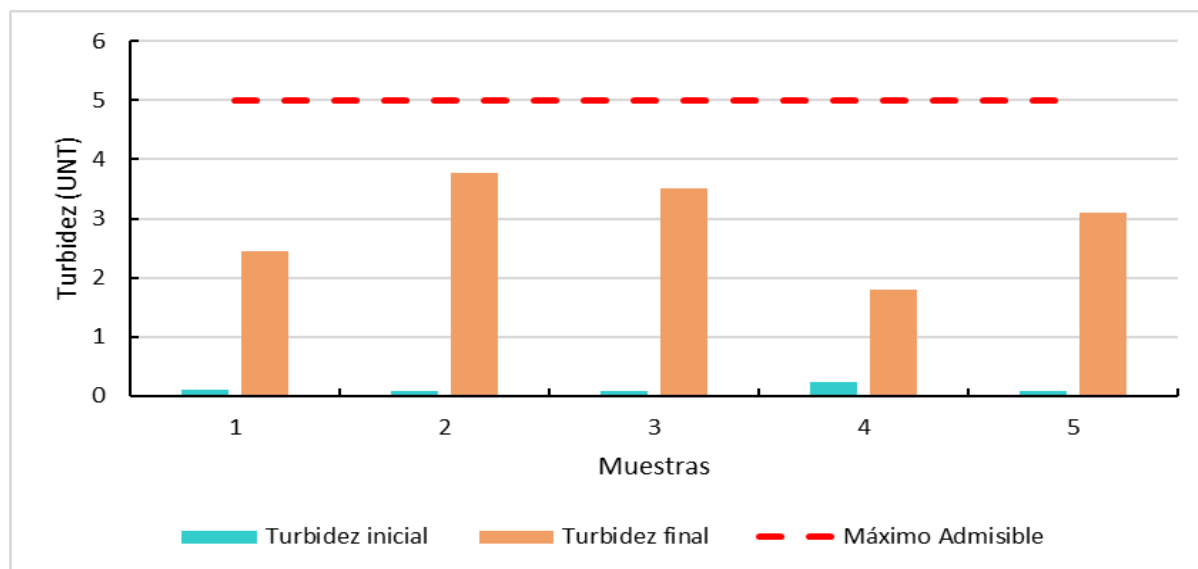
Disminución de turbidez en la fuente de abastecimiento de Santa Inés.



En Agua Amarilla se registró un aumento de turbidez en todas las muestras tratadas, alcanzando incrementos de hasta 3.77 UNT al concluir el tratamiento, sin embargo, estos valores siempre se encuentran debajo de la normativa hondureña (Figura 7). Esto se debe a las bajas concentración del compuesto de interés(hierro), por lo que la formación de los flóculos es más pequeña y en etapas posteriores del proceso ocasionan que la sedimentación sea más lenta y difícil (Castellanos Corredor et al., 2012). Sin embargo, el uso de filtros de arena y/o celulosa pueden reducir la presencia de flóculos en el medio y disminuir las inconsistencias en la remoción de hierro, ya que han reportado eficiencias remoción entre 40% hasta 90%, lo que puede favorecer el comportamiento del tratamiento (Solorzano Cuesta, 2020).

Figura 7

Aumento de turbidez en la fuente de abastecimiento de Agua Amarilla.



Comparación de la Eficiencia de la Electrocoagulación y la Coagulación Química

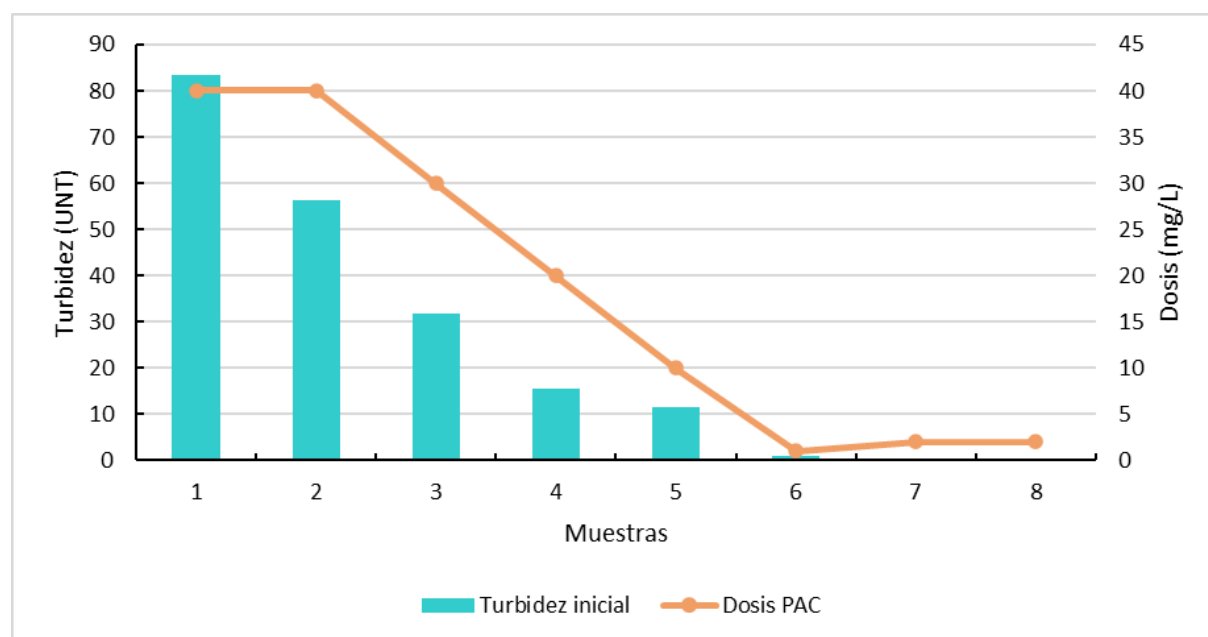
Es importante considerar que la coagulación tradicional requiere de dosificaciones elevadas cuando el agua presenta altos niveles de turbidez. Como se observa en la Figura 8, a turbidez de 30 UNT, es necesario agregar una concentración de 30 mg/L de PAC y en niveles de turbiedad superiores a 50 UNT, se requieren dosificaciones de 40 mg/L de PAC. Al presentar variaciones en turbidez, la aplicación de la dosis optima es necesaria para lograr el efecto deseado, ya que si esta se supera, no se pueden formar los flóculos deseados, disminuyendo la eficacia del tratamiento (Liu et al., 2019). La alta demanda de químicos puede ser una limitante, ya que es en algunos escenarios el acceso a estos productos se complica e incrementa los costos de operación.

Por otra parte, la electrocoagulación no requirió de modificaciones en las condiciones de funcionamiento del tratamiento (tiempo de reacción, distancia entre placas y densidad de corriente) cuando las muestras presentaron valores de turbidez elevados, ni la adición de aditivos químicos de difícil acceso por lo que es considerada una tecnología verde y de sencilla manipulación (Hashim et

al., 2020). Asimismo, la demanda de energía puede ser suplida por energía fotovoltaica (Nawarkar y Salkar, 2019).

Figura 8

Dosificación de coagulante PAC según turbidez inicial



La coagulación química y la electrocoagulación utilizadas para la remoción de hierro, se compararon en muestras con rangos de pH, turbidez y concentración iniciales de hierro similares. La coagulación química dio como resultado concentraciones finales de hasta 0.0288 mg/L, partiendo de una concentración inicial de 0.8524 mg/L. Por otra parte, la electrocoagulación alcanzó una concentración mínima de 0.049 mg/L al iniciar con una concentración de 0.2043 mg/L (Cuadro 6).

Cuadro 6

Remoción de Hierro por electrocoagulación (EC) y coagulación química (CQ)

Muestra	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final EC (mg/L)	Concentración final CQ (mg/L)
1	0.8524	0.2491	0.0411
2	0.6068	0.1144	0.0288
3	1.6559	0.5439	0.1479
4	1.1746	0.5349	0.1032
5	2.9454	0.3592	0.2822

Muestra	Concentración inicial (mg/L)	Concentración final EC (mg/L)	Concentración final CC (mg/L)
6	0.2043	0.0490	0.1611
7	0.1312	0.0516	0.0449
8	0.1511	0.0617	0.1204

La coagulación química presentó un coeficiente de variación superior a la electrocoagulación (45.73 y 32.23 respectivamente), sin embargo, ambos valores son elevados, los cuales se pueden explicar por las variaciones en las condiciones iniciales que se obtuvieron en todas las muestras (Cuadro 7). La eficiencia para la remoción de hierro obtuvo promedios de 71.30% para la coagulación química y 61.94% para EC (Figura 9).

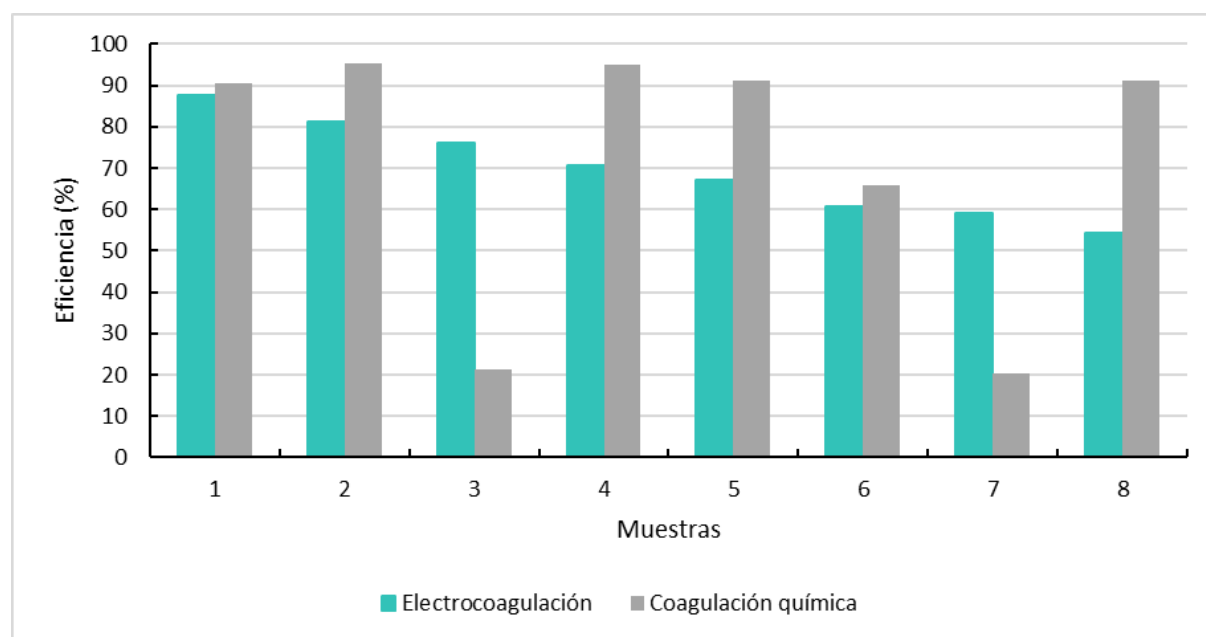
Cuadro 7

Eficiencia de electrocoagulación y coagulación química para la remoción de hierro.

Tratamiento	Promedio (%)	CV	Máximo	Mínimo
Electrocoagulación	61.94	32.23	87.80	19.26
Coagulación química	71.30	45.73	95.25	20.32

Figura 9

Comportamiento de la electrocoagulación y coagulación química para remoción de hierro



La aplicación de ambos tratamientos permitió la remoción de hierro y se comprobó por la prueba de Wilcoxon que no existen diferencias significativas ($P=0.1457$) entre ambos tratamientos empleados (Anexo F). En este contexto, Martínez (2008) indica que una vez disuelto el aluminio de los electrodos, el comportamiento del elemento debe ser similar al que ocurre en la coagulación convencional. Por lo tanto, al utilizar en ambos tratamientos especies iónicas del aluminio se espera la obtención de resultados similares, por el comportamiento del metal una vez disuelto en el medio.

Costos de Operación de la Electrocoagulación

El costo de operación de cualquier tratamiento es una de las principales variables que se deben considerar al determinar la aplicabilidad de cualquier tecnología. Los costos para la remoción de hierro en agua potable fueron calculados a partir de las tarifas de la electricidad para junio del 2022 en Honduras (0.15USD/kWh) y el costo en el mercado del kilogramo de aluminio (aleación 6063) que supe la función de ánodo en el tratamiento (2.47 USD/kg).

La energía consumida fue determinada por la Ecuación 4, la cual fue de 4.32kWh/m³. Asimismo, la cantidad de iones consumido del electrodo fue determinado por la Ecuación 5, donde la Ley de Faraday indica que (X) es la cantidad de coagulante que liberan los ánodos (g), (I) la corriente suministrada (A), (t) el tiempo de electrolisis (seg.), (m) el peso molecular del ánodo (26.98 g/mol), (Z) es el número de valencia del ion y (F) es la constante de Faraday (96487 C/mol) (Hashim et al., 2017)

$$X = \frac{I \times t \times m}{Z \times F} \quad [5]$$

$$X = \frac{2.47 \text{ A} \times 2100 \text{ seg} \times 26.98 \text{ g/mol}}{3 \times 96487 \text{ C/mol}}$$

Por lo cual, el costo mínimo para la remoción de hierro del electrocoagulador fue:

$$CO = \left(4.32 \frac{\text{kWh}}{\text{m}^3} \times \frac{0.15 \text{ USD}}{\text{kWh}} \right) + \left(2.47 \frac{\text{USD}}{\text{kg}} \times 0.00048 \text{ kg} \right) = 0.65 \text{ USD/m}^3$$

El costo obtenido es comparable si se considera el aumento de los precios del aluminio y energía para el 2022 a diferencia de los estimados en otras investigaciones a nivel de laboratorio en los años 2010 y 2017. En ese contexto, Kobya et al. (2010) estimaron costos de operación de 0.2 USD/m³ para tratar efluentes que contenían cadmio y níquel. Asimismo, Hashim et al. (2017) obtuvieron costos de operación de 0.22 USD/m³ para remover hierro, con una densidad de corriente de 1.5 mA/cm².

En el presente estudio se estimaron los costos a partir de placas de aluminio utilizadas como electrodos, las cuales son aleaciones de grado comercial. La elección de esta aleación fue determinada ya que, el aluminio comercial produce mayor cantidad de agentes coagulantes que el aluminio de alta pureza (aleaciones 1,100), lo que favorece y acelera la formación de flóculos en el tratamiento (Gamero-Quijano et al., 2020). Sin embargo, su proceso de disolución es más rápido (Anexo G), por lo que, el cambio de electrodos es con mayor frecuencia, ya que esto depende del grosor de la placa (Emamjomeh, 2006). Por lo tanto, los procesos de electrodisolución de las placas son aspectos que se deben considerar al momento de calcular los costos de operación del tratamiento, para seleccionar los materiales idóneos.

Conclusiones

Las condiciones iniciales de una fuente de agua son determinantes para el buen funcionamiento de la electrocoagulación, ya que, a partir de estos factores se puede incrementar la eficiencia del tratamiento. Uno de los componentes principales es la concentración inicial de hierro, ya que, la eficiencia de remoción se encuentra relacionada con este aspecto, obteniendo mayores eficiencias al tratar muestras con concentraciones superiores a 5 mg/L.

Santa Inés y Agua Amarilla son fuentes de abastecimiento que cuentan con características como turbidez y pH diferentes, sin embargo, a pesar de contar con variaciones numéricas en la remoción de hierro, no existe una diferencia significativa entre estos, indicando que el tratamiento puede ser aplicado a ambas fuentes. No obstante, los rangos bajos de pH de Agua Amarilla requieren de la adición de un agente alcalinizante para garantizar el desempeño óptimo del proceso.

La electrocoagulación y coagulación química son tecnologías eficientes para la remoción de hierro, puesto que no existen diferencias significativas al comparar el desempeño entre ambos tratamientos. Sin embargo, al contar con altas concentraciones de hierro y turbidez, la demanda de químicos incrementa en la coagulación convencional, por lo que los costos de operación aumentan, lo que difiere de la electrocoagulación que no requiere modificaciones en el tratamiento y puede alcanzar eficiencias de remoción de hasta 98%.

La electrocoagulación es considerada una alternativa eficiente para la remoción de hierro. Sin embargo, los costos del tratamiento son superiores a la coagulación convencional, ya que el aumento del precio de la energía, el material de los electrodos y la frecuencia cambio de las placas incrementan los costos de operación.

Recomendaciones

La facilidad de la electrodisolución de las placas de aluminio comercial es motivo de considerar, ya que las aleaciones comerciales presentan mayor facilidad a la liberación de iones. Por lo tanto, se recomienda la utilización de placas de aluminio puro (aleación 1100), para comparación si presentan la misma eficiencia que las aleaciones comerciales.

Realizar análisis de aluminio al inicio y final del tratamiento, esto con el fin de cuantificar si el tratamiento tiene algún efecto en las concentraciones de aluminio presentes en las fuentes o si dichas concentraciones incrementan por la disolución de iones de aluminio de los electrodos utilizados.

Evaluar el tratamiento a diferentes distancias entre placas y tiempos de tratamiento, para seleccionar las condiciones óptimas del reactor.

Realizar un estudio de factibilidad, considerando todas las variables de infraestructura, personal, mantenimiento y costo de los materiales.

Evaluar la implementación de filtros de arena y grava y/o celulosa para la remoción de los flóculos formados en la celda de electrocoagulación.

Referencias

- Aguilar Ascon, E. A. (2015). *Evaluación de la eficiencia de una celda de electrocoagulación a escala laboratorio para el tratamiento de agua* [Tesis de posgrado]. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima, Perú. https://cybertesis.unmsm.edu.pe/bitstream/handle/20.500.12672/4303/Aguilar_ae.pdf?sequence=3&isAllowed=y
- Al Aji, B., Yavuz, Y. y Koparal, A. S. (2012). Electrocoagulation of heavy metals containing model wastewater using monopolar iron electrodes. *Separation and Purification Technology*, 86, 248–254. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2011.11.011>
- Almukdad, A., Hafiz, M., Yasir, A. T., Alfahel, R. y Hawari, A. H. (2021). Unlocking the application potential of electrocoagulation process through hybrid processes. *Journal of Water Process Engineering*, 40, 101956. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2021.101956>
- Arango, A. y Garcés, L. F. (2007). Diseño de una celda de electrocoagulación para el tratamiento de aguas residuales de la industria láctea. *Revista Universidad EAFIT*, 43(147), 56–67. <http://repositorio.unsm.edu.pe/bitstream/handle/11458/2821/DOCT.%20CIENC.AMB.%20-%20Yrwin%20Francisco%20Azabache%20Liza.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Azabache Liza, Y. F. (2017). *Efecto del proceso de coagulación floculación, en la remoción del hierro (II), presente en las aguas de la quebrada Juninguillo, Moyobamba* [Tesis de posgrado]. Universidad Nacional de San Martín-Tarapoto, Perú. <http://repositorio.unsm.edu.pe/bitstream/handle/11458/2821/DOCT.%20CIENC.AMB.%20-%20Yrwin%20Francisco%20Azabache%20Liza.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Bayramoglu, M., Eyvaz, M. y Kobya, M. (2007). Treatment of the textile wastewater by electrocoagulation. *Chemical Engineering Journal*, 128(2-3), 155–161. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2006.10.008>
- Cañizares, P., Jiménez, C., Martínez, F., Rodrigo, M. A. y Sáez, C. (2009). The pH as a key parameter in the choice between coagulation and electrocoagulation for the treatment of wastewaters. *Journal of Hazardous Materials*, 163(1), 158–164. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.06.073>
- Castellanos Corredor, M. C., Becerra Mora, Nathalie del Pilar, Carreño Nury, L. y Páez Cepeda, L. P. (2012). Estudio comparativo de la acción coagulante-floculante del mucilago de *Opuntia ficus indica* por los métodos: Coagulación y Electrocoagulación en los lixiviados del relleno sanitario Pírgua de Tunja. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, desarrollo y práctica*, 5(1), 44–55. <http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/view/05/29303>
- Das, D. y Nandi, B. K. (2020). Simultaneous removal of fluoride and Fe (II) ions from drinking water by electrocoagulation. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 8(1), 103643. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103643>
- De León Beitia, B. Y. y Martínez Baker, C. (2013). *Determinación de los requerimientos de potabilización para un sistema de agua en la Escuela Agrícola Panamericana Zamorano* [Tesis de pregrado]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/1704/1/IAD-2013-T014.pdf>

- Doggaz, A., Attour, A., Le Page Mostefa, M., Tlili, M. y Lapicque, F. (2018). Iron removal from waters by electrocoagulation: Investigations of the various physicochemical phenomena involved. *Separation and Purification Technology*, 203, 217–225. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2018.04.045>
- Duan, J. y Gregory, J. (2003). Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100-102, 475–502. [https://doi.org/10.1016/S0001-8686\(02\)00067-2](https://doi.org/10.1016/S0001-8686(02)00067-2)
- Emamjomeh, M. M. (2006). *Electrocoagulation technology as a process for defluoridation in water treatment* [Tesis de posgrado]. University of Wollongong, Australia.
- Ferniza Garcia, F. (2017). *Eficiencia de un sistema acoplado electrocoagulación-fitorremediación para la remoción de Pb, Cu, Cd y Zn, presentes en efluentes mineros* [Tesis de posgrado]. Universidad Autónoma del Estado de México, México. <http://hdl.handle.net/20.500.11799/65059>
- Gamero-Quijano, A., García, P. y La Rosa-Toro-Gómez, A. (2020). Remoción de bacterias patógenas del agua mediante electrocoagulación con ánodos de aluminio. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 11(4), 136–178. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2020-04-05>
- Ghosh, D., Solanki, H. y Purkait, M. K. (2008). Removal of Fe(II) from tap water by electrocoagulation technique. *Journal of Hazardous Materials*, 155(1-2), 135–143. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.11.042>
- Hashim, K. S., AlKhaddar, R., Shaw, A., Kot, P., Al-Jumeily, D., Alwash, R. y Aljefery, M. H. (2020). Electrocoagulation as an Eco-Friendly River Water Treatment Method. En R. AlKhaddar, R. K. Singh, S. Dutta y M. Kumari (Eds.), *Lecture Notes in Civil Engineering. Advances in Water Resources Engineering and Management* (Vol. 39, pp. 219–235). Springer Singapore. https://doi.org/10.1007/978-981-13-8181-2_17
- Hashim, K. S., Shaw, A., Al Khaddar, R., Ortoneda Pedrola, M. y Phipps, D. (2017). Iron removal, energy consumption and operating cost of electrocoagulation of drinking water using a new flow column reactor. *Journal of Environmental Management*, 189, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.035>
- Irigo Simó, O. B. y Bellotti, C. (2018). *Producción de policloruro de aluminio a partir de aluminio secundario* [Tesis de pregrado]. Universidad Tecnológica Nacional, Argentina. https://repository.eafit.edu.co/bitstream/handle/10784/13130/DiegoAlejandro_Ochoa_David_Aguilar_2018.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Jumpatong, K. y Buddhasukh, D. (2003). Electrocoagulation of some heavy metals. *Chiang Mai Journal of Science*, 30(1), 33–40.
- Kobyas, M., Demirbas, E., Parlak, N. U. y Yigit, S. (2010). Treatment of cadmium and nickel electroplating rinse water by electrocoagulation. *Environmental Technology*, 31(13), 1471–1481. <https://doi.org/10.1080/09593331003713693>
- Kobyas, M., Can, O. T. y Bayramoglu, M. (2003). Treatment of textile wastewaters by electrocoagulation using iron and aluminum electrodes. *Journal of Hazardous Materials*, 100(1-3), 163–178. [https://doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00102-X](https://doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00102-X)

- Liu, H., Zhao, X. y Qu, J. (2010). Electrocoagulation in Water Treatment. En C. Comninellis y G. Chen (Eds.), *Electrochemistry for the Environment* (pp. 245–262). Scholars Portal. https://doi.org/10.1007/978-0-387-68318-8_10
- Liu, Z., Wei, H., Li, A. y Yang, H. (2019). Enhanced coagulation of low-turbidity micro-polluted surface water: Properties and optimization. *Journal of Environmental Management*, 233, 739–747. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.101>
- Martinez, F. (2008). *Tratamiento de aguas residuales industriales mediante electrocoagulación y coagulación convencional* [Tesis de posgrado]. Universidad de Castilla La Mancha.
- Norma Técnica Nacional para la calidad del Agua Potable (1995). <https://repositorio.credia.hn/bitstream/handle/123456789/82/Norma%20agua%20potable%20Honduras.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Moscoso Balanza, R. (2016). *Evaluación del uso de ortofosfato y policloruro de aluminio para mejorar la calidad del agua en Zamorano, Honduras* [Tesis de pregrado]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras. <https://bdigital.zamorano.edu/bitstream/11036/5741/1/IAD-2016-T032.pdf>
- Nawarkar, C. J. y Salkar, V. D. (2019). Solar powered Electrocoagulation system for municipal wastewater treatment. *Fuel*, 237, 222–226. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2018.09.140>
- Ochoa Marín, D. A., Aguilar Ángel, D. y Medina Arroyave, J. D. (2018). *Remoción de hierro empleando unidades de ultrafiltración en tratamiento de potabilización del agua* [Tesis de pregrado]. Universidad EAFIT, Colombia. https://repository.eafit.edu.co/bitstream/handle/10784/13130/DiegoAlejandro_Ochoa_David_Aguilar_2018.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Organización de las Naciones Unidas. (2018). *Making Every Drop Count: An Agenda for Water Action*. High-Level Panel On Water Outcome Document.
- Pacheco Villegas, E. J. y Torres Julio, M. B. (2020). *Validación de un método analítico para la determinación de hierro (Fe) total y manganeso (Mn) en agua potable, natural y residual por espectroscopía de absorción atómica* [Tesis de pregrado]. Universidad de Córdoba, Montería-Córdoba.
- Paltán, H., Basani, M., Minaya, V. y Rezzano, N. (08.2020). *Servicios de agua potable y saneamiento resilientes en América Latina y el Caribe*. Banco Interamericano de Desarrollo. <https://publications.iadb.org/publications/spanish/document/Servicios-de-agua-potable-y-saneamiento-resilientes-en-America-Latina-y-el-Caribe.pdf>
- Perozo Cuicas, J. R. y Abreu Cuadra, R. L. (2017, abril). Evaluación de la electrocoagulación en el tratamiento de agua potable. *Química Viva*, 16(1), 56–69. <https://www.redalyc.org/pdf/863/86351157005.pdf>
- Pinilla-Rodríguez, D. E. y Torres-Sánchez, Y. A. (2019). Gasto público social, el acceso al agua potable y el saneamiento de las poblaciones rurales en América Latina. *Problemas Del Desarrollo. Revista Latinoamericana De Economía*, 50(196), 55–81. <https://doi.org/10.22201/iiiec.20078951e.2019.196.63499>

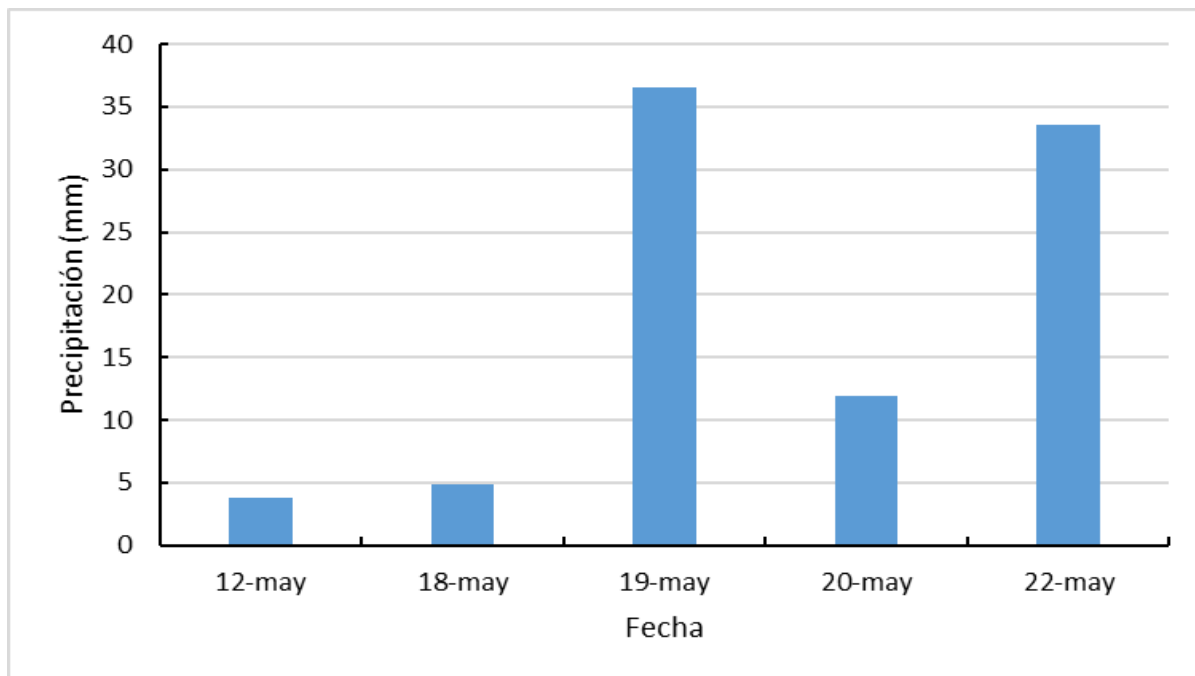
- Pino, E., Tacora, P., Steenken, A., Alfaro, L., Valle, A., Chávarri, E., Ascencios, D. y Mejía, J. (2017). Efecto de las características ambientales y geológicas sobre la calidad del agua en la cuenca del río Caplina, Tacna, Perú. *Tecnología Y Ciencias Del Agua*, 08(6), 77–99. <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2017-06-06>
- Sivaranjani, Gafoor, A., Ali, N., Kumar, S., Ramalakshmi, Begum, S. y Rahman, Z. (2021). Applicability and new trends of different electrode materials and its combinations in electro coagulation process: A brief review. *Materials Today: Proceedings*, 37, 377–382. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.379>
- Solorzano Cuesta, B. G. (2020). *Desempeño y eficiencia de la planta potabilizadora AguaClara en Zamorano* [Tesis de pregrado]. Escuela Agrícola Panamericana, Zamorano, Honduras.
- Un, U. T. y Ocal, S. E. (2015). Removal of Heavy Metals (Cd, Cu, Ni) by Electrocoagulation. *International Journal of Environmental Science and Development*, 6(6), 425–429. <https://doi.org/10.7763/IJESD.2015.V6.630>

Anexos**Anexo A***Prototipo de tratamiento de electrocoagulación*

Anexo B*Punto de muestreo de Santa Inés*

Anexo C

Precipitación de los días previo a las fechas de muestreo



Anexo D

Resultados estadísticos de la correlación de concentración inicial y porcentaje de remoción (InfoStat)

Shapiro-Wilks (modificado)

Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
RDUO % Remoción Fe	13	0.00	23.45	0.93	0.5415

Shapiro-Wilks (modificado)

Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
RDUO Fei	13	0.00	2.40	0.81	0.0101

Correlación de Spearman: Coeficientes\probabilidades

	Fei	% Remoción Fe
Fei	1.00	0.01
% Remoción Fe	0.80	1.00

Anexo E

Resultados estadísticos de la prueba T-Student para comparación de los sitios de muestreo (InfoStat)

Shapiro-Wilks (modificado)

Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
RDUO % Remoción Fe	10	0.00	16.70	0.94	0.6520

Prueba T para muestras Independientes

Variable: % Remoción Fe - Clasific: Lugar - prueba: Bilateral

	Grupo 1	Grupo 2
	Agua Amarilla	Santa Inés
n	5	5
Media	51.62	72.27
Varianza	464.02	166.42
Media (1) - Media (2)	-20.65	
LI (95)	-46.54	
LS (95)	5.25	
pHomVar	0.3445	
T	-1.84	
p-valor	0.1032	

Anexo F

Resultados estadísticos de la prueba de Wilcoxon para comparación de coagulación química y electrocoagulación (InfoStat)

Shapiro-Wilks (modificado)

Variable	n	Media	D.E.	W*	p(Unilateral D)
RDUO % Remoción Fe	18	0.00	25.47	0.81	0.0030

Prueba de Wilcoxon para muestras independientes

Cálculo exacto de probabilidades

Clasific	Variable	Grupo 1	Grupo 2	n(1)	n(2)	Media(1)	Media(2)	DE(1)	DE(2)	W	p(2 colas)
Tratamiento	% Remoción Fe	EC	PJ	10	8	61.94	71.30	19.97	32.60	93.00	0.1457

Anexo G

Electrodisolución de placa de aluminio

