

Coagulante natural de cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) para agua residual doméstica

Natural coagulant from cassava peel (*Manihot esculenta*) for domestic wastewater

Coagulante natural da casca da mandioca (*Manihot esculenta*) para esgoto doméstico

Recibido: 27/01/2025 | Revisado: 09/02/2025 | Aceptado: 10/02/2025 | Publicado: 14/02/2025

Jesús Ormaza

ORCID: <https://orcid.org/0009-0003-8517-2134>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: jesus.ormaza@gmail.com

Manuel Vélez

ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-2582-9639>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: manuel.velez@espam.edu.ec

Carlos Banchón

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-0388-1988>

Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí “Manuel Félix López”, Ecuador

E-mail: carlos.banchon@espam.edu.ec

Resumen

El objetivo del presente estudio es evaluar el uso de un biocoagulante a base de corteza de yuca (*Manihot esculenta*) para mejorar la calidad de las aguas residuales domésticas, comparándolo con el cloruro férrico (FeCl_3) como coagulante químico. Se recolectaron muestras de agua de una laguna de oxidación en Calceta, Ecuador, y se analizaron varios parámetros de calidad del agua. Los resultados mostraron que el FeCl_3 es efectivo en la remoción de sólidos totales (ST) y turbidez, mientras que el biocoagulante destacó en la reducción de sólidos suspendidos totales (SST). La combinación de ambos coagulantes demostró ser la opción más eficaz, sobresaliendo en la remoción de turbidez y color, con un impacto reducido en el pH y la conductividad eléctrica, lo que la hace más sostenible. Los análisis estadísticos, incluidos ANOVA y Tukey HSD, revelaron diferencias significativas entre las dosis de coagulantes, con la combinación de FeCl_3 y biocoagulante mostrando los mejores resultados. Estos hallazgos respaldan el uso combinado de coagulantes químicos y naturales para mejorar la calidad del agua tratada, minimizando el impacto ambiental. Sin embargo, se requieren más estudios para optimizar estos tratamientos y asegurar su viabilidad a gran escala.

Palabras clave: Agua; Agua residual; Biocoagulante; Salud Pública; Contaminación.

Abstract

This study aims to evaluate the use of a biocoagulant derived from cassava peel (*Manihot esculenta*) to improve the quality of domestic wastewater, comparing it with ferric chloride (FeCl_3) as a chemical coagulant. Water samples were collected from an oxidation lagoon in Calceta, Ecuador, and several water quality parameters were analyzed. The results showed that FeCl_3 is effective in the removal of total solids (TS) and turbidity, while the biocoagulant excelled in reducing total suspended solids (TSS). The combination of coagulants proved to be the most effective option, standing out in the turbidity removal, and color, with a reduced impact on pH and electrical conductivity, making it a more sustainable treatment. Statistical analyses, including ANOVA and Tukey HSD, revealed significant differences between the coagulant doses, with the combination of FeCl_3 and the biocoagulant showing the best results. These findings support the combined chemical and natural coagulants used to improve the water quality treated while minimizing environmental impact. However, further research is needed to optimize these treatments and ensure their feasibility on a larger scale.

Keywords: Water; Wastewater; Biocoagulants; Public Health; Pollution.

Resumo

O objetivo do presente estudo é avaliar o uso de um biocoagulante à base de casca de mandioca (*Manihot esculenta*) para melhorar a qualidade da água residual doméstica, comparando-o com cloreto férrico (FeCl_3) como coagulante químico. Amostras de água foram coletadas de uma lagoa de oxidação em Calceta, Equador, e vários parâmetros de qualidade da água foram analisados. Os resultados mostraram que o FeCl_3 é eficaz na remoção de sólidos totais (ST) e turbidez, enquanto o biocoagulante se destacou na redução de sólidos suspensos totais (SST). A combinação de ambos coagulantes demonstrou ser a opção mais eficaz, destacando-se na remoção de turbidez e cor, com impacto reduzido

no pH e na condutividade elétrica, tornando-a mais sustentável. As análises estatísticas, incluindo ANOVA e Tukey HSD, revelaram diferenças significativas entre as dosagens dos coagulantes, com a combinação de FeCl₃ e biocoagulante apresentando os melhores resultados. Esses achados apoiam o uso combinado de coagulantes químicos e naturais para melhorar a qualidade da água tratada, minimizando o impacto ambiental. No entanto, são necessários mais estudos para otimizar esses tratamentos e garantir sua viabilidade em larga escala.

Palavras-chave: Água; Água residual; Biocoagulante; Saúde Pública; Poluição.

1. Introducción

El agua juega un papel crucial en la salud pública, el desarrollo económico y la preservación del medio ambiente; sin embargo, el 0.01% del suministro mundial es apto para el consumo humano, y esta cantidad se ve disminuida anualmente a causa de la contaminación ya que, aproximadamente el 80% de las aguas residuales, se vierten al medio ambiente sin recibir ningún tratamiento (Organización de las Naciones Unidas para la Cultura, las Ciencias y la Educación [UNESCO], 2017; Romero *et al.*, 2009; Velásquez, 2022). Como resultado de ello, cada año el 62% de las muertes infantiles son a causa de la diarrea y el 16% de la desnutrición en menores de 5 años son causados por la falta de agua potable, saneamiento e higiene (Goddard *et al.*, 2020; Ortega & Sánchez, 2021). La mala gestión de las aguas residuales es particularmente alarmante, ya que los desechos industriales a menudo se liberan sin tratamiento, lo que provoca eutrofización y proliferación de algas (Afolalu *et al.*, 2022; Mokarram *et al.*, 2020). En 2020, aproximadamente el 89% de la población en América Latina y el Caribe cuentan con acceso a servicios básicos de saneamiento; sin embargo, solo el 10% de las aguas residuales recolectadas recibían algún tipo de tratamiento (Silvia *et al.*, 2022; Soto, 2022). Según Cedeño-Muñoz (2020), solo el 6% de las 52.000.000 m³/día de aguas residuales recolectadas en América Latina, reciben un tratamiento adecuado antes de ser dispuestas en cuerpos de agua o campos agrícolas. América Latina utiliza agua residual cruda o diluida para riego sin tratar (uso directo) o diluida con otra fuente de agua (uso indirecto). Alrededor de 981.445 hectáreas están regadas con este tipo de agua en toda la región.

En el caso de Ecuador, de acuerdo al Instituto Nacional de Estadística Censos [INEC] (2022) en el 2021 164 (74,2%) de los GADM tienen una o más plantas de tratamientos de aguas residuales urbanas, mientras que 50 (22,6%) de los GADM no tienen ninguna planta de tratamientos y 7 (3,2%) municipios carecen de sistemas de alcantarillado. El porcentaje de la disposición final del agua residual tratada muestra que el 43,5% de las plantas de tratamientos de agua residual dispusieron el agua tratada en ríos, mientras que el 33,6% se descargó en quebradas. En la disposición final de las aguas residuales no tratadas el porcentaje es el siguiente el 58% de sitios de disposición final corresponde a ríos, mientras que el 31,9% son quebradas. Por lo tanto, verter aguas residuales sin tratamiento previo en un cuerpo receptor es una fuente de contaminación que causa numerosos problemas, por lo que el tratamiento de las aguas residuales es crucial para proteger la salud pública y el medio ambiente. En este contexto las lagunas de oxidación representan una solución económica para el tratamiento de aguas residuales, son una tecnología natural que se puede usar en sistemas de alcantarillado centralizados o semicentralizados para tratar sedimentos, lodos, aguas residuales domésticas e industriales, así como otras sustancias. Son extremadamente eficientes, de bajo costo y fáciles de operar. Básicamente son estanques grandes o de poca profundidad que se utilizan para el tratamiento biológico de las aguas residuales a través de la interacción de la luz solar, las bacterias y las algas (Mahapatra *et al.*, 2022).

La coagulación natural emerge como una solución efectiva para los problemas actuales de contaminación, dado que es una tecnología limpia que genera desechos biodegradables. Esta práctica tiene raíces ancestrales y ha sido utilizada en regiones de Asia y África, donde la disponibilidad de plantas es limitada para la potabilización del agua (Banchón *et al.*, 2016). Los coagulantes de origen vegetal se presentan como una alternativa viable, ya que han demostrado ser efectivos en la clarificación y eliminación de contaminantes del agua (Fuentes *et al.*, 2016; Moreira & Moreira, 2022). Investigaciones anteriores han explorado el uso de semillas, almidones, gomas e incluso cáscaras como opciones para el tratamiento de aguas residuales. En particular, la cáscara de yuca, así como las semillas de durazno y aguacate, contienen proteínas y almidón, lo que les otorga

propiedades coagulantes (Barbarán *et al.*, 2017; Sandoval & Laínez, 2013). Es crucial investigar el uso de polímeros naturales en el tratamiento de aguas residuales, ya que ofrecen ventajas significativas sobre los polímeros sintéticos. Aunque el sulfato de aluminio es un coagulante ampliamente utilizado por su eficacia en la eliminación de contaminantes durante la potabilización del agua, su uso prolongado está asociado con riesgos de salud, como el desarrollo de enfermedades neurodegenerativas como el Alzheimer. A pesar de ser una herramienta valiosa, es fundamental gestionar su aplicación de manera cuidadosa y continuar la investigación para mitigar los riesgos relacionados con su uso frecuente (Choque *et al.*, 2018; Hernández *et al.*, 2013; Suay & Ballester, 2002).

Los coagulantes naturales ofrecen ventajas significativas, como menor toxicidad, mejor biodegradabilidad, costos reducidos y una disminución en la generación de lodos (Ortiz *et al.*, 2018a). Para asegurar que el agua sea apta para el consumo humano, es fundamental someterla a un proceso de tratamiento que incluya etapas como coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección, junto con otras medidas que garanticen su calidad y seguridad (Carrasquero *et al.*, 2017). En este contexto, el objetivo del presente estudio es implementar un biocoagulante a base de cáscara de yuca (*Manihot esculenta*) para la remoción de sólidos suspendidos y turbidez en agua residual doméstica proveniente de una laguna de oxidación situada en la ciudad de Calceta, en el Cantón Bolívar, Manabí.

2. Materiales y Métodos

2.1 Caracterización de agua residual doméstica

Se realizó una investigación mixta, parte de campo y parte de laboratorio, de carácter cuantitativo (Pereira *et al.*, 2018) y utilizando estadística descriptiva simple (Shitsuka *et al.*, 2014) y criterios estadísticos (Vieira, 2021).

Las muestras de aguas residuales se recolectaron en el afluente de la laguna de oxidación ubicada en el cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador, conforme a la Norma Técnica Ecuatoriana (NTE) INEN 2176 (2013) (Figura 1). El mencionado afluente tiene un caudal promedio de 35 litros por segundo. La ubicación geográfica precisa del sitio de muestreo corresponde a las coordenadas UTM de la zona 17M, con referencias 9907024 m S y 591742 m E. Antes y después de los tratamientos aplicados, se evaluaron los parámetros fisicoquímicos del afluente de la laguna de oxidación: sólidos totales (ST), sólidos suspendidos totales (SST), turbidez, pH, conductividad eléctrica (CE) y color, de acuerdo con los métodos estandarizados de la Asociación Americana de Salud Pública (APHA, 2017). Las características del agua residual se resumen en la Tabla 1.

Tabla 1 - Calidad inicial del agua residual afluente de la laguna de oxidación.

| Parámetros | Laguna |
|------------------|--------------|
| pH (N/A) | 7,9 |
| CE (μ S/cm) | 1000-1400 |
| SST (mg/L) | 182 - 1831,3 |
| ST (mg/L) | 2440 |
| TDS (mg/L) | 648-710 |
| Color (Pt/Co) | 410-482 |
| Turbidez (NTU) | 189-138,5 |

Fuente: Elaboración propia.

Para el cálculo del Índice de Calidad del Agua (ICA), los valores normalizados (Q_i) de cada parámetro se obtuvieron transformando los resultados a una escala de 0 a 100, utilizando curvas de ponderación estandarizadas proporcionadas por la National Sanitation Foundation (NSF). A cada parámetro se le asignó un peso relativo (W_i), siendo 0,12 para el pH, 0,04 para la conductividad eléctrica, 0,04 para los sólidos disueltos totales, 0,30 para los sólidos suspendidos totales, 0,30 para los sólidos totales, 0,10 para la turbidez y 0,10 para el color, sumando un total de 1,0. El ICA se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$ICA = \sum_{i=1}^n (W_i * Q_i) \quad (1)$$

Donde:

W_i = Peso relativo del parámetro i

Q_i = Valor normalizado del parámetro i

n = Total de parámetros

El valor resultante del ICA se clasifica en rangos de calidad de agua de la siguiente manera: agua de mala calidad (0-25); agua pobre (26-50); agua aceptable (51-70); agua buena (71-90); agua de excelente calidad (91-100).

Luego de aplicar los tratamientos, el porcentaje de eficiencia de remoción de contaminantes, se obtuvo mediante la Ecuación (2):

$$\%E = \frac{C_o - C_f}{C_o} * 100 \quad (2)$$

Donde:

$\% E$ = Eficiencia de remoción

C_o = Contaminación inicial.

C_f = Contaminación final.

Las muestras de aguas residuales se recolectaron en el afluente de la laguna de oxidación ubicada en el cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador, conforme a la Norma Técnica Ecuatoriana (NTE) INEN 2176 (2013) (Figura 1).

Figura 1 - Ubicación del muestreo de agua residual doméstica.



Fuente: Elaboración propia.

2.2 Biocoagulante a base de cáscara de yuca (*Manihot esculenta*)

Se recolectaron 20 kg de cáscaras de yuca de un restaurante ubicado en la parroquia Santa Ana de Vuelta Larga, Manabí. Los desechos fueron lavados y secados en una estufa a 40 °C durante 24 horas, hasta alcanzar un 10% de humedad. Posteriormente, las cáscaras secas fueron molidas en un molino manual para obtener un polvo fino, el cual se tamizó utilizando una malla de 1 mm de apertura (Ortiz et al., 2018). La harina de cáscara de yuca obtenida se secó a 45 °C durante tres días.

Siguiendo la metodología descrita por Banchón *et al.* (2016), se tomaron 200 gramos de esta harina y se mezclaron con 200 ml de acetona comercial y etanol al 90° (Merck, USA). Inicialmente, la harina se mezcló con acetona y la mezcla se agitó durante 30 minutos en un sonicador. Luego, se añadieron 70 ml de etanol y se agitó por otros 25 minutos, obteniendo la mezcla M1. Esta mezcla fue combinada con una solución sobresaturada de cloruro de sodio al 3% en un tubo de ensayo, junto con 2 ml de la mezcla M1, y se enfrió a 14 °C en un congelador durante 10 minutos, permitiendo la formación de la fase deseada (M2).

La fase M2 fue separada y extraída con una jeringa, luego se colocó en una placa Petri para secarse a temperatura ambiente durante 24 horas. Una vez seco, el biocoagulante se pesó, y posteriormente se disolvió en 5 ml de agua destilada para obtener la solución final del biocoagulante.

2.3 Test de jarras

Se llevó a cabo una etapa de coagulación utilizando cloruro férrico (FeCl_3) (Fengbai, China, 99% de pureza) para mejorar la remoción de sólidos suspendidos, siguiendo la metodología descrita por Banchón *et al.* (2022), con el fin de comparar los resultados con diferentes dosis de biocoagulante. Para evaluar la eficiencia en la remoción de sólidos, se realizaron pruebas de jarras empleando un floculador modelo 700 de Phibss and Bernd (USA), donde se aplicaron dosis de cloruro férrico en un rango de 100 a 2000 ppm. Durante la fase de mezcla rápida, se agitaron 500 mL de agua residual a 200 rpm durante 5 minutos, seguida de una agitación lenta a 30 rpm por 3 minutos. Posteriormente, se permitió la sedimentación de los lodos durante 30 minutos.

Para el proceso de biocoagulación, se empleó el mismo procedimiento en el equipo de pruebas de jarras, aplicando dosis sucesivas del biocoagulante en el rango de 100 a 2000 ppm, según la metodología de Bermúdez *et al.* (2009). Siguiendo los estudios de Martínez *et al.* (2020), se tomaron mediciones finales en las muestras obtenidas para analizar diversos parámetros fisicoquímicos, como sólidos totales, sólidos suspendidos, sólidos disueltos totales, pH, color y turbidez.

En un experimento adicional, se combinaron ambos coagulantes, utilizando una concentración base de 750 ppm de biocoagulante y diferentes dosis de cloruro férrico: 10, 50, 100, 200, 300 y 400 ppm. Las concentraciones finales de la mezcla fueron de 760, 800, 850, 950, 1050 y 1150 ppm, respectivamente.

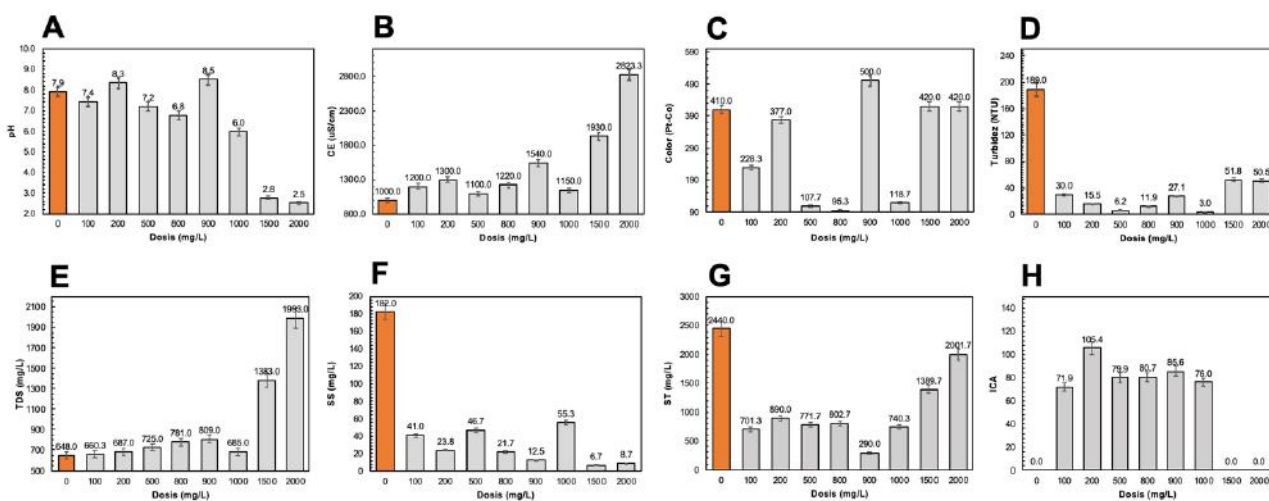
Se utilizó un diseño completamente al azar (DCA), en el cual las unidades experimentales fueron asignadas aleatoriamente a los diferentes tratamientos. En este experimento, se implementaron 8 tratamientos con tres repeticiones. Para evaluar los efectos de los diferentes tipos y dosis de coagulantes sobre los parámetros de calidad del agua, se realizó un análisis de varianza de dos vías (ANOVA), complementado con un ANOVA de una vía para comparar los tratamientos con el grupo control, asegurando el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. Las diferencias significativas entre los tratamientos se determinaron mediante la prueba de Tukey, considerando como significativo un valor de $p < 0.05$.

3. Resultados

3.1 Efecto del Cloruro Férrico

Antes de presentar los resultados del efecto del biocoagulante en el agua residual, Figura 2 muestra los efectos de diferentes dosis de cloruro férrico sobre varios parámetros físico-químicos y Tabla 2 el respectivo ANOVA. Esta información servirá como referencia para evaluar posteriormente el efecto del biocoagulante en comparación con la adición del producto químico comercial.

Figura 2 - Efecto de la dosis de coagulante químico en parámetros físicoquímicos del agua residual doméstica.



Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 2A, se observa que el pH promedio inicial de 7,9 disminuyó con el aumento de la dosis de cloruro férrico, comenzando a partir de 1000 ppm. El pH se redujo significativamente ($p < 0,05$) hasta alcanzar un valor de 2,5 en la dosis máxima de 2000 mg/L. En la Figura 2B, la CE, que inició en 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aumentó en todos los tratamientos, alcanzando un máximo de 2823,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a la dosis de 2000 mg/L, lo que representa un incremento porcentual del 182%. La Figura 2C muestra que el color inicial, con un valor de 410 Pt-Co, presentó su mayor reducción, un 76,8%, a una dosis de 800 ppm; sin embargo, con dosis más altas de coagulante, se observó un aumento en la coloración del agua. En cuanto a la turbidez (Figura 2D), que comenzó con un valor inicial de 189 NTU, disminuyó notablemente hasta 3 NTU con una dosis de 1000 mg/L, lo que representa una reducción del 98,4%. No obstante, a dosis superiores, la turbidez aumentó ligeramente, lo que sugiere la formación de coloides residuales.

La adición de coagulante también incrementó los TDS en todos los tratamientos (Figura 2E), con un aumento de hasta un 208%. En contraste, los SST disminuyeron en un 96,3% con la dosis de 1000 ppm de coagulante (Figura 2F). Los ST siguieron una tendencia similar, alcanzando una reducción máxima del 88,1% con 900 ppm de FeCl_3 , pero en general los datos no tuvieron una significancia estadística (Figura 2G). En resumen, el índice de calidad del agua mostró los valores más altos, superiores a 80 puntos, entre las dosis de 200 y 900 ppm de FeCl_3 .

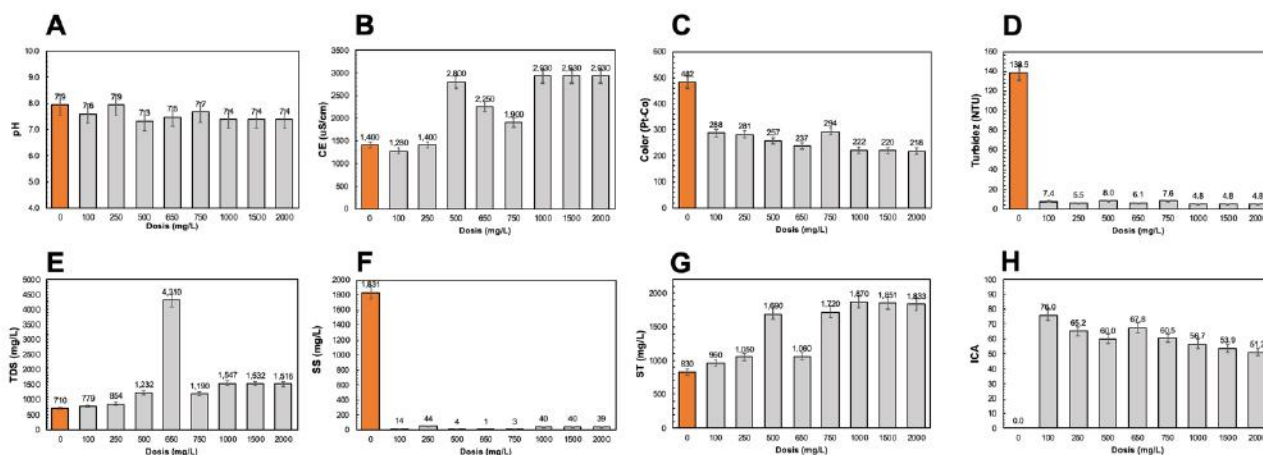
En cuanto al mejor efecto en la remoción de la coloración del agua (76,8%), correspondiente al tratamiento con 800 ppm de FeCl_3 , la reducción de la turbidez fue del 93,7%, la de sólidos suspendidos del 88,1% y la de sólidos totales del 67,1%, obteniéndose un ICA de 80,7 puntos. Estos resultados demuestran que el cloruro férrico mejoró significativamente ($p < 0,05$) la

calidad del agua, especialmente en la remoción de sólidos y la reducción de la turbidez. Sin embargo, en dosis elevadas, algunos parámetros no mostraron mejoras adicionales, lo que sugiere un límite en la efectividad del tratamiento.

3.2 Efecto del Biocoagulante de Yuca

La Figura 3, a continuación, muestra el efecto de los coagulantes:

Figura 3 - Efecto de la dosis de biocoagulante en parámetros físicoquímicos del agua residual doméstica.



Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 3A, el pH inicial del agua fue de 7,9, y tras la adición de diferentes dosis de biocoagulante, el valor más bajo registrado fue 7,3, lo que indica una ligera tendencia hacia la acidez. En la Figura 3B, la CE del agua mostró un aumento considerable a medida que se incrementaba la dosis de biocoagulante, llegando a un incremento del 109%. La mayor decoloración del agua residual, alcanzando un 54,7%, se observó con una dosis de 2000 ppm de biocoagulante (Figura 3C). En todos los tratamientos, la turbidez se redujo notablemente (Figura 3D), con una disminución máxima del 96,5% en el tratamiento con 1000 ppm. En cuanto a los TDS, como se aprecia en la Figura 3E, se registraron incrementos en todos los tratamientos, alcanzando hasta un 507%. Los SST, representados en la Figura 3F, fueron reducidos en todos los tratamientos, con una reducción máxima del 99,9% a 650 ppm de biocoagulante. Sin embargo, los sólidos totales mostraron un comportamiento opuesto, con incrementos de hasta un 125% (Figura 3G).

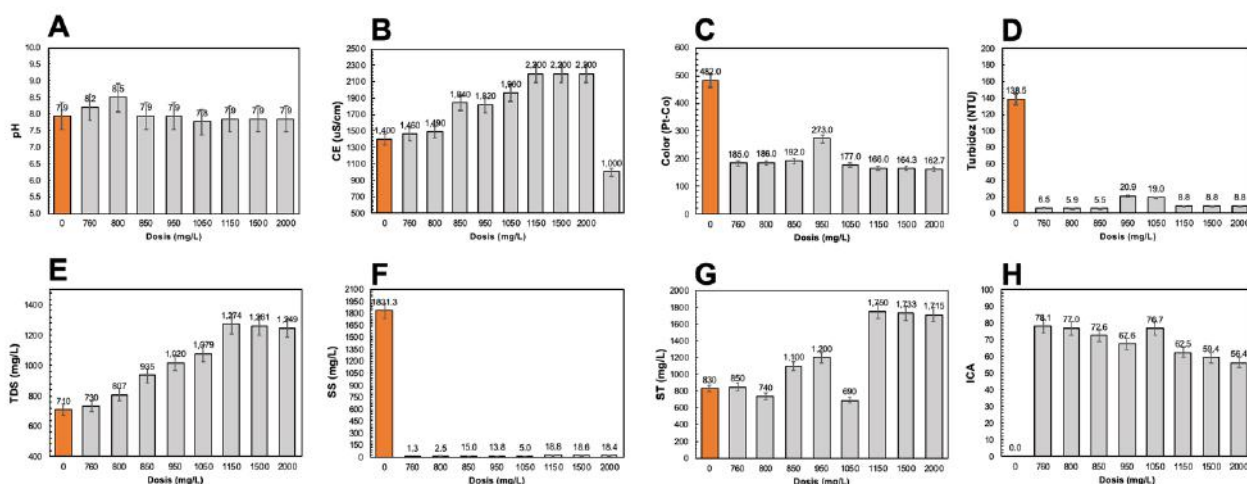
El valor más alto del ICA fue de 76 puntos con una dosis de 100 ppm de biocoagulante. A partir de esa dosis, el ICA disminuyó gradualmente hasta 51,2 puntos con las dosis más altas. Las diferentes dosis de biocoagulante lograron reducir los sólidos sin alterar significativamente el pH; sin embargo, tanto el biocoagulante como el cloruro férrico afectaron negativamente los parámetros de TDS y CE, comprometiendo la calidad del agua.

En términos de la mayor remoción de color del agua (54,7%), observada en el tratamiento con 2000 ppm de biocoagulante, la reducción de turbidez fue del 96,5%, la de SST del 97,8%, resultando en un ICA de 51,2 puntos debido al incremento en TDS, CE y ST. Estos resultados indican que el biocoagulante influyó significativamente ($p < 0,05$) en la calidad del agua, especialmente en la remoción de sólidos y la reducción de turbidez, aunque en dosis elevadas algunos parámetros no mejoraron significativamente ($p > 0,05$), lo que sugiere un límite en la efectividad del tratamiento.

3.3 Efecto del Biocoagulante y Cloruro Férrico

La Figura 4 presenta el efecto de la dosis de coagulante químico mezclado con biocoagulante:

Figura 4 - Efecto de la dosis de coagulante químico mezclado con biocoagulante en parámetros físicoquímicos del agua residual doméstica.



Fuente: Elaboración propia.

Se mezclaron cloruro férrico y biocoagulante para evaluar su efecto en los parámetros del agua residual doméstica. El pH inicial fue de 7,9 y, tras los tratamientos, estos valores se mantuvieron estables, oscilando entre 7,8 y 8,5, lo que indica que el tratamiento no alteró significativamente la acidez o alcalinidad del agua (Figura 4A). A medida que se incrementaron las dosis de coagulante junto con el cloruro férrico, se observó un aumento en la CE, alcanzando un incremento máximo del 57% a una dosis de 2000 ppm (Figura 4B). En términos de coloración, el valor inicial de 542 unidades de color se redujo hasta un máximo de 66,2% para 2000 ppm (Figura 4C). La turbidez mostró reducciones muy notables, logrando un máximo de remoción del 96% para una dosis de 850 ppm (Figura 4D).

Por otro lado, los TDS aumentaron en todos los tratamientos, alcanzando un incremento máximo del 79% (Figura 4E). En contraste, los SST disminuyeron en todos los tratamientos, alcanzando una reducción máxima del 99,9% a 760 ppm (Figura 4F). Sin embargo, los ST solo mostraron una reducción del 16,8% a 1050 ppm. En términos del ICA, las dosis de 760 y 1050 ppm lograron los puntajes más altos, cercanos a los 78 puntos.

En general, los experimentos realizados con la combinación de cloruro férrico y biocoagulante a base de cáscara de yuca en agua residual doméstica demostraron una mejora significativa ($p < 0,05$) en la calidad del agua. Aunque el pH se mantuvo estable, la conductividad eléctrica y los sólidos totales disueltos aumentaron, lo que indica una mayor presencia de iones y partículas disueltas tras el tratamiento. Sin embargo, la coloración del agua y la turbidez disminuyeron considerablemente, reflejando una mejora en la claridad y calidad visual. Los sólidos suspendidos también fueron removidos de manera eficiente, alcanzando niveles casi nulos con las dosis más altas. No obstante, los sólidos totales mostraron un comportamiento variable.

Los resultados del ANOVA (Tabla 2) revelan diferencias significativas en la eficacia de los tres procesos de coagulación química y natural. El $FeCl_3$ muestra una alta significancia en la remoción de SS, mientras que el impacto en el pH, color y turbidez es menor.

Tabla 2 - Resumen de valores F del ANOVA para los tres procesos de coagulación química y natural.

| Proceso | pH | CE | TDS | Turbidez | Color | SS | ST | ICA |
|-----------------------------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| FeCl ₃ | 73.61*** | 74.6*** | 270.2*** | 4.954* | 3.915* | 38.54*** | 1.882 NS | 20.21*** |
| Biocoag. | 50.87*** | 148*** | 3.693* | 19.21*** | 59.02*** | 16.24*** | 135*** | 1.326NS |
| FeCl ₃ +Biocoag. | 3.629* | 182.3*** | 179.6*** | 69.96*** | 102.5*** | 69.48*** | 83.97*** | 19.4*** |

Códigos de significancia: 0 (***) 0.001 (**) 0.01 (*) 0.05 (.) 0.1 (-) No Significativo (NS). Fuente: Elaboración propia.

El biocoagulante, por su parte, es altamente efectivo en la reducción de turbidez, color, y SST, con un menor efecto sobre TDS y pH. La combinación de FeCl₃ y biocoagulante presenta los valores F más altos en la mayoría de los parámetros, destacándose en la remoción de turbidez, y color, lo que sugiere que esta combinación es más efectiva para mejorar la calidad del agua. Tanto FeCl₃ como la combinación con biocoagulante influyen significativamente (p<0,05) en el ICA, mientras que la dosis de biocoagulante no genera cambios significativos, especialmente a altas dosis.

Los resultados del análisis Tukey HSD muestran que no hubo diferencias significativas en el pH entre la mayoría de las dosis de FeCl₃ y biocoagulante, manteniéndose cerca de la neutralidad, excepto en dosis altas de FeCl₃ (1500-2000 ppm), donde el pH disminuyó significativamente (Tabla 3).

Tabla 3 - Resumen de promedios para el análisis Tukey HSD para los tres procesos de coagulación química y natural.

| Dosis (ppm) | pH | CE | Color | Turbidez | TDS | SS | ST | ICA |
|----------------------------------|--------|----------|---------|----------|---------|---------|----------|--------|
| FeCl₃ | | | | | | | | |
| 0 | 7.9a | 1000.0c | 410.0ab | 189.0a | 648.0c | 182.0a | 2440.0a | 0.0b |
| 100 | 7.4a | 1200.0bc | 228.3bc | 30.0b | 660.3c | 41.0b | 701.3cd | 71.9a |
| 200 | 8.3a | 1300.0bc | 377.0ab | 15.5b | 687.0c | 23.8b | 890.0cd | 105.4a |
| 500 | 7.2a | 1100.0c | 107.7c | 6.2b | 725.0c | 46.7b | 771.7cd | 79.9a |
| 800 | 6.8a | 1220.0bc | 95.3c | 11.9b | 809.0c | 21.7b | 802.7cd | 80.7a |
| 900 | 8.5a | 1540.0bc | 500.0a | 27.1b | 809.0c | 12.5b | 290.0d | 85.6a |
| 1000 | 6.0a | 1150.0bc | 118.7c | 3.0b | 685.0c | 55.3b | 740.3cd | 76.0a |
| 1500 | 2.8b | 1930.0b | 420.0ab | 51.8b | 1383.0b | 6.7b | 1389.7bc | 0.0b |
| 2000 | 2.5b | 2823.3a | 420.0ab | 50.5b | 1993.0a | 8.7b | 2001.7ab | 0.0b |
| Biocoagulante | | | | | | | | |
| 0 | 7.9a | 1400de | 482.0a | 138.5a | 710.0b | 1831.3a | 830.0b | 0.0b |
| 100 | 7.6bc | 1280e | 288.0b | 7.4b | 779.0b | 13.8b | 960.0b | 76.0a |
| 250 | 7.9a | 1400de | 281.0b | 5.5b | 854.0b | 43.8b | 1050.0b | 65.2a |
| 500 | 7.3d | 2800ab | 257.0b | 8.0b | 1232.0b | 3.8b | 1690.0a | 60.0a |
| 650 | 7.5bcd | 2250bc | 237.0b | 6.1b | 4310.0a | 1.3b | 1060.0b | 67.8a |
| 750 | 7.7ab | 1900cd | 294.0b | 7.6b | 1190.0b | 2.5b | 1720.0a | 60.5a |
| 1000 | 7.4cd | 2930a | 222.0b | 4.8b | 1547.0b | 40.0b | 1870.0a | 56.7a |
| 1500 | 7.4cd | 2930a | 219.8b | 4.8b | 1531.5b | 39.6b | 1851.3a | 53.9a |
| 2000 | 7.4cd | 2930a | 217.6b | 4.8b | 1516.2b | 39.2b | 1832.8a | 51.2a |
| FeCl₃+Biocoag. | | | | | | | | |
| 0 | 7.9bc | 1400c | 482.0a | 138.5a | 710.0e | 1831.3a | 830.0bc | 0.0b |
| 760 | 8.2ab | 1460c | 185.0bc | 6.5b | 730.0e | 1.3b | 850.0bc | 78.1a |
| 800 | 8.5a | 1490c | 186.0bc | 5.9b | 807.0de | 2.5b | 740.0 c | 77.0a |
| 850 | 7.9bc | 1840b | 192.0bc | 5.5b | 935.0cd | 15.0b | 1100.0bc | 72.6a |

| | | | | | | | | |
|------|-------|--------|---------|-------|----------|-------|---------|-------|
| 950 | 7.9bc | 1820b | 273.0b | 20.9b | 1020.0c | 13.8b | 1200.0b | 67.6a |
| 1050 | 7.8c | 1960ab | 177.0bc | 19.0b | 1079.0bc | 5.0b | 690.0c | 76.7a |
| 1150 | 7.9bc | 2200a | 166.0c | 8.8b | 1274.0a | 18.8b | 1750.0a | 62.5a |
| 1500 | 7.9bc | 2200a | 164.3c | 8.8b | 1261.3a | 18.6b | 1732.5a | 59.4a |
| 2000 | 7.9bc | 2200a | 162.7c | 8.8b | 1248.6ab | 18.4b | 1715.2a | 56.4a |

Letras idénticas por parámetro indican diferencias no significativas. Fuente: Elaboración propia.

La CE aumentó notablemente con dosis más altas de FeCl_3 y biocoagulante, alcanzando los valores más altos en 2000 ppm de ambos coagulantes. En cuanto a la turbidez, ambos coagulantes, solos y combinados, lograron reducciones significativas, especialmente a dosis bajas (100-850 ppm).

La remoción de SST fue más efectiva con el uso de biocoagulante, especialmente en concentraciones altas. El ICA alcanzó los puntajes más altos (72-78 puntos) en dosis medias de los coagulantes combinados, indicando mejoras sustanciales en la calidad del agua tratada.

4. Discusión

La exploración de coagulantes naturales, como la versátil semilla de *Moringa oleífera*, demuestra la viabilidad de alternativas sostenibles para el tratamiento de aguas residuales, ofreciendo una amplia gama de opciones eficaces. En México, logró remover hasta un 90% de turbidez en aguas residuales municipales con dosis entre 5 y 250mg/L (Moreno, 2018). Similarmente, Japón la utilizó con éxito en aguas residuales textiles (Agarwal et al., 2019). En contraste, los coagulantes químicos como los usados en Cuba (sulfato de aluminio, sulfato férrico y policloruro de aluminio) pueden provocar efectos indeseados como la disminución del pH (Veliz et al., 2016).

Otro punto a destacar es la capacidad de estos coagulantes para tratar distintos tipos de aguas residuales. El extracto de cáscara de plátano, aplicado a 1 g/L en Nicaragua, demostró una alta eficiencia en la remoción de cromo hexavalente en aguas industriales (López & Lacayo, 2020). Por otro lado, las semillas de tamarindo a 5 g/L lograron reducir la turbidez en aguas de pozo de la India (Zainol & Fadli, 2020), mientras que en Indonesia se usaron para disminuir la concentración de SST y mercurio en aguas residuales mineras (Effendi et al., 2017).

Las dosis necesarias también varían según el tipo de coagulante y el contaminante. Por ejemplo, las semillas de granada en Irán requirieron una dosis mucho mayor (2391,91 mg/L) para lograr remociones máximas de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y turbidez en aguas residuales (Shabanizadeh & Taghavijeloudar, 2023), comparado con las semillas de maracuyá en Perú, efectivas para remover turbiedad en aguas residuales domésticas (Sinfuente, 2019).

En cuanto al costo y la sostenibilidad, los coagulantes naturales presentan ventajas significativas. El extracto de cáscara de banano, por ejemplo, se probó en Colombia con distintas dosis (Pelayo & Zaráte, 2022), lo que sugiere un potencial para la optimización y reducción de costos. Además, su origen orgánico los hace más amigables con el medio ambiente, como se evidenció en Brasil, donde las algas a 6 g/L lograron eliminar el 70% de materia orgánica en aguas de vertido (Lima et al., 2020).

Si bien algunos estudios, como el de Perú con semillas de girasol y durazno, no especifican el contaminante removido (Uriol, 2018), la variedad de fuentes vegetales y su efectividad contra diferentes contaminantes abre un camino prometedor para la aplicación de coagulantes naturales en el tratamiento de aguas residuales.

Los resultados del presente estudio indican que la combinación de coagulante químico (FeCl_3) y biocoagulante es la opción más efectiva para mejorar la calidad del agua residual, destacándose en la remoción de turbidez y color. Sin embargo, el biocoagulante sobresale en la reducción de SST. Mientras que el FeCl_3 demuestra mayor eficacia en la remoción de ST, el

biocoagulante presenta un menor impacto en parámetros como el pH y la CE, lo que sugiere su mayor potencial para tratamientos sostenibles. En conjunto, estos hallazgos respaldan el uso combinado de coagulantes químicos y naturales como una estrategia prometedora para mejorar la calidad del agua tratada, al mismo tiempo que se minimiza el impacto ambiental. No obstante, es necesario realizar investigaciones adicionales para optimizar estos tratamientos y asegurar su viabilidad a gran escala.

5. Conclusiones

En conclusión, los resultados de este estudio demuestran que el uso combinado de coagulante químico (FeCl_3) y biocoagulante a base de cáscara de yuca es una estrategia eficaz para mejorar la calidad del agua residual doméstica. El FeCl_3 mostró una alta eficiencia en la remoción de turbidez, color y sólidos suspendidos, especialmente en dosis moderadas. Por su parte, el biocoagulante fue altamente efectivo en la reducción de turbidez y sólidos suspendidos, presentando un impacto menor en parámetros como el pH y la conductividad eléctrica, lo que sugiere un enfoque más sostenible. La combinación de ambos coagulantes proporcionó los mejores resultados, superando la eficacia de los tratamientos individuales en la mayoría de los parámetros analizados. Sin embargo, se observó que en dosis elevadas, tanto el FeCl_3 como el biocoagulante presentan un límite en su efectividad, sin mejoras significativas adicionales. Este trabajo respalda la viabilidad de los coagulantes naturales como alternativa en el tratamiento de aguas residuales, proponiendo una combinación con coagulantes químicos como una opción prometedora para mejorar la calidad del agua, al tiempo que se minimiza el impacto ambiental. No obstante, se requiere investigación adicional para optimizar las dosis y garantizar su aplicabilidad a mayor escala.

Agradecimientos

Los autores expresan su sincero agradecimiento a la ESPAM-MFL por su valioso apoyo en la gestión del presente trabajo, con un reconocimiento especial a la Dra. C. Miryam Elizabeth Félix López por su destacada contribución.

Declaración de Conflicto de Interés de los Autores

Los autores declaran no tener conflicto de intereses

Referencias

- Agarwal, V., Dixit, D., & Bhatt, M. (2019). *Use of Moringa oleifera Seeds as a Primary Coagulant in Textile Wastewater Treatment: Proceedings of 6th IconSWM 2016* (pp. 1231-1236). https://doi.org/10.1007/978-981-10-7290-1_102.
- Alcocer, V. O., Ocaña, G. L., Balcazar, C. A. T., & González, L. P. (2018). Almidón de yuca (*Manihot esculenta* Crantz) como coadyuvante en la coagulación floculación de aguas residuales domésticas / Cassava Starch (*Manihot esculenta* Crantz) As a coadjuvant in the coagulation flocculation of domestic wastewater. *CIBA Revista Iberoamericana de las Ciencias Biológicas y Agropecuarias*, 7(13), Article 13. <https://doi.org/10.23913/ciba.v7i13.73>.
- Araujo, K., Berradre, M., Rivera, J., Cáceres, A., Páez, G., Aiello, C., & Pérez, D. (2016). Fusión intergénica de protoplastos de *Saccharomyces cerevisiae* y *Hanseniaspora guilliermondii*. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*, 36(2), 51-57.
- Arreola, M. M. S., & Canepa, J. R. L. (2013). *Moringa oleifera una alternativa para sustituir coagulantes metálicos en el tratamiento de aguas superficiales*.
- Banchón, C., Baquerizo, R., Muñoz, D., & Zambrano, L. (2016). Coagulación natural para la descontaminación de efluentes industriales. *Enfoque UTE*, 7(4), Article 4. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v7n4.118>.
- Barbarán-Silva, H., López-Chávez, J., & Chico-Ruiz, J. (2017). Remoción de la turbiedad de agua con coagulantes naturales obtenidos de semillas de durazno (*Prunus persica*) y palta (*Persea americana*). *Sagasteguiana*, 5(1), Article 1.
- Berbegal, C., Spano, G., Tristezza, M., Grieco, F., & Capozzi, V. (2017). Microbial Resources and Innovation in the Wine Production Sector. *South African Journal of Enology and Viticulture*, 38(2), Article 2. <https://doi.org/10.21548/38-2-1333>.
- Bermúdez, X. C., Ramírez, M. F., & Moya, A. M. C. (2009). *Estudio del proceso de coagulación- floculación de aguas residuales de la empresa textil «desembarco del granma» a escala de laboratorio*. 3.

- Bernardi, A. M. (2013). *Selección de levaduras vínicas provenientes de la Provincia de Mendoza* [Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias]. <https://bdigital.uncu.edu.ar/>.
- Cabrera, M., & Arintzy, G. (2019). *Aplicación de Semilla de Moringa Oleífera Lam Como Alternativa Coagulante de Agua Almacenada en el Municipio de Zirándaro, Gro.* <http://repositorioslatinoamericanos.uchile.cl/handle/2250/2908194>.
- Carrascosa, A. V., Muñoz, R., & González García, R. (2005). *Microbiología del vino*. <https://digital.csic.es/handle/10261/90214>.
- Carrasquero, S. J., Flores, S. M., Perche, E. D. F., Ferrer, P. M. P., Leal, J. C. M., & Montiel, A. R. D. (2017). Efectividad de coagulantes obtenidos de residuos de papa (*Sonalum tuberosum*) y plátano (*Musa paradisiaca*) en la clarificación de aguas. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.18359/rfcb.1941>.
- Choque-Quispe, D., Choque-Quispe, Y., Solano-Reynoso, A. M., & Ramos-Pacheco, B. S. (2018). Capacidad floculante de coagulantes naturales en el tratamiento de agua. *Tecnología Química*, 38(2), 298-309.
- Ciani, M., & Comitini, F. (2006). Influence of Temperature and Oxygen Concentration on the Fermentation Behaviour of *Candida Stellata* in Mixed Fermentation with *Saccharomyces Cerevisiae*. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22, 619-623. <https://doi.org/10.1007/s11274-005-9080-6>.
- Crombet-Grillet, S., Pérez-Pompa, N., Ábalos-Rodríguez, D. A., & Rodríguez-Pérez, D. S. (2013). *Caracterización de las aguas residuales de la comunidad «Antonio Maceo» de la Universidad de Oriente*. 25(2).
- Daza, J. P., & Santander, J. Z. (2022). *Desarrollo de un coagulante a partir de la cáscara de banana para el tratamiento de aguas residuales*.
- Effendi, H., Hidayah, S., & Hariyadi, S. (2017). Tamarindus indica Seed as Natural Coagulant for Traditional Gold Mining Wastewater Treatment. *World Applied Sciences Journal*, 35, 330-333. <https://doi.org/10.5829/idosi.wasj.2017.330.333>.
- Fuentes Molina, N., Molina Rodríguez, E. J., & Ariza, C. P. (2016). Coagulantes naturales en sistemas de flujo continuo, como sustituto del Al₂(SO₄)₃ para clarificación de aguas. *Producción + Limpia*, 11(2), 41-54. <https://doi.org/10.22507/pml.v11n2a4>.
- Fúquene, D. M., & Yate, A. V. (2018). Ensayo de jarras para el control del proceso de coagulación en el tratamiento de aguas residuales industriales. *Documentos de Trabajo ECAPMA*, 2(1), Article 1. <https://doi.org/10.22490/ECAPMA.2771>
- Goddard, F., Pickering, A., Ercumen, A., Brown, J., Chang, H., & Clasen, T. (2020). Faecal contamination of the environment and child health: A systematic review and individual participant data meta-analysis. *The Lancet. Planetary health*, 4, e405-e415. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30195-9](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30195-9).
- González, G., & Isabel, M. (2013). Un futuro a favor de la protección del agua. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*, 51(2), 126-128.
- Hernández, B., Mendoza, I., Salamanca, M., Fuentes, L., & Caldera, Y. (2013). *Semillas de tamarindo (Tamarindus indica) como coagulante en aguas con alta turbiedad*. 3, 91-96.
- International Methods of Analysis of Wines and Musts. (2012). *Evaluation by refractometry of the sugar concentration in grape musts, concentrated grape musts and rectified concentrated grape musts*.
- Iparraguirre, J. S. (2020). Evaluación del coagulante natural obtenido de la semilla de maracuyá (*Passiflora edulis*) en la remoción de la turbidez de una solución modelo. *Universidad Privada del Norte*.
- Lima, P., Almeida, I., & Vicentini, V. (2020). Os diferentes tipos de coagulantes naturais para o tratamento de água: Uma revisão. *Evidência*, 20, 1-14. <https://doi.org/10.18593/eba.24704>.
- Limongi, J. M., & Mendoza, C. M. (2022). Aplicación de coagulantes naturales obtenidos de las semillas de habas (*Vicia faba*) y durazno (*Prunus persica*) en la potabilización del agua. *Revista Colón Ciencias, Tecnología y Negocios*, 9(1), 54-67.
- Martínez-Orjuela, M., Mendoza-Coronado, J., Medrano-Solís, B., Gómez-Torres, L., & Mejía, C. Z.-. (2020). Evaluación de la turbiedad como parámetro indicador del tratamiento en una planta potabilizadora municipal. *Revista UIS Ingenierías*, 19(1), Article 1. <https://doi.org/10.18273/revuin.v19n1-2020001>.
- Matus, S. S., Sevilla, M. G., Fernández, D., Montañez, A., Blanco, E., Naranjo, L., Llavona, A., & Sarmanto, N. (2022). *Oportunidades de la economía circular en el tratamiento de aguas residuales en América Latina y el Caribe*.
- Mero, J. D. Z., Párraga, A. G. D., Mero, E. T. Z., & Villafuerte, S. L. P. (2022). Contaminantes biológicos presentes en fuentes de agua del centro-sur de la provincia de Manabí, Ecuador. *Siembra*, 9(2), Article 2. <https://doi.org/10.29166/siembra.v9i2.4011>.
- Meza-Leones, M., Riaños-Donado, K., Mercado-Martínez, I., Olivero-Verbel, R., & Jurado-Eraso, M. (2018). Evaluación del poder coagulante del sulfato de aluminio y las semillas de Moringa oleífera en el proceso de clarificación del agua de la ciénaga de Malambo, Atlántico. *Revista UIS Ingenierías*, 17(2), 95-103.
- Miller, J., & Miller, J. (2002). *Estadística y Quimiometría para química analítica* (Cuarta edición). PRENTICE HALL.
- Mocke, L. (2013). *Kinetic modelling of wine fermentations: Why does yeast prefer glucose to fructose* [Stellenbosch: Stellenbosch University]. <http://hdl.handle.net/10019.1/80316>.
- Mokarram, M., Saber, A., & Sheykhi, V. (2020). Effects of heavy metal contamination on river water quality due to release of industrial effluents. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123380. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123380>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. (2017). *Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos, 2017: Aguas residuales: El recurso no explotado—UNESCO Digital Library*. <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247647>.

- Ortega Ramírez, A. T., Sánchez Rodríguez, N., Ortega Ramírez, A. T., & Sánchez Rodríguez, N. (2021). Tratamientos avanzados para la potabilización de aguas residuales. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 31(2), 121-134. <https://doi.org/10.18359/rcin.5343>.
- Peña, S., Mayorga, J., & Montoya, R. (2018). *Propuesta de tratamiento de las aguas residuales de la ciudad de Yaguachi (Ecuador)*. 39.
- Pereira A. S. et al. (2018). *Metodologia da pesquisa científica*. [free e-book]. Santa Maria/RS. Ed. UAB/NTE/UFSM.
- Perico-Granados, N. R., Montaña, A. F., Uricoechea, M. J., Vargas, M. A., & Algarra, H. A. (2021). Propuesta alternativa de coagulantes naturales. *L'esprit Ingénieux*, 10(1), Article 1.
- Ramos-Galarza, C. (2021). Editorial: Diseños de investigación experimental. *CienciAmérica*, 10(1), 1-7. <https://doi.org/10.33210/ca.v10i1.356>.
- Revelo, A., Proaño, D., & Banchón, C. (2015). Biocoagulación de aguas residuales de industria textilera mediante extractos de *Caesalpinia spinosa*. *Enfoque UTE*, 6(1), Article 1. <https://doi.org/10.29019/enfoqueute.v6n1.50>.
- Romero-Aguilar, M., Colín-Cruz, A., Sánchez-Salinas, E., & Ortiz-Hernández, M. L. (2009). Tratamiento de aguas residuales por un sistema piloto de humedales artificiales: Evaluación de la remoción de la carga orgánica. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 25(3), 157-167.
- Sánchez, I. R.-, Acurio, V. E. Z.-, Taco-Palma, P., Calvo-Mamani, J., & Aguilar-Lopez, M. A. (2017). Eficiencia de la laguna de oxidación para el tratamiento de aguas residuales domésticas, localidad de Huaró – Cusco. *Cantua*, 16, 7-25. <https://doi.org/10.51343/cantu.v16i0.629>.
- Seng, L. K. (2018). Adsorption of Heavy Metals using Banana Peels in Wastewater Treatment. *The Eurasia Proceedings of Science Technology Engineering and Mathematics*, 2, Article 2.
- Shabanizadeh, H., & Taghavijeloudar, M. (2023). A sustainable approach for industrial wastewater treatment using pomegranate seeds in flocculation-coagulation process: Optimization of COD and turbidity removal by response surface methodology (RSM). *Journal of Water Process Engineering*, 53, 103651. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103651>.
- Shitsuka, R. et al. (2014). *Matemática fundamental para tecnologia*. 2ed. Editora Erica.
- Silvan, R. S., Canepa, J. R. L., & Hernández, J. (2012). *Mezclas con potencial coagulante para clarificar aguas superficiales*. 28(3).
- Soto, A., Dagerskog, L., Liera, C., & Esquivel, N. (2022). *Cuatro reflexiones para mejorar el saneamiento en América Latina y el Caribe*. SEI. <https://www.sei.org/perspectives/cuatro-reflexiones-para-mejorar-el-saneamiento-en-america-latina-y-el-caribe/>.
- Suay Llopis, L., & Ballester Díez, F. (2002). Revisión de los estudios sobre exposición al aluminio y enfermedad de Alzheimer. *Revista Española de Salud Pública*, 76(6), 645-658.
- Uriol, C. (2018). Eficiencia de la mezcla de semillas de girasol y durazno para reducir plomo en agua residual del río Chillón, en laboratorio, 2018. *Repositorio Institucional - UCV*. <https://repositorio.ucv.edu.pe/handle/20.500.12692/62165>.
- Veliz, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., Bataller, M., Veliz, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., & Bataller, M. (2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(1), 17-34.
- Vieira, S. (2021). *Introdução à bioestatística*. Editora GEN/Guanabara Koogan.
- Vilela-Moura, A., Schuller, D., Falco, V., Mendes-Faia, A., & Côte-Real, M. (2010). Effect of refermentation conditions and micro-oxygenation on the reduction of volatile acidity by commercial *S. cerevisiae* strains and their impact on the aromatic profile of wines. *International Journal of Food Microbiology*, 141(3), 165-172. <https://doi.org/10.1016/j.ijfoodmicro.2010.05.006>.
- Zainol, N. A., & Fadli, N. N. M. (2020). Surface Water Treatment Using Tamarind Seed as Coagulants via Coagulation Process. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 864(1), 012172. <https://doi.org/10.1088/1757-899X/864/1/012172>.