Desarrollo y evaluación de biocoagulante a partir de cáscara de plátano en tratamiento de agua y lodos residuales

Denis Eduardo Silva Espinosa

Trabajo de grado para optar al título de Ingeniero Químico
Modalidad: Práctica Empresarial

Director: Gustavo Ramírez
Doctor en Materials Science and Engineering

Tutor: Yenny Nuñez
Doctora en Microbióloga Industrial

Universidad Industrial de Santander
Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas
Escuela de Ingeniería Química
Bucaramanga
2026

Dedicatoria

A Dios, ante todo, porque mi vida y cada uno de mis pasos le pertenecen a Él.

A mis abuelos, María Cáceres y Luis Espinosa, quienes ya no están físicamente en este mundo, pero cuyo anhelo y sueño era verme llegar a este día. Su recuerdo y bendición me acompañaron en cada paso.

A mi mamá, porque cada uno de mis triunfos es tuyo y tu felicidad es mi mayor motivación.

Y a mí, por el esfuerzo, la constancia y por haber llegado hasta aquí.

Agradecimiento

A Dios, por ser el guía de mi vida, por otorgarme la fortaleza, la salud y la sabiduría necesarias para culminar esta etapa.

A mi mamá, por su lucha incansable y por darme todas las comodidades posibles para que pudiera concentrarme en mis estudios. Gracias por tu entrega incondicional.

A mi tía Yamile, por ser como una segunda madre para mí, por cuidar siempre de mí y no permitir que me faltara absolutamente nada a lo largo de este camino.

Al Profesor Gustavo, mi director de tesis, por su excelente orientación académica, pero sobre todo por sus consejos y mano amiga que me tendió en momentos decisivos.

A la Dra. Yenny, mi tutora de tesis, por abrirme las puertas para realizar mis prácticas y el desarrollo de esta tesis, compartiendo conmigo sus conocimientos y experiencia profesional.

A mis amigos de infancia, de CEIQ y de baloncesto, por ser parte fundamental de mi vida. Gracias por luchar junto a mí durante la carrera, por las jornadas de estudio, la ayuda mutua, las risas y la compañía incondicional en todo momento.

A Andrea, mi gran amor, por estar siempre ahí para sostenerme y apoyarme en cada etapa. Gracias por brindarme un hogar a pesar de estar lejos de casa, por enseñarme desde el amor a buscar el lado positivo ante las adversidades y por hacerme más fuerte día a día.

Y finalmente, a mí mismo, por nunca rendirme, incluso cuando la mente y el cuerpo sentían que no podían más. Por no bajar los brazos en los días de trabajo y estudio simultáneo, por cada largo viaje hacia la ciudad en busca de un mejor futuro y por mantener firme la convicción de salir adelante sin importar los obstáculos.

Contenido

Introducción 9

1. Objetivos 12

1.1.Objetivo general 12

1.2.Objetivos específicos 12

2. Marco conceptual 13

2.1. Potabilización convencional 13

2.2. Coagulación y floculación 14

2.2.1. Partículas coloidales y doble capa eléctrica 14

2.2.2. Mecanismos de coagulación y dosis óptima 14

2.2.3. Floculación 16

2.3. Filtración y retrolavado 16

2.4. Prueba de jarras e índice de willcomb 17

2.5. Parámetros de calidad del agua y normativa 18

2.5.1. Turbiedad 18

2.5.2. Color 18

2.5.3. Potencial de hidrógeno (ph) 18

2.5.4. Normativa colombiana 19

3. Estado del arte 19

3.1. Hidroxicloruro de aluminio 19

3.2. Cascara de plátano 20

3.3. Antecedentes 22

4. Metodología 23

4.1. Obtención y acondicionamiento del biocoagulante 23

4.2. Muestreo y caracterización de las matrices acuosas 24

4.3. Ensayos de coagulación-floculación (prueba de jarras) 25

4.4. Agua sedimentada y filtración 27

4.5. Determinación de parámetros fisicoquímicos 27

5. Resultados y discusión 29

5.1. Perfil de secado de la cáscara de plátano 29

5.2. Tratamiento del agua cruda 30

5.2.1. Turbiedad 30

5.2.2. Color 32

5.2.3. Ph 33

5.3.Tratamiento del agua lodo 35

5.3.1.Turbiedad 35

5.3.2. Color 37

5.3.3. Ph 38

5.4. Formación y sedimentación del flóculo 39

6. Conclusiones 41

Referencias bibliográficas 42

Lista de figuras

Figura 1 *Representación esquemática de los mecanismos de coagulación y floculación.* 16

Figura 2 Efecto del floculante sobre la retención de partículas 17

Figura 3 Curva de secado de la cáscara de plátano a 80°C 29

Figura 4 Turbiedad del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante 30

Figura 5 Color del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante 32

Figura 6 pH del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante 33

Figura 7 Turbiedad del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante 35

Figura 8 Color del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante 37

Figura 9 pH del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante 38

Lista de tablas

Tabla 1 Valores máximos aceptables para los parámetros evaluados en agua para consumo humano 19

Tabla 2 Composición química de la cáscara de plátano verde (% en base seca) 21

Tabla 3 Características iniciales de las matrices acuosas 25

Tabla 4 Escala del índice de Willcomb para la evaluación de flóculos 27

Tabla 5 Equipos empleados en el desarrollo experimental 28

Tabla 6 Formación y sedimentación del flóculo en la dosis óptima de cada coagulante 40

Resumen

Título: Desarrollo y evaluación de biocoagulante a partir de cáscara de plátano en tratamiento de agua y lodos residuales*

Autor: Denis Eduardo Silva Espinosa**

Palabras Claves: Biocoagulante, cáscara de plátano, hidroxicloruro de aluminio, prueba de jarras, agua de retrolavado, tratamiento de agua.

Descripción: La presente investigación evaluó la viabilidad técnica de un biocoagulante obtenido a partir de cáscara de plátano verde frente al hidroxicloruro de aluminio (PAC) en la clarificación de dos matrices de la planta de potabilización de Saravena, Arauca: el agua cruda del Río Satocá y el agua de retrolavado de filtros (agua lodo). El biocoagulante se obtuvo mediante secado, molienda y tamizado, y su desempeño se evaluó en pruebas de jarras a partir de la turbiedad, el color y el pH del agua filtrada, junto con la formación y sedimentación del flóculo.

En el agua cruda, el PAC tuvo mejor desempeño y fue el único que cumplió el valor aceptable de turbiedad, por lo que el biocoagulante no lo reemplaza en esta matriz, aunque sí mostró actividad coagulante. En el agua lodo, en cambio, el biocoagulante superó ampliamente al PAC en la remoción de turbiedad y color, y formó flóculos más rápido, de mejor calidad y con menor tiempo de sedimentación, lo que se atribuye a su mecanismo de puente interparticular. Además, el biocoagulante mantuvo el pH dentro del rango aceptable en ambas matrices, mientras que el PAC acidificó el agua. Se concluye que la cáscara de plátano verde es técnicamente viable como biocoagulante, con una aplicación principal en la clarificación del agua de retrolavado de filtros.

* Trabajo de Grado.

** Facultad de Ingenierías Fisicoquímicas. Escuela de Ingeniería Química. Director: Gustavo Ramírez

Abstract

Title: Development and evaluation of a bio-coagulant from plantain peel for the treatment of water and residual sludge*

Author: Denis Eduardo Silva Espinosa**

Keywords: Bio-coagulant, plantain peel, polyaluminum chloride, jar test, filter backwash water, water treatment.

Description: This study evaluated the technical feasibility of a bio-coagulant obtained from green plantain peel compared with polyaluminum chloride (PAC) for the clarification of two water matrices from the drinking water treatment plant of Saravena, Arauca: raw water from the Satocá River and filter backwash water (sludge water). The bio-coagulant was prepared by drying, grinding, and sieving, and its performance was evaluated through jar tests based on the turbidity, color, and pH of the filtered water, as well as floc formation and settling.

In raw water, PAC performed better and was the only coagulant that met the acceptable turbidity value; therefore, the bio-coagulant does not replace PAC in this matrix, although it did show coagulant activity. In sludge water, however, the bio-coagulant clearly outperformed PAC in turbidity and color removal, and formed flocs faster, of better quality, and with shorter settling times, which is attributed to its interparticle bridging mechanism. In addition, the bio-coagulant kept the pH within the acceptable range in both matrices, whereas PAC acidified the water. It is concluded that green plantain peel is technically feasible as a bio-coagulant, with its main application being the clarification of filter backwash water.

* Undergraduate Thesis.

** Faculty of Physicochemical Engineering. School of Chemical Engineering. Director: Gustavo Ramírez.

Introducción

El suministro de agua potable de calidad es fundamental para proteger la salud pública y fomentar el desarrollo sostenible. En la potabilización de fuentes superficiales, la remoción de la turbiedad y el color depende principalmente de la etapa de coagulación-floculación, que se lleva a cabo con coagulantes químicos a base de sales de aluminio o hierro, entre ellos el hidroxicloruro de aluminio (PAC). Aunque estos reactivos son efectivos, su uso intensivo implica costos operativos significativos, consume la alcalinidad natural del agua, lo que puede obligar a corregir el pH, y genera lodos con residuo metálico cuya disposición representa una carga ambiental (CEPIS, 1983).

En el municipio de Saravena (Arauca), la Empresa Comunitaria de Acueducto, Alcantarillado y Aseo (ECAAAS E.S.P.), donde se desarrolló la presente práctica empresarial, es la encargada de prestar los servicios de acueducto, alcantarillado y aseo. La empresa potabiliza el agua captada del Río Satocá mediante un tren convencional de coagulación, floculación, sedimentación, filtración y desinfección. Además del agua tratada, este proceso produce efluentes de retrolavado de filtros, en los que se concentran los flóculos que no alcanzaron a sedimentar, con alta carga de sólidos suspendidos, cuyo manejo también requiere clarificación antes de su recirculación o vertimiento. Frente a la necesidad de reducir el consumo de reactivos químicos y el impacto ambiental de la planta (Choy et al., 2014), surge el interés por evaluar coagulantes alternativos elaborados con insumos locales.

Una de estas alternativas es la cáscara de plátano verde, residuo agrícola abundante en la región. Arauca figura entre los principales productores de plátano del país (DANE, 2018), y en 2018 este cultivo ocupaba 36.582 de las 80.261 ha agrícolas del departamento, lo que lo convierte en el de mayor área sembrada (González Rojas & Castellanos González, s.f.). La

matriz de la cáscara, rica en polisacáridos, le confiere capacidad coagulante, y se han reportado remociones de turbiedad de hasta 90 % en agua turbia sintética y entre 76 y 84 % en agua de río (Azamzam et al., 2022). Sin embargo, su desempeño depende de las características del agua tratada, y su comportamiento no se ha documentado en las condiciones de la planta de Saravena ni en efluentes de retrolavado de filtros.

Por ello, el presente trabajo compara un biocoagulante obtenido a partir de cáscara de plátano verde con el PAC, mediante pruebas de jarras, en la clarificación del agua cruda del Río Satocá y del efluente de retrolavado de filtros, evaluando la turbiedad, el color y el pH del agua tratada. Con esto se busca responder la siguiente pregunta: ¿es el biocoagulante de cáscara de plátano verde una alternativa técnicamente viable al PAC para la clarificación del agua cruda y del efluente de retrolavado de filtros de la planta de ECAAAS E.S.P.?

1. Objetivos

1.1. Objetivo General

Evaluar el desempeño de un biocoagulante derivado de la cáscara de plátano verde frente al hidroxicloruro de aluminio (PAC) en la clarificación de agua cruda de río y de agua de retrolavado de filtros con alta carga de turbiedad y sólidos suspendidos.

1.2. Objetivos Específicos

Obtener y acondicionar el polvo biocoagulante a partir de la cáscara de plátano verde mediante procesos de secado térmico, molienda y tamizado para su aplicación en ensayos de laboratorio.

Determinar la dosis óptima del biocoagulante y del hidroxicloruro de aluminio (PAC) mediante pruebas de jarras, a partir de la turbiedad, el color y el pH del agua tratada, tanto en agua cruda de río como en agua de retrolavado de filtros.

Comparar el desempeño del biocoagulante frente al coagulante químico de referencia en términos de la calidad del agua tratada, la formación y sedimentación del flóculo y la dosis requerida.

Analizar la viabilidad técnica del biocoagulante en la potabilización de agua cruda y en el tratamiento del agua de retrolavado de filtros, considerando sus ventajas operativas y su efecto sobre el pH.

2. Marco conceptual

El tratamiento de agua para consumo humano transforma el agua captada de fuentes naturales en un recurso apto para uso público, en cumplimiento de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de la normativa vigente (CEPIS, 1983). La configuración del proceso depende de las características del agua cruda, como su carga de sólidos, materia orgánica, microorganismos y pH (Crittenden et al., 2012). Dentro de este proceso, la coagulación-floculación es la etapa central de la clarificación, pues permite desestabilizar y separar las partículas coloidales responsables de la turbiedad y el color (CEPIS, 1983).

2.1. Potabilización convencional

En una planta de potabilización convencional, el agua captada de la fuente pasa por una secuencia de operaciones. Primero recibe un acondicionamiento inicial (rejillas y desarenadores), que retira materiales gruesos y partículas pesadas como hojas, ramas y arenas para proteger las unidades siguientes. Después se aplica el coagulante y el agua pasa por la floculación, donde se forman agregados de mayor tamaño. Estos se separan en la sedimentación, en la que la gravedad lleva los flóculos más densos al fondo del tanque mientras el agua clarificada sale por la superficie; los sólidos acumulados se purgan periódicamente como lodos (CEPIS, 1983).

El agua sedimentada pasa luego por la filtración, que retiene las partículas que no alcanzaron a decantar. Por último, se desinfecta, generalmente con cloro por su efecto residual en la red de distribución, y se ajusta el pH para cumplir la normativa de agua potable (Crittenden et al., 2012)

2.2. Coagulación y floculación

2.2.1. Partículas Coloidales y Doble Capa Eléctrica

La turbiedad y el color de las aguas superficiales se deben en gran parte a partículas coloidales (arcillas, limos, materia orgánica y microorganismos) con tamaños aproximados entre 1 nm y 1 µm. Por su tamaño, estas partículas no sedimentan por gravedad en tiempos prácticos y tampoco son retenidas eficazmente por la filtración (Crittenden et al., 2012).

En aguas naturales, los coloides presentan una carga superficial predominantemente negativa. Esta carga atrae iones de signo contrario del medio, que forman una capa fija adherida a la partícula (capa de Stern) y una capa difusa a su alrededor. Este conjunto se denomina doble capa eléctrica. La diferencia de potencial en el límite de la capa que se desplaza con la partícula, conocida como potencial zeta, mide la intensidad de la repulsión entre coloides. Mientras esa repulsión se mantenga, las partículas permanecen estables y dispersas, y el propósito de la coagulación es precisamente romper esa estabilidad (Arboleda, 2000; Crittenden et al., 2012).

2.2.2. Mecanismos de Coagulación y Dosis Óptima

La coagulación consiste en agregar una sustancia capaz de desestabilizar los coloides para que puedan agregarse. Según el tipo de coagulante y las condiciones del agua, la desestabilización ocurre mediante cuatro mecanismos principales (Arboleda, 2000; Crittenden et al., 2012):

Compresión de la doble capa: el aumento de la concentración de iones en el medio reduce el espesor de la capa difusa y, con ello, la repulsión entre partículas.

Adsorción y neutralización de carga: las especies catiónicas del coagulante se adsorben sobre la superficie de los coloides y neutralizan su carga negativa. Es el mecanismo predominante del hidroxicloruro de aluminio (PAC), cuyos polímeros de aluminio tienen alta densidad de carga positiva. Si la dosis es excesiva, la superficie de las partículas adquiere carga positiva y se reestabilizan; este fenómeno se conoce como inversión de carga.

Coagulación por barrido: a dosis altas, el aluminio precipita como hidróxido, $Al(OH)_3$, y forma un precipitado voluminoso que atrapa los coloides a medida que sedimenta. En esta hidrólisis el coagulante consume la alcalinidad natural del agua ($Al^{3+} + 3HCO_3^- \rightarrow Al(OH)_3 + 3CO_2$), lo que explica la disminución del pH al aplicar sales de aluminio (Letterman, 1999).

Puente interparticular (enmallado): los polímeros de cadena larga se adsorben simultáneamente sobre varias partículas y las unen en una red tridimensional. Es el mecanismo característico de los biocoagulantes de origen vegetal, cuyos polisacáridos (pectina, almidón, celulosa y hemicelulosa) aportan grupos hidroxilo y carboxilo que actúan como sitios de adsorción. Un exceso de polímero recubre por completo las partículas e impide la formación de puentes, lo que también provoca reestabilización (Choy et al., 2014; Yin, 2010).

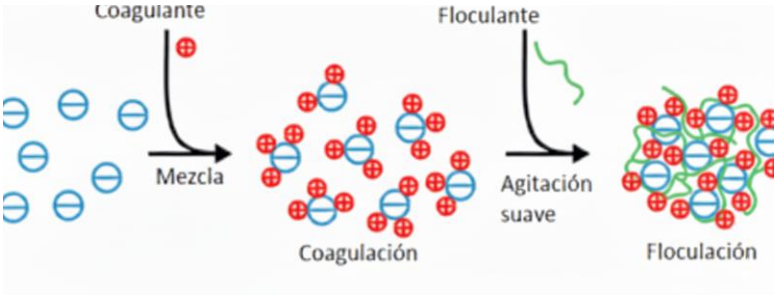
En consecuencia, para cada coagulante existe una dosis óptima, la concentración que produce la máxima remoción. Por debajo de ella la desestabilización es incompleta, y por encima se producen reestabilización y una menor remoción. La dosis óptima depende de las características del agua, como su turbiedad, alcalinidad y pH, por lo que debe determinarse experimentalmente para cada fuente (Crittenden et al., 2012).

2.2.3. Floculación

En la floculación, las partículas desestabilizadas chocan entre sí bajo agitación lenta y controlada y forman agregados de mayor tamaño y densidad, denominados flóculos (Crittenden et al., 2012). Por eso el proceso se divide en dos etapas: una mezcla rápida, de alta intensidad y corta duración, que dispersa el coagulante de forma homogénea, y una mezcla lenta, que favorece las colisiones sin romper los flóculos ya formados. El desempeño de la floculación depende del tiempo de contacto, de la intensidad de agitación (gradiente de velocidad), de la dosis de coagulante y de las características fisicoquímicas del agua Arboleda (2000).

Figura 1

Representación esquemática de los mecanismos de coagulación y floculación.



Nota. Tomado de Matelco (2021).

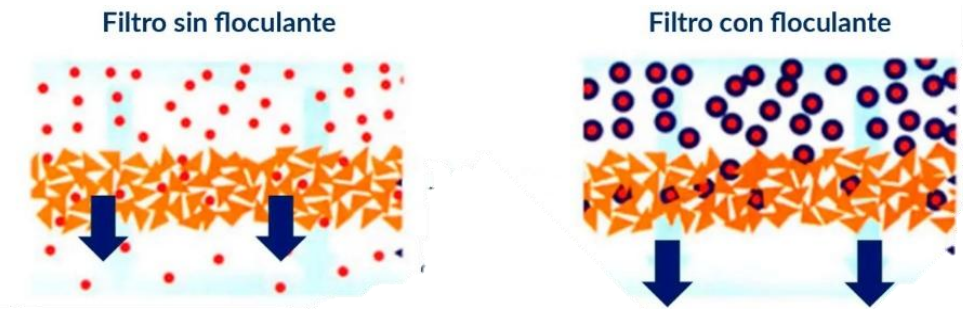
2.3. Filtración y retrolavado

Tras la sedimentación, el agua atraviesa un lecho poroso, comúnmente de arena, grava o antracita, que retiene las partículas residuales, incluidos los flóculos pequeños y ligeros que no alcanzaron a decantar. En esta etapa se remueven sólidos finos, microorganismos y materia orgánica remanente, con una mejora significativa en la calidad del agua(Crittenden et al., 2012).

La retención de partículas en el filtro depende de que las partículas hayan sido desestabilizadas previamente, como se ilustra en la Figura 2.

Figura 2

Efecto del floculante sobre la retención de partículas



Nota. Tomado de Fluidra (2022).

2.4. Prueba de jarras e índice de willcomb

La prueba de jarras es un ensayo de laboratorio que simula a escala reducida la coagulación, la floculación y la sedimentación de una planta de potabilización. Varias muestras del agua se someten simultáneamente a distintas dosis de coagulante bajo una secuencia controlada de mezcla rápida, mezcla lenta y reposo. Esto permite comparar coagulantes, determinar la dosis óptima y ajustar las condiciones de operación antes de aplicarlas a escala real (ASTM International, 2019).

Además de los parámetros medidos en el agua tratada, durante el ensayo se observa el tiempo de aparición del primer flóculo y su comportamiento al sedimentar. Para calificar el flóculo se emplea el índice de Willcomb, una escala visual cualitativa de 0 a 10 que valora el tamaño del flóculo y su velocidad de sedimentación. Va desde la ausencia de aglutinación (0) hasta un flóculo que sedimenta por completo y deja el agua cristalina (10) (Arboleda, 2000).

2.5. Parámetros de calidad del agua y normativa

2.5.1. Turbiedad

La turbiedad mide la interferencia al paso de la luz causada por sólidos en suspensión, como arcillas, limos, materia orgánica y microorganismos. Se determina por nefelometría, es decir, midiendo la luz dispersada por la muestra, y se expresa en unidades nefelométricas de turbiedad (UNT) (APHA et al., 2017). Es un parámetro crítico de salud pública, porque los niveles elevados protegen a los microorganismos patógenos de la acción del cloro (Crittenden et al., 2012).

2.5.2. Color

El color del agua se debe a materia orgánica disuelta (ácidos húmicos y fúlvicos), metales como el hierro y el manganeso, y residuos vegetales. Se distingue el color verdadero, producido solo por sustancias disueltas, del color aparente, que incluye además el aporte de los sólidos suspendidos. En este trabajo se midió el color aparente, expresado en unidades de platino-cobalto (UPC) (APHA et al., 2017). Aunque no siempre representa un riesgo tóxico directo, el color afecta la aceptabilidad del agua e interfiere con la desinfección (Crittenden et al., 2012).

2.5.3. Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH expresa la concentración de iones hidrógeno y determina el grado de acidez o alcalinidad del agua. En el tratamiento influye directamente en la especiación y el desempeño del coagulante, en la corrosión de las tuberías y en la eficacia de la desinfección con cloro (Crittenden et al., 2012). Como se describió en la sección 2.2.2, los coagulantes de aluminio consumen alcalinidad y tienden a disminuir el pH, por lo que su efecto sobre este parámetro debe vigilarse.

2.5.4. Normativa Colombiana

En Colombia, el Decreto 1575 de 2007 establece el sistema para la protección y control de la calidad del agua para consumo humano, y la Resolución 2115 de 2007 fija los valores máximos aceptables de sus características físicas y químicas. La Tabla 1 presenta los límites de los parámetros evaluados en este trabajo.

Tabla *1*

Valores máximos aceptables para los parámetros evaluados en agua para consumo humano

Parámetro	Unidad	Valor aceptable
Turbiedad	UNT	≤ 2
Color aparente	UPC	≤ 10
pH	Unidades de pH	6.5 – 8.5

Nota. Adaptado de la Resolución 2115 de 2007, Ministerio de la Protección Social y Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

3. Estado del arte

3.1. Hidroxicloruro de aluminio

El hidroxicloruro de aluminio (PAC, del inglés *polyaluminum chloride*) es un coagulante inorgánico prehidrolizado de amplio uso en potabilización por su alta capacidad en la remoción de turbiedad, color aparente y sólidos suspendidos (Cogollo, 2011). Como parte de su hidrólisis ocurre durante la fabricación, el PAC desestabiliza los coloides con mayor rapidez y estabilidad que las sales de aluminio convencionales, como el sulfato de aluminio (Letterman, 1999).

Químicamente, está formado por polímeros inorgánicos de aluminio con alta densidad de carga positiva. Estas especies catiónicas neutralizan la carga negativa de los coloides y eliminan la repulsión electrostática entre ellos, lo que permite su agregación en microflóculos que crecen hasta formar flóculos densos, separables por sedimentación o filtración (Crittenden et al., 2012).

Entre sus ventajas operativas se destacan un intervalo de trabajo amplio frente a variaciones de pH y temperatura, una menor demanda de alcalinizantes que otras sales de aluminio y la formación de flóculos compactos que reducen el volumen de lodos (Cogollo, 2011). No obstante, su uso intensivo tiene limitaciones: al hidrolizarse consume alcalinidad y disminuye el pH del agua, deja aluminio residual en el efluente, cuyo contenido está limitado por la normativa de agua potable, y genera lodos con residuo metálico que requieren disposición controlada (Letterman, 1999). Estas restricciones sustentan el interés en desarrollar biocoagulantes a partir de materias primas orgánicas locales.

3.2. Cascara de plátano

La cáscara de plátano verde (*Musa paradisiaca*) es un residuo agroindustrial abundante en regiones tropicales. Representa una fracción importante del peso del fruto, por lo que su aprovechamiento no compite con su uso alimentario.

En estado verde, la cáscara está compuesta principalmente por almidón y fibra dietaria. La fibra está formada por celulosa, hemicelulosa, lignina y sustancias pécticas, cuyas proporciones varían según la variedad, el grado de madurez y el método de análisis (Agama-Acevedo et al., 2016). La Tabla 2 presenta la composición reportada para cáscara de plátano verde. En este trabajo no se realizó la caracterización química de la biomasa, por lo que estos valores se toman como referencia.

Tabla 2

Composición química de la cáscara de plátano verde (% en base seca)

Componente	Contenido (%)
Fibra dietaria total	33 – 43
Almidón	11 – 39
Celulosa	13.2
Hemicelulosa	4.6
Lignina	1.7

Nota. Adaptado de Agama-Acevedo et al. (2016).

Como se observa, la fibra dietaria y el almidón son los componentes mayoritarios, mientras que la celulosa, la hemicelulosa y la lignina se encuentran en menor proporción. Dado que esta composición depende de la variedad y del grado de madurez del fruto, su caracterización en la biomasa empleada queda como recomendación para estudios posteriores.

Estos componentes son los responsables de la actividad coagulante de la cáscara. El almidón y las sustancias pécticas son polisacáridos de cadena larga que pueden adsorberse sobre varias partículas a la vez y formar puentes entre ellas. Los almidones convencionales han demostrado capacidad para remover turbiedad por este mecanismo (Choy et al., 2016). La celulosa, la hemicelulosa y la lignina aportan grupos funcionales hidroxilo y carboxilo, que actúan como sitios de adsorción y de atracción electrostática. Gracias a esta composición, la cáscara puede actuar en la clarificación del agua mediante adsorción, neutralización de carga y enmallado polimérico. Además, es biodegradable y económica en zonas de alta producción agrícola, lo que favorece esquemas de economía circular (Choy et al., 2014; Yin, 2010).

3.3. Antecedentes

En los últimos años, el uso de biomasas vegetales para obtener coagulantes naturales ha ganado protagonismo en la ingeniería sanitaria, impulsado por la necesidad de reemplazar reactivos sintéticos y aprovechar residuos agrícolas (Choy et al., 2014).

Entre las materias primas más estudiadas están las semillas de *Moringa oleifera*, que contienen proteínas catiónicas de bajo peso molecular capaces de desestabilizar coloides por neutralización de carga, con remociones de turbiedad superiores al 90 % en agua superficial (Ndabigengesere & Narasiah, 1998). De manera similar, los subproductos ricos en almidón y polisacáridos provenientes de la yuca, la papa, el camote y las semillas de tamarindo han mostrado alta efectividad como floculantes naturales por formación de puentes poliméricos (Choy et al., 2014). También se ha encontrado que la pectina, la celulosa y los compuestos fenólicos de cáscaras de cítricos y pasifloras (naranja, maracuyá y piña) contribuyen a reducir el color y la turbiedad de efluentes domésticos e industriales (Choy et al., 2014).

En cuanto a las musáceas, Daverey et al. (2019) evaluaron extractos acuosos de cáscara de banano en agua turbia simulada. Obtuvieron remociones de turbiedad superiores al 83 % en todo el rango de pH ensayado (3 a 12), con un máximo de 98 % a pH 11, y por mediciones de potencial zeta concluyeron que el mecanismo predominante era la adsorción con formación de puentes entre partículas. Priyatharishini et al. (2019) alcanzaron un 88 % de remoción de turbiedad en agua residual doméstica sintética con un coagulante de cáscara de banano extraído con NaOH, a una dosis de 100 mg/L y pH 1. Azamzam et al. (2022) estudiaron el biocoagulante de cáscara de banano en agua turbia y agua de río, con remociones de hasta 90 %. Por su parte, Kakoi et al. (2016) emplearon el pseudotallo (*pith*) del banano como coagulante en agua de río contaminada.

Varios autores también han explorado la combinación de biocoagulantes con dosis reducidas de coagulantes metálicos. Encontraron efectos sinérgicos que disminuyen hasta en un 50 % el consumo de sales químicas, reducen la toxicidad de los lodos y mejoran la sedimentación del flóculo (Choy et al., 2014; Yin, 2010).

En conjunto, los antecedentes confirman que los biocoagulantes vegetales, y en particular los derivados de musáceas, son una alternativa prometedora para la clarificación del agua. Sin embargo, su desempeño depende de la dosis, el pH, el método de preparación de la biomasa y las características del agua tratada. Además, buena parte de los estudios con cáscara de banano se realizaron con agua sintética y con ajustes de pH extremos (pH 1 a 11), que no reflejan las condiciones de operación de una planta. Por eso son necesarias evaluaciones comparativas en aguas reales y sin ajuste de pH, como la que se plantea en el presente estudio, tanto en agua cruda de río como en efluentes de retrolavado (Choy et al., 2014).

4. Metodología

4.1. Obtención y acondicionamiento del biocoagulante

Se emplearon cáscaras de plátano verde (*Musa paradisiaca*) obtenidas de un restaurante local de Saravena, que las separaba del resto de sus residuos. Las cáscaras se seleccionaron visualmente, descartando las que presentaban daño físico o signos de maduración, y se procesaron en un plazo máximo de 24 horas desde su recolección para evitar cambios en su composición por maduración.

La biomasa se lavó con agua destilada para eliminar impurezas superficiales y se cortó en tiras longitudinales para favorecer la transferencia de calor y masa durante el secado. El secado se realizó en un horno de convección a 80 °C. Para establecer el tiempo de secado se

conformaron tres lotes de 500 g, la capacidad de carga del horno, pesados por fracciones en una balanza analítica. Los lotes se pesaron a intervalos de 15 min durante la primera hora y de 30 min a partir de entonces, hasta alcanzar masa constante. El tiempo así determinado se aplicó a los lotes posteriores (sección 5.1).

El material seco se molió en un molino de silo y se tamizó para homogeneizar la granulometría. No se registró la abertura de la malla empleada, lo que se reconoce como una limitación del estudio. El polvo obtenido se almacenó en recipientes herméticos a temperatura ambiente durante un máximo de tres días antes de los ensayos, para evitar su degradación o rehidratación.

4.2. Muestreo y caracterización de las matrices acuosas

Los ensayos se realizaron entre diciembre de [2025] y enero de [2026], en temporada seca, con dos matrices provenientes de la planta de potabilización de la Empresa Comunitaria de Acueducto, Alcantarillado y Aseo de Saravena (ECAAAS E.S.P.):

Agua cruda: muestra superficial tomada en el punto de captación del Río Satocá.

Agua lodo: efluente tomado durante el retrolavado de los filtros de la planta. Durante la filtración, los flóculos pequeños que no sedimentaron quedan retenidos en el lecho filtrante, y al lavar los filtros estos sólidos se desprenden y se concentran en el agua de lavado. Por eso esta matriz presenta alta turbiedad y alta concentración de sólidos suspendidos.

Las muestras se recolectaron en recipientes de polietileno de alta densidad previamente purgados y se ensayaron el mismo día de su toma. Cada día se tomó una muestra de cada matriz, con la que se realizaron todas las jarras de esa jornada. Antes de aplicar el coagulante se midieron la turbiedad, el color y el pH de cada jarra. Como la temporada seca no presentó

variaciones climáticas, las características de ambas matrices se mantuvieron estables a lo largo del periodo experimental. La Tabla 3 presenta sus valores promedio.

Tabla 3

Características iniciales de las matrices acuosas

Parámetro	Agua cruda	Agua lodo
Turbiedad (UNT)	12.64	204.71
Color (UPC)	10	180
pH	7.38	7.98

Nota. Valores promedio de todas las jarras antes de la adición del coagulante, durante los siete días de ensayo.

4.3. Ensayos de coagulación-floculación (prueba de jarras)

Los ensayos se realizaron en un floculador de seis puestos, con 1.0 L de muestra por jarra. Se compararon dos coagulantes:

Biocoagulante: polvo de cáscara de plátano verde, pesado en balanza analítica y adicionado directamente a cada jarra.

Hidroxicloruro de aluminio (PAC): Quiminfloc 1325 (Químicos Industriales Asociados S.A.S.), el coagulante empleado en la planta. Es un producto líquido con 19–21 % de aluminio expresado como Al_2O_3 y densidad relativa de 1.325. Se pesó en balanza analítica y se adicionó directamente, sin dilución previa.

Se evaluaron los siguientes rangos de dosis:

Agua cruda: biocoagulante entre 0.01 y 0.40 g/L (12 dosis); PAC entre 0.026 y 0.036 g/L (6 dosis). El rango del PAC se acotó con base en las pruebas de jarras que la planta realiza a diario, que establecen su intervalo de operación para esta fuente.

Agua lodo: biocoagulante y PAC entre 0.01 y 0.70 g/L (18 dosis cada uno).

Cada serie de dosis se repitió durante siete días, con una muestra nueva cada día, para un total de siete repeticiones por dosis. Se reportan los valores promedio. Cada ensayo siguió la secuencia operacional de la planta:

Mezcla rápida (coagulación): 100 rpm durante 1.0 min, para dispersar el coagulante de forma homogénea.

Mezcla lenta (floculación): 20 rpm durante 15.0 min, para favorecer las colisiones entre partículas y el crecimiento de los flóculos.

Sedimentación: reposo sin agitación durante 15.0 min.

Durante cada ensayo se registraron tres observaciones visuales: el tiempo de aparición del primer flóculo, contado desde el inicio de la mezcla lenta; la calidad del flóculo según el índice de Willcomb (Tabla 4); y el tiempo de sedimentación, contado desde el final de la mezcla lenta.

Tabla 4

Escala del índice de Willcomb para la evaluación de flóculos

Valor	Clasificación	Descripción del Comportamiento del Flóculo
0	Floc Coloidal	Ningún signo de aglutinación.
2	Visible	Floc muy pequeño, casi imperceptible.
4	Disperso	Floc bien formado, pero uniformemente distribuido (sedimenta muy lentamente o no sedimenta).
6	Claro	Floc de tamaño relativamente grande, pero sedimenta con lentitud.
8	Bueno	Floc que sedimenta fácil, pero no completamente.
10	Excelente	Floc que sedimenta todo dejando el agua cristalina.

Nota. Adaptado de Arboleda (2000).

4.4. Agua sedimentada y filtración

Al terminar la sedimentación, se tomó el agua de la superficie de cada jarra, simulando lo que ocurre en la planta, donde los sólidos sedimentados no pasan a los filtros, y se filtró a través de papel filtro cuantitativo grado 388 (125 mm de diámetro, 84 g/m²). El agua filtrada representa el agua que en la planta pasaría a la etapa de desinfección y acondicionamiento final, por lo que sus valores se toman como resultado final del tratamiento y son los que se analizan en la sección 5.

4.5. Determinación de parámetros fisicoquímicos

La turbiedad, el color y el pH se midieron en el agua de cada jarra antes de la adición del coagulante y en el agua filtrada:

Turbiedad: por el método nefelométrico (APHA et al., 2017).

Color: con un comparador visual de color con escala Hazen (unidades platino-cobalto), comparando 40 mL de muestra contra un blanco de agua destilada (APHA et al., 2017).

pH: por el método electrométrico (APHA et al., 2017).

El turbidímetro y el pHmetro eran calibrados diariamente por los operarios de la planta, según los procedimientos del laboratorio, antes del inicio de los ensayos. La Tabla 5 presenta los equipos empleados.

Tabla 5

Equipos empleados en el desarrollo experimental

Equipo	Marca	Modelo / especificación
Horno de convección	Binder	950435
Balanza analítica	BOECO	Capacidad de 220 g
Molino	—	De silo
Floculador (equipo de jarras)	EQ	6 puestos
Turbidímetro	HACH	2100Q
pHmetro	SCHOTT	Handylab pH 11
Comparador visual de color	—	Escala Hazen (Pt-Co)
Papel filtro	MUNKTELL	Cuantitativo grado 388, 125 mm

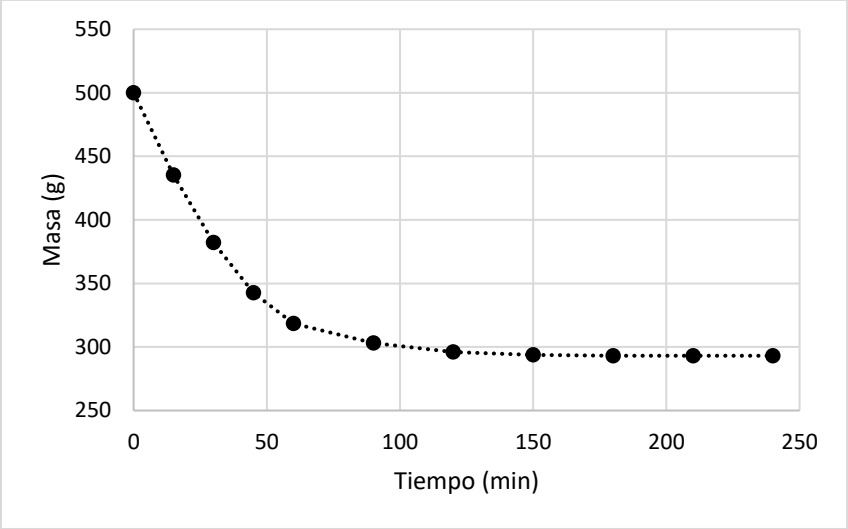
5. Resultados y discusión

5.1. Perfil de secado de la cáscara de plátano

El seguimiento gravimétrico durante el secado a 80 °C permitió determinar el comportamiento de la pérdida de masa y el tiempo necesario para alcanzar masa constante. La Figura 3 presenta la masa promedio de las tres muestras en función del tiempo.

Figura 3

Curva de secado de la cáscara de plátano a 80 °C



Nota. Cada punto corresponde al promedio de tres muestras

En la curva se distinguen tres etapas. Durante los primeros 60 min la masa disminuye rápidamente, de 500.0 a 318.4 g, por la evaporación de la humedad libre de la superficie de la cáscara. Entre los 60 y los 150 min la pérdida de masa se desacelera progresivamente. Este comportamiento corresponde al periodo de velocidad decreciente, en el que el secado queda controlado por la difusión del agua desde el interior del tejido hacia la superficie (Geankoplis, 1998). A partir de los 180 min la masa se mantiene constante en 293.1 g, lo que corresponde a una pérdida total del 41.4 % de la masa inicial.

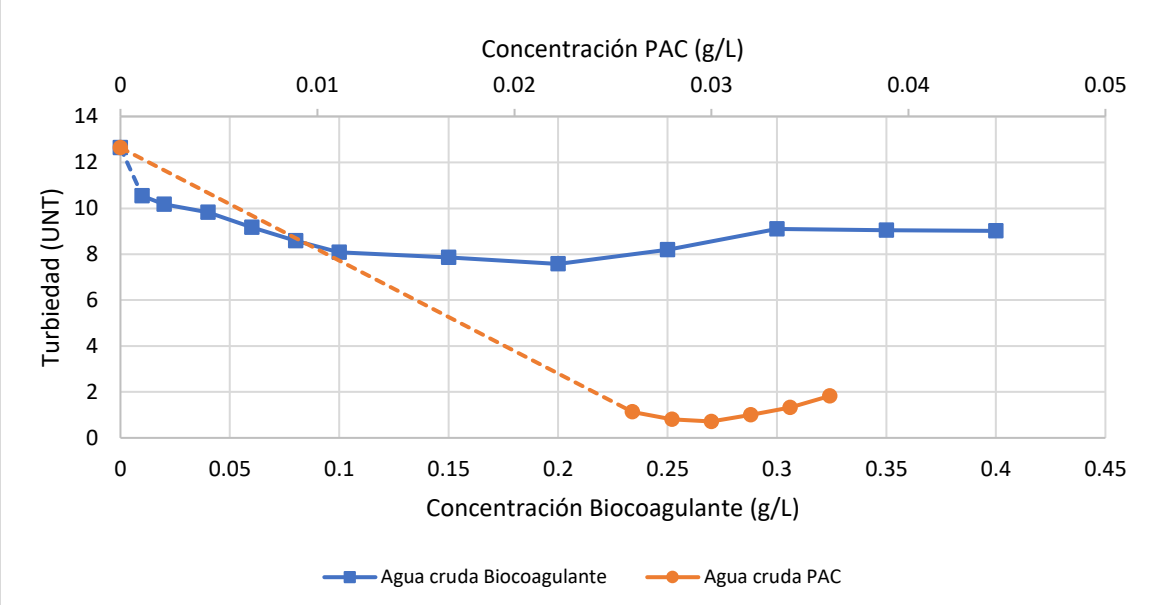
Con base en estos resultados, se fijó un tiempo de secado de 180 min para los lotes posteriores. Este tiempo asegura la remoción de la humedad evaporable a 80 °C y evita prolongar innecesariamente la exposición térmica de la biomasa, cuya actividad coagulante depende de polisacáridos como el almidón y las sustancias pécticas (Agama-Acevedo et al., 2016; Yin, 2010).

5.2. Tratamiento del agua cruda

5.2.1. Turbiedad

Figura 4

Turbiedad del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua cruda en sus condiciones iniciales. El eje horizontal inferior corresponde a la dosis de biocoagulante y el superior a la dosis de PAC.

La Figura 4 muestra la turbiedad del agua cruda filtrada, con una turbiedad inicial de 12.64 UNT, para ambos coagulantes. El PAC alcanzó su mejor desempeño a 0.030 g/L, con 0.72 UNT, un valor que cumple el límite de 2 UNT de la Resolución 2115 de 2007 (Tabla 1). Este resultado es coherente con su mecanismo de acción: sus polímeros de aluminio, de alta carga

positiva, neutralizan la carga de los coloides y favorecen la formación de un flóculo que el filtro retiene con facilidad (Crittenden et al., 2012). Por encima de esta dosis la turbiedad aumentó progresivamente hasta 1.80 UNT a 0.036 g/L, comportamiento atribuible a la reestabilización de los coloides por inversión de carga cuando la dosis supera el óptimo (Arboleda, 2000).

El biocoagulante redujo la turbiedad de forma progresiva hasta un mínimo de 7.58 UNT a 0.20 g/L, valor que no alcanza el límite normativo. Para dosis mayores la turbiedad volvió a aumentar, hasta 9.01 UNT a 0.40 g/L. Esto es consistente con el mecanismo de puente interparticular: un exceso de polímero recubre las partículas e impide la formación de puentes entre ellas (Yin, 2010). Además, el polvo agrega partículas finas propias que pueden atravesar el papel filtro.

Para separar el efecto del coagulante del efecto de la filtración, sirve como referencia la dosis de 0.01 g/L. Con ella no se observó formación de flóculo, y el agua filtrada registró 10.54 UNT. La reducción adicional hasta 7.58 UNT en la dosis óptima corresponde, por tanto, a la acción del biocoagulante.

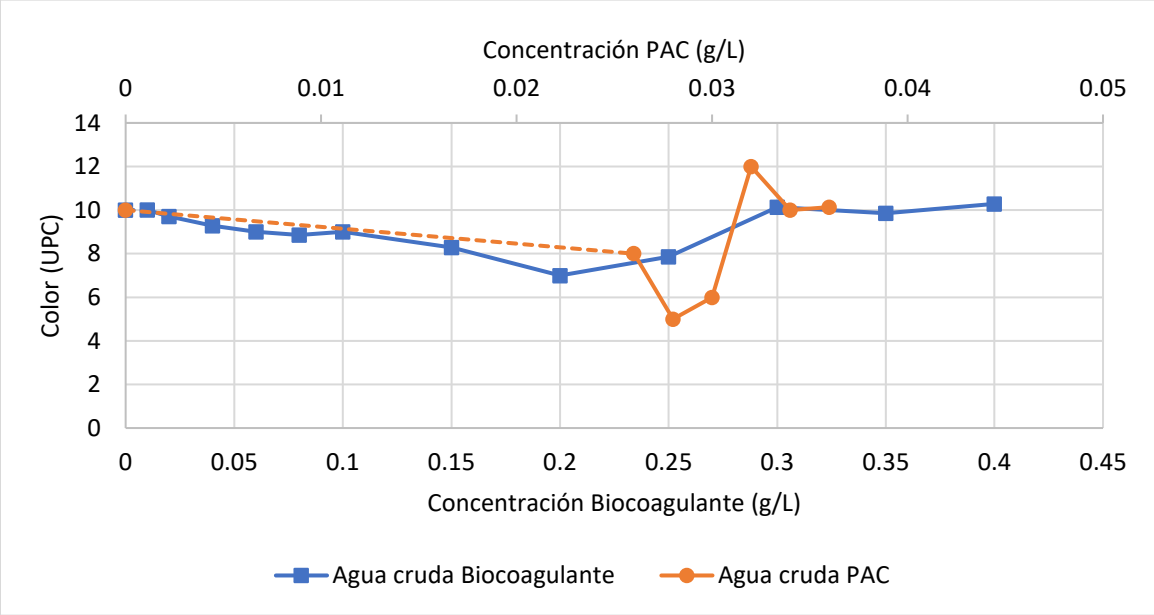
El menor desempeño del biocoagulante en esta matriz se explica por la baja turbiedad inicial del agua del río. Con pocas partículas en suspensión, las colisiones entre ellas son escasas y el mecanismo de puente, que necesita unir varias partículas, pierde eficacia (Crittenden et al., 2012). Además, el biocoagulante requirió una dosis unas siete veces mayor que la del PAC (0.20 frente a 0.030 g/L). Estudios previos con cáscara de banano reportan remociones de hasta 88 %, pero en agua sintética y con ajuste de pH a 1 (Priyatharishini et al., 2019), condiciones distintas a las de este estudio, donde no se modificó el pH del agua.

En consecuencia, en agua cruda de baja turbiedad el biocoagulante no reemplaza al PAC para cumplir la norma, aunque sí demostró actividad coagulante. Su posible uso como complemento del PAC, en dosificación conjunta, queda como una alternativa por evaluar en estudios posteriores.

5.2.2. Color

Figura 5

Color del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua cruda en sus condiciones iniciales. El eje horizontal inferior corresponde a la dosis de biocoagulante y el superior a la dosis de PAC.

El agua cruda presentó un color inicial de 10 UPC, en el límite del valor máximo aceptable (Tabla 1). En su dosis óptima de 0.030 g/L, el PAC redujo el color a 6 UPC, un valor que cumple la norma. La remoción de color con sales de aluminio ocurre principalmente porque los precipitados de hidróxido de aluminio adsorben y arrastran la materia orgánica disuelta, como los ácidos húmicos y fúlvicos, responsables del color (Letterman, 1999). Por encima de esta

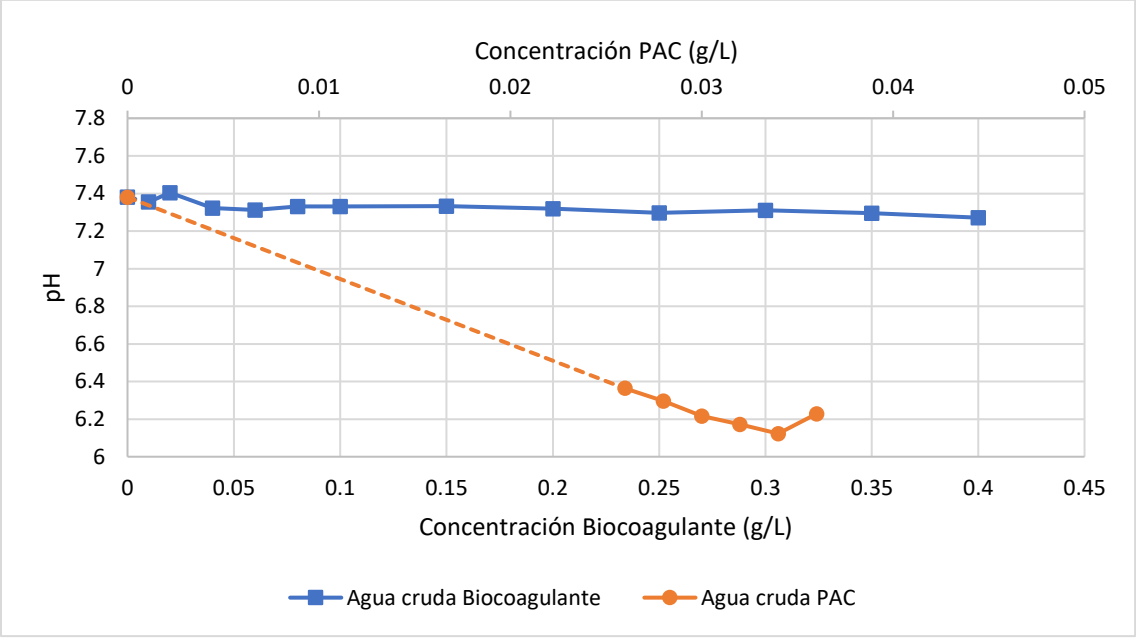
dosis el color aumentó hasta 12 UPC a 0.032 g/L, por encima del valor aceptable, comportamiento consistente con la reestabilización observada en la turbiedad.

El biocoagulante redujo el color a 7 UPC en su dosis óptima de 0.20 g/L, también dentro de la norma. Por encima de 0.25 g/L el color volvió a aumentar hasta 10 UPC, el mismo valor del agua inicial. Este aumento se atribuye a que, en exceso, la biomasa vegetal aporta al agua compuestos orgánicos solubles y pigmentos propios, una limitación reportada para los coagulantes de origen vegetal (Choy et al., 2014; Yin, 2010). Por eso la dosis del biocoagulante debe controlarse para no afectar la calidad estética del agua. Ambos coagulantes cumplen el valor aceptable en su dosis óptima, con una ligera ventaja del PAC.

5.2.3. pH

Figura 6

pH del agua cruda filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua cruda en sus condiciones iniciales. El eje horizontal inferior corresponde a la dosis de biocoagulante y el superior a la dosis de PAC.

El agua cruda presentó un pH inicial de 7.38, dentro del rango aceptable de 6.5 a 8.5 (Tabla 1). El comportamiento de este parámetro marcó la mayor diferencia operativa entre los dos coagulantes.

Con el PAC, el pH disminuyó a medida que aumentó la dosis y quedó por debajo de 6.5 en todo el rango evaluado. En su dosis óptima de 0.030 g/L alcanzó 6.22, fuera del rango aceptable. Esta acidificación se debe a que, durante su hidrólisis, el aluminio consume la alcalinidad natural del agua y libera iones hidrógeno (Letterman, 1999). A esto se suma el carácter ácido del propio producto, con un pH de 1.47 según su ficha técnica (Químicos Industriales Asociados S.A.S., 2025). En la operación de la planta, este descenso obliga a corregir el pH con un alcalinizante, como cal o soda cáustica, antes de distribuir el agua (Crittenden et al., 2012).

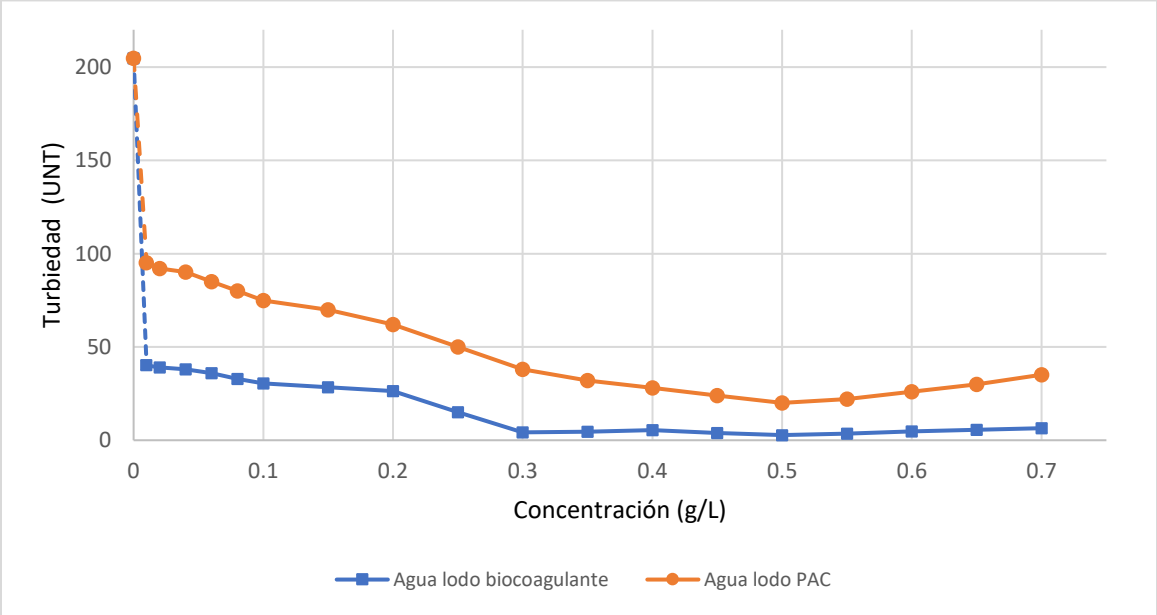
Con el biocoagulante, en cambio, el pH se mantuvo prácticamente constante entre 7.27 y 7.40 en todas las dosis, y en la dosis óptima de 0.20 g/L registró 7.32, dentro del rango aceptable. A diferencia de las sales de aluminio, la biomasa no consume alcalinidad al actuar, comportamiento que también se ha reportado para otros coagulantes naturales (Ndabigengesere & Narasiah, 1998). Esta estabilidad representa una ventaja operativa, porque evita la etapa de corrección de pH y los costos de reactivos asociados.

5.3. Tratamiento del agua lodo

5.3.1. Turbiedad

Figura 7

Turbiedad del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua lodo en sus condiciones iniciales.

La Figura 7 muestra una fuerte caída de turbiedad entre el agua lodo inicial (204.71 UNT) y la primera dosis evaluada, que no corresponde a la acción de los coagulantes. En las dosis de 0.01 a 0.04 g/L no se observó formación de flóculo, y el punto inicial corresponde al agua sin sedimentar ni filtrar. Esta reducción se atribuye a que el agua lodo, al provenir del lavado de los filtros de la planta, contiene flóculos formados previamente con el PAC empleado en el tratamiento, que conservan en parte su estructura durante el retrolavado. Por ello, durante la prueba de jarras estos flóculos sedimentan en el periodo de reposo o quedan retenidos en el papel filtro, sin necesidad de coagulante adicional (Crittenden et al., 2012).

Sin embargo, ya en esta primera dosis (0.01 g/L) ambos coagulantes se diferenciaron: el biocoagulante registró 40.09 UNT, frente a 95.10 UNT con el PAC. Por su alta densidad de carga positiva, incluso una dosis baja de PAC puede invertir la carga de los microflóculos que ya habían sido desestabilizados en la planta, lo que los reestabiliza y los dispersa en partículas más finas que atraviesan el filtro (Arboleda, 2000). El biocoagulante no aporta una carga neta comparable, y sus partículas pueden adsorberse sobre los microflóculos y favorecer su retención en el filtro.

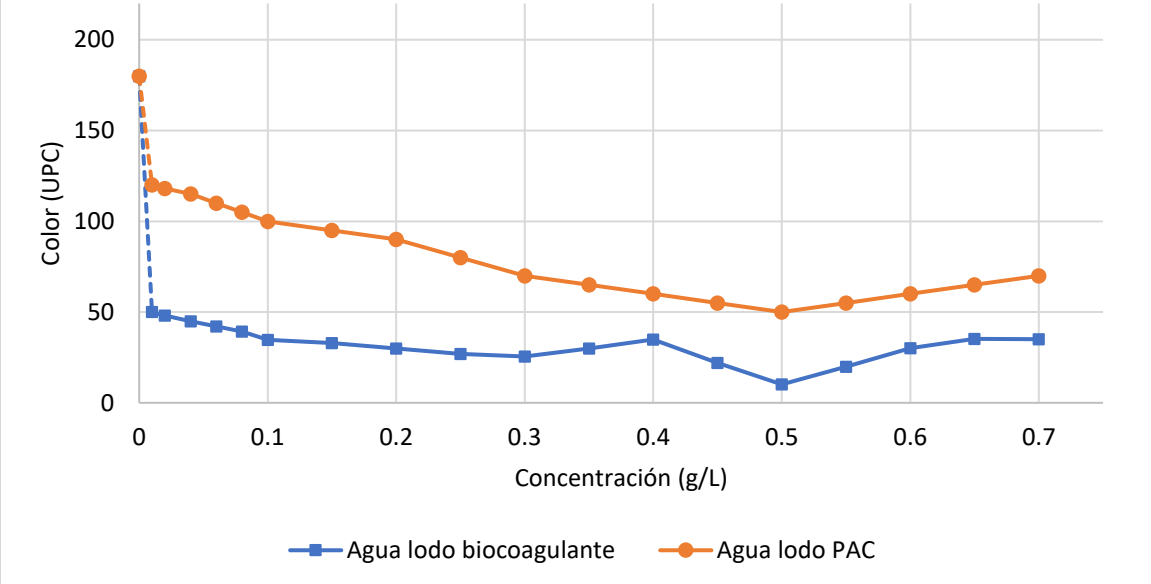
A partir de allí, el biocoagulante superó ampliamente al PAC en todo el rango evaluado. En la dosis óptima de 0.50 g/L redujo la turbiedad a 2.77 UNT, frente a 20.03 UNT con el PAC, unas siete veces menos. Además, desde 0.30 g/L mantuvo valores bajos y estables, entre 4.23 y 6.48 UNT hasta 0.70 g/L, lo que indica que su desempeño no depende de una dosis exacta. El PAC, por el contrario, se reestabilizó por encima del óptimo y alcanzó 35.03 UNT a 0.70 g/L.

Este desempeño se atribuye al mecanismo de puente interparticular. Los grupos hidroxilo y carboxilo de los polisacáridos del biocoagulante se adsorben sobre los microflóculos que contienen aluminio, y los grupos amino de sus proteínas aportan sitios con carga positiva (Agama-Acevedo et al., 2016; Choy et al., 2014). Así, el biopolímero une los agregados en una red que el filtro retiene con facilidad, un mecanismo favorecido por la alta concentración de sólidos de esta matriz (Yin, 2010) y que coincide con el propuesto por Daverey et al. (2019) para la cáscara de banano. En esta matriz, el biocoagulante actuó sobre agregados que ya contenían aluminio, de forma similar a un ayudante de floculación, lo que concuerda con los efectos sinérgicos reportados al combinar biocoagulantes con coagulantes metálicos (Choy et al., 2014).

5.3.2. Color

Figura 8

Color del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua lodo en sus condiciones iniciales.

El agua lodo presentó un color inicial de 180 UPC. Como en la turbiedad, la caída entre este valor y la primera dosis se atribuye principalmente a los flóculos preexistentes provenientes del lavado de los filtros de la planta, que durante la prueba de jarras sedimentan en el periodo de reposo o quedan retenidos en el papel filtro. En esta matriz, gran parte del color proviene de los sólidos suspendidos, por lo que su remoción sigue de cerca el comportamiento de la turbiedad. Aun así, desde la primera dosis (0.01 g/L) el biocoagulante mostró ventaja, con 50 UPC frente a 120 UPC con el PAC.

El biocoagulante alcanzó el menor color en su dosis óptima de 0.50 g/L, con 10 UPC, cinco veces menos que el PAC en la misma dosis (50 UPC). Al retener los microflóculos por puente interparticular, el biopolímero arrastra también la materia orgánica asociada a ellos, responsable

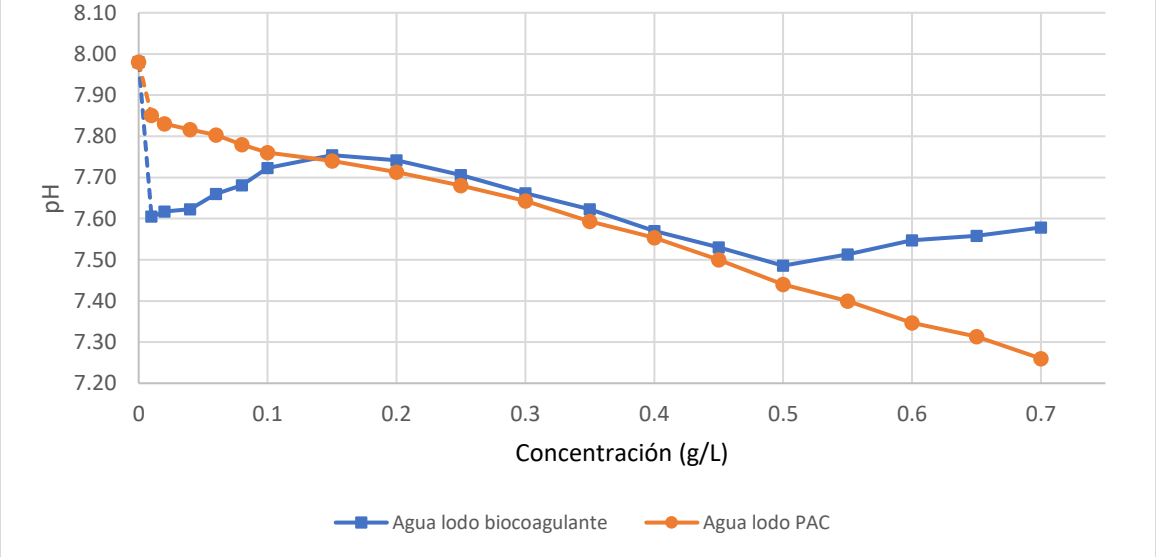
de buena parte del color (Choy et al., 2014; Yin, 2010). El PAC, en cambio, al reestabilizar los microflóculos, deja en suspensión partículas finas que aportan color al agua filtrada (Arboleda, 2000).

Por encima de la dosis óptima, el color aumentó con ambos coagulantes: a 0.70 g/L llegó a 35 UPC con el biocoagulante y a 70 UPC con el PAC. En el caso del biocoagulante, este aumento se atribuye a que el exceso de biomasa aporta compuestos orgánicos solubles y pigmentos propios (Yin, 2010), mientras que en el PAC refleja la reestabilización observada en la turbiedad. Por otra parte, el color con biocoagulante presentó variaciones entre dosis cercanas, que se atribuyen en parte a la resolución del comparador visual empleado. Aun así, el biocoagulante mantuvo valores de color menores que el PAC en todo el rango evaluado.

5.3.3. pH

Figura 9

pH del agua lodo filtrada en función de la dosis de coagulante



Nota. La concentración 0 corresponde al agua lodo en sus condiciones iniciales.

El agua lodo presentó un pH inicial de 7.98, y con ambos coagulantes se mantuvo dentro del rango de 6.5 a 8.5 en todas las dosis evaluadas (Tabla 1).

Con el PAC, el pH disminuyó de forma progresiva a medida que aumentó la dosis: registró 7.44 en la dosis óptima de 0.50 g/L y llegó a 7.26 a 0.70 g/L. Este comportamiento se debe a que, durante su hidrólisis, el aluminio consume la alcalinidad del agua y libera iones hidrógeno (Letterman, 1999), a lo que se suma el carácter ácido del propio producto (Químicos Industriales Asociados S.A.S., 2025).

Con el biocoagulante, el pH descendió a 7.60 en la primera dosis, lo que puede atribuirse a los grupos carboxilo de la biomasa, que liberan protones en contacto con el agua (Choy et al., 2014). A partir de allí se mantuvo entre 7.49 y 7.75, y registró 7.49 en la dosis óptima de 0.50 g/L, un valor muy cercano al del PAC. La diferencia entre ambos coagulantes se observó por encima del óptimo: mientras el PAC continuó acidificando el agua, con el biocoagulante el pH se estabilizó y llegó a 7.58 a 0.70 g/L. Esto indica que una sobredosificación del biocoagulante no compromete el pH del efluente, lo que representa una ventaja operativa frente al PAC.

5.4. Formación y sedimentación del flóculo

La Tabla 6 presenta las observaciones visuales registradas en la dosis óptima de cada coagulante: el tiempo de aparición del primer flóculo, contado desde el inicio de la mezcla lenta; la calidad del flóculo según el índice de Willcomb (Tabla 4); y el tiempo de sedimentación, contado desde el final de la mezcla lenta.

Tabla 6

Formación y sedimentación del flóculo en la dosis óptima de cada coagulante

Matriz	Coagulante	Dosis óptima (g/L)	Primer flóculo (min)	Índice de Willcomb	Sedimentación (min)
Agua cruda	PAC	0.030	1.20	6	5.40
Agua cruda	Biocoagulante	0.20	9.44	6	5.44
Agua lodo	PAC	0.50	6.93	6	7.18
Agua lodo	Biocoagulante	0.50	2.73	9	2.69

Nota. Valores promedio de siete repeticiones.

En el agua cruda, el PAC formó el primer flóculo mucho antes que el biocoagulante (1.20 frente a 9.44 min). Esta rapidez es propia de la neutralización de carga, que desestabiliza los coloides casi de inmediato (Crittenden et al., 2012), mientras que el mecanismo de puente del biocoagulante requiere que el biopolímero se adsorba sobre varias partículas, lo que toma más tiempo cuando la concentración de partículas es baja (Yin, 2010). Sin embargo, una vez formados, los flóculos de ambos coagulantes presentaron la misma calidad (índice de Willcomb 6, flóculo de tamaño relativamente grande) y tiempos de sedimentación prácticamente iguales, de 5.40 y 5.44 min.

En el agua lodo, el biocoagulante superó al PAC en las tres observaciones. Formó el primer flóculo en 2.73 min, frente a 6.93 min con el PAC, y produjo un flóculo de mejor calidad, con un índice de Willcomb de 9, entre bueno y excelente según la escala (Arboleda, 2000), frente a 6 con el PAC. Además, sus flóculos sedimentaron en 2.69 min, menos de la mitad del tiempo

requerido por los del PAC (7.18 min). Estos resultados son consistentes con la red de puentes que forma el biopolímero al unir los microflóculos presentes en esta matriz, que da lugar a agregados más grandes y densos (Yin, 2010), y explican la menor turbiedad y el menor color obtenidos en el agua filtrada. En la práctica, una sedimentación más rápida permitiría reducir el tiempo de tratamiento del agua de retrolavado.

6. Conclusiones

Desempeño en agua cruda. En el agua cruda de baja turbiedad, el PAC tuvo mejor desempeño que el biocoagulante y fue el único que cumplió el valor aceptable de turbiedad. Por lo tanto, en esta matriz el biocoagulante no reemplaza al PAC, aunque sí demostró actividad coagulante.

Desempeño en agua lodo. En el agua de retrolavado de filtros, el biocoagulante superó ampliamente al PAC en la remoción de turbiedad y color, y formó flóculos más rápido, de mejor calidad y con una sedimentación más rápida. En consecuencia, se presenta como una alternativa de reemplazo del PAC para la clarificación de este efluente.

Efecto sobre el pH. El biocoagulante mantuvo el pH dentro del rango aceptable en ambas matrices y, a diferencia del PAC, no acidificó el agua con dosis superiores al óptimo, lo que reduce la necesidad de corregir el pH.

Viabilidad técnica. La cáscara de plátano verde, un residuo abundante en la región, es técnicamente viable como biocoagulante, con un desempeño que depende de la matriz tratada. Su principal aplicación es la clarificación de efluentes con alta carga de sólidos, como el agua de retrolavado de filtros.

Referencias bibliográficas

Agama-Acevedo, E., Sañudo-Barajas, J. A., Vélez De La Rocha, R., González-Aguilar, G. A., & Bello-Pérez, L. A. (2016). Potential of plantain peels flour (Musa paradisiaca L.) as a source of dietary fiber and antioxidant compound. CyTA – Journal of Food, 14(1), 117–123.

American Public Health Association, American Water Works Association, & Water Environment Federation. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater (23rd ed.). APHA.

Arboleda Valencia, J. (2000). Teoría y práctica de la purificación del agua (3.ª ed., Tomo 1). McGraw-Hill.

ASTM International. (2019). Standard practice for coagulation-flocculation jar test of water (ASTM D2035-19). ASTM International.

Azamzam, A. A., Rafatullah, M., Yahya, E. B., Ahmad, M. I., Lalung, J., Alam, M., & Siddiqui, M. R. (2022). Enhancing the efficiency of banana peel bio-coagulant in turbid and river water treatment applications. Water, 14(16), 2473.

Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (1983). Teoría, diseño y control de los procesos de clarificación del agua. CEPIS.

Choy, S. Y., Prasad, K. M. N., Wu, T. Y., Raghunandan, M. E., & Ramanan, R. N. (2014). Utilization of plant-based natural coagulants as future alternatives towards sustainable water clarification. Journal of Environmental Sciences, 26(11), 2178–2189.

Choy, S. Y., Prasad, K. M. N., Wu, T. Y., Raghunandan, M. E., & Ramanan, R. N. (2016). Performance of conventional starches as natural coagulants for turbidity removal. Ecological Engineering, 94, 352–364.

Cogollo Flórez, J. M. (2011). Clarificación de aguas usando coagulantes polimerizados: caso del hidroxicloruro de aluminio. Dyna, 78(165), 18–27.

Crittenden, J. C., Trussell, R. R., Hand, D. W., Howe, K. J., & Tchobanoglous, G. (2012). MWH's water treatment: Principles and design (3rd ed.). John Wiley & Sons.

Daverey, A., Tiwari, N., & Dutta, K. (2019). Utilization of extracts of Musa paradisica (banana) peels and Dolichos lablab (Indian bean) seeds as low-cost natural coagulants for turbidity removal from water. Environmental Science and Pollution Research.

Departamento Administrativo Nacional de Estadística. (2018). El cultivo de plátano (Musa paradisiaca) en Colombia y un estudio de caso de los costos de su producción en el municipio de Tame (Arauca) [Boletín mensual Insumos y factores asociados a la producción agropecuaria, SIPSA].

Fluidra. (2022, 6 de julio). Floculación en piscina: qué es y en qué consiste. https://www.fluidra.com/es/soluciones-comerciales/inspiracion/blog/floculacion-en-el-tratamiento-del-agua/

Geankoplis, C. J. (1998). Procesos de transporte y operaciones unitarias (3.ª ed.). Compañía Editorial Continental.

González Rojas, J. D., & Castellanos González, L. (s.f.). Enfermedades del plátano en pequeñas fincas del municipio de Saravena: percepción de los agricultores. Revista Luna Azul.

Kakoi, B., Kaluli, J. W., Ndiba, P., & Thiong'o, G. (2016). Banana pith as a natural coagulant for polluted river water. Ecological Engineering, 95, 699–705.

Letterman, R. D. (Ed.). (1999). Water quality and treatment: A handbook of community water supplies (5th ed.). American Water Works Association; McGraw-Hill.

Matelco. (2021, 12 de marzo). *Control de la carga orgánica en agua potable – Segunda parte*. https://www.matelco.es/control-de-la-carga-organica-en-agua-potable-segunda-parte/

Ministerio de la Protección Social. (2007). Decreto 1575 de 2007. Diario Oficial.

Ministerio de la Protección Social & Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2007). Resolución 2115 de 2007. Diario Oficial.

Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1998). Quality of water treated by coagulation using Moringa oleifera seeds. Water Research, 32(3), 781–791.

Priyatharishini, M., Mokhtar, N. M., & Kristanti, R. A. (2019). Study on the effectiveness of banana peel coagulant in turbidity reduction of synthetic wastewater. International Journal of Engineering Technology and Sciences, 6(1), 82–90.

Químicos Industriales Asociados S.A.S. (2025). Ficha técnica Quiminfloc 1325 – Hidroxicloruro de aluminio (F_HSEQ_-030, versión 01).

Yin, C. Y. (2010). Emerging usage of plant-based coagulants for water and wastewater treatment. Process Biochemistry, 45(9), 1437–1444.