

Optimization of Primary Wastewater Treatment from the Fishing Industry using Chitosan and Aluminum Sulfate

Avertina Gabriela León Arrieta¹ ; Moesha Anayely Nuñez Chacca² ; Carmen Milagros Ruiz-Huaman³ 

^{1,2,3}Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, Perú,
U201924501@upc.edu.pe, U201924341@upc.edu.pe, pcigcrui@upc.edu.pe

Abstract– Wastewater from the primary processing of aquatic resources, characterized by its high pollution load, poses an environmental and health risk. While coagulation-flocculation with chemical agents has been the traditional method, its use is associated with negative impacts, which has prompted the search for more sustainable alternatives. This research aimed to evaluate the performance of aluminum sulfate (chemical coagulant) and chitosan (natural coagulant) in reducing turbidity of wastewater from an Artisanal Fishing Landing Site (DPA) and, in addition, to calculate the pH variation and the volume of primary sludge. To do this, wastewater samples were collected, and coagulation-flocculation tests were performed using the jar test method, applying different doses of coagulant (5, 12.5 and 25 mg/L) and adjusting specific times of rapid mixing, slow mixing and sedimentation. The results indicate that aluminum sulfate achieved a greater turbidity reduction (74.01%) with an optimal dose of 20 mg/L, while chitosan achieved a comparable reduction (61.72%) with a lower dose (12.5 mg/L). In addition, chitosan had a lower influence on the pH of the treated water (variation of 0.03) and a lower generation of sludge (1.70 mL/L) as opposed to aluminum sulfate (pH variation of 0.17 and 5.50 mL/L of sludge produced). These findings demonstrate that chitosan, in addition to being a sustainable alternative, exhibits comparable performance to aluminum sulfate in reducing the turbidity of fishery effluents.

Keywords– aluminum sulphate; chitosan; coagulation-flocculation; fishery wastewater.

Optimización del Tratamiento Primario de Efluentes de la Industria Pesquera mediante Quitosano y Sulfato de Aluminio

Avertina Gabriela León Arrieta¹; Moesha Anayely Nuñez Chacca²; Carmen Milagros Ruiz-Huaman³

^{1,2,3}Carrera de Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas, Perú,
U201924501@upc.edu.pe, U201924341@upc.edu.pe, pcigcrui@upc.edu.pe

Resumen— Las aguas residuales provenientes del procesamiento primario de recursos hidrobiológicos, caracterizadas por su alta carga contaminante, representan un riesgo ambiental y sanitario. Si bien la coagulación-floculación con agentes químicos ha sido el método tradicionalmente utilizado, su uso está asociado a impactos negativos, lo que ha impulsado la búsqueda de alternativas más sostenibles. Esta investigación tuvo como propósito evaluar el desempeño del sulfato de aluminio (coagulante químico) y el quitosano (coagulante natural) en la reducción de turbidez de las aguas residuales de un Desembarcadero Pesquero Artesanal (DPA), además, de calcular la variación del pH y el volumen de lodos primarios. Para ello, se recolectaron muestras de agua residual y realizaron pruebas de coagulación-floculación mediante el método de prueba de jarras, aplicando distintas dosis de coagulante (5, 12.5 y 25 mg/L) y ajustando tiempos específicos de mezcla rápida, mezcla lenta y sedimentación. Los resultados indican que el sulfato de aluminio logró mayor reducción de turbidez (74.01 %) con una dosis óptima de 20 mg/L, mientras que el quitosano alcanzó una reducción comparable (61.72%) con una menor dosis (12.5 mg/L). Además, el quitosano tuvo una menor influencia en el pH del agua tratada (variación de 0.03) y una menor generación de lodos (1.70 mL/L) a diferencia del sulfato de aluminio (variación del pH de 0.17 y 5.50 mL/L de lodos producidos). Estos hallazgos evidencian que el quitosano, además de ser una alternativa sostenible, presenta un desempeño comparable al del sulfato de aluminio en la disminución de la turbidez de efluentes pesqueros.

Palabras clave— sulfato de aluminio; quitosano; coagulación-floculación, aguas residuales pesqueras.

I. INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, se estima que la contaminación hídrica a razón del vertimiento de efluentes se suscita por más del 80% de aguas residuales generadas, más no tratadas previa expulsión, considerando que los países de rentas altas depuran en promedio el 70% de sus efluentes urbanos e industriales; los países de rentas medias-altas, el 38%; los países de rentas medias-bajas, el 28% y los países de rentas bajas, el 8% de ellas [1]. Por ello, hasta el momento, para abordar el tratamiento de aguas residuales, se han identificado técnicas físicas, químicas y biológicas como el intercambio iónico, la oxidación avanzada, la adsorción con carbón activado, la filtración por membrana, además de diversos tratamientos microbiológicos que resultan eficaces en el rubro [2].

No obstante, a pesar de que muchas de ellas han significado un impacto sustancial en el tratamiento de efluentes, sus inconvenientes, tales como sus costos elevados de instalación y mantenimiento, procedimientos operativos complejos, y aplicaciones limitadas a nivel industrial, han restringido su uso [3]. Por ejemplo, la oxidación avanzada posee la ventaja de no producir lodos, pero la desventaja de limitarse a escala piloto, el proceso de adsorción con carbón activado admite separar una amplia gama de contaminantes, en particular moléculas refractarias, pero requiere de una inversión relativamente alta debido a los materiales necesarios, y los procesos microbiológicos permiten eliminar eficazmente la materia orgánica biodegradable siempre y cuando prevalezca el conocimiento sobre los procesos enzimáticos que gobiernan la descomposición de los contaminantes [4], [5].

Por dicha razón, actualmente, el método de coagulación-floculación, aplicado desde épocas arcaicas, se ha convertido en un recurso importante para el tratamiento efluentes [6]. Sin embargo, la literatura con relación su aplicación demuestra un interés mayoritario en aguas residuales de la industria textil y láctea cuando la cantidad de estudios que abarcan efluentes de origen cervecero, petrolero y gasífero o pesquero es minoritaria a pesar de que, por ejemplo, el último en cuestión se distingue por contener niveles elevados de materia orgánica, sólidos suspendidos (SS), turbidez y color específico [7], [8], [9], [10], [11], [12].

Por consiguiente, esta investigación evaluó el desempeño del sulfato de aluminio como coagulante químico y del quitosano como coagulante natural a través de la coagulación-floculación para la reducción de turbidez presente en las aguas residuales del Desembarcadero Pesquero Artesanal (DPA) Pucusana, Infraestructura Pesquera Artesanal (IPA) que canaliza sus efluentes sin tratar hacia una cámara de desagüe con dirección a la bahía Pucusana, Lima – Perú [13]. En adición a ello, se calculó la variación del potencial de hidrógeno (pH) y el volumen de lodo primario generado, dado que los coagulantes químicos en comparación con los de origen natural tienden a suscitar mayor variación del pH y producción de lodos primarios, lo que origina costos adicionales de cal para su amortiguación y tratamiento, respectivamente [14], [15]. De igual manera, se comparó el desempeño del quitosano frente a otros polímeros naturales y determinó la viabilidad económica procedente del

empleo de ambos tipos de coagulantes. Lo mencionado considerando que la adquisición de polímeros naturales resulta costosa, pero el uso de productos químicos implica una manipulación y almacenamiento riguroso, lo que suscita costos adicionales al de su obtención [14].

II. MÉTODO

A. Adquisición y preparación de las soluciones coagulantes

Por un lado, se adquirió quitosano de 85.3% de grado de desacetilación, y 8.5% y 1.8% de contenido de humedad y cenizas respectivamente, a través de AGRYLAAP S.A.C.S., siendo su proveedor Qingdao Habón Fertilizer Co. Ltd., mientras que sulfato de aluminio, mediante la Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC) luego de su compra al Grupo Grat S.A.C.

Por otro lado, se prepararon las soluciones coagulantes en el laboratorio de la Facultad de Medicina de la UPC, usando una plancha de calentamiento con un agitador magnético hasta obtener mezclas uniformes a temperatura ambiente. La solución de quitosano se obtuvo diluyendo 2 gramos (g) de quitosano en 97 g de agua destilada y 1 g de ácido acético al 1% [16], mientras que la solución de sulfato de aluminio, 1 g de sulfato de aluminio en 100 mililitros (mL) de agua destilada [17].

B. Recolección y caracterización de la muestra de efluente

La muestra de agua residual, es decir, aquella compuesta por 3 muestras simples de 8 litros (L) se recolectaron a la salida de la zona operativa del DPA Pucusana, mientras que su caracterización se realizó en el laboratorio de Agua y Energías Renovables de la UPC, utilizando un turbidímetro (2100q, HACH) para cuantificar la turbidez y un medidor de pH (HI98103, Hanna) para mensurar el pH. La calidad inicial de la muestra homogenizada de agua residual se presenta en la Tabla 1.

TABLA 1
CALIDAD INICIAL DEL EFLUENTE DEL DPA PUCUSANA

Parámetro	Unidad	Valor promedio
pH	Unidad de pH	6.7
Turbidez	Unidad Nefelométrica de Turbidez (NTU)	236

C. Diseño experimental

Para la evaluación de forma individual de la influencia del coagulante químico y natural en la reducción de turbidez, la variación del pH y el volumen de lodo primario generado, se desarrolló un diseño factorial. De esta manera, los factores sujetos a estudio fueron dosis de coagulante en mg/L, codificada como A, con variaciones en 3 niveles, y tipo de coagulante, codificado como B, con variaciones en 2 niveles, tal como se muestran en la Tabla 2. Asimismo, el software estadístico empleado para el análisis de los datos, adquiridos tras efectuar aleatoriamente las corridas experimentales,

definidas a razón de tres repeticiones por tratamiento, fue Minitab 21.4 (64-bit).

TABLA 2
NIVELES DEFINIDOS PARA LOS FACTORES ESTUDIADOS

Factor	Símbolo	Niveles
Dosis de coagulante en mg/L	A	5, 12.5, 20
Tipo de coagulante	B	CN, CQ

CN representa quitosano, mientras que CQ, sulfato de aluminio.

D. Simulación del método de coagulación-floculación

El método se reprodujo en función de la secuencia de prueba aleatorizada de la Tabla 3 en el Laboratorio de Agua y Energías Renovables de la UPC. En dicho ambiente, los vasos precipitados, empleados en el equipo de floculación (PEF, EDIBON), fueron llenados con 1 L de agua residual, homogenizada con una varilla de vidrio, y la dosis del tipo de coagulante conforme al diseño experimental establecido. Las condiciones operativas fijadas para cada prueba de jarras se basaron en una mezcla rápida a 150 revoluciones por minuto (rpm) durante 2 minutos (min), seguida de una mezcla lenta a 40 rpm durante 30 min y, por último, un periodo de sedimentación de 30 min [16].

TABLA 3
SECUENCIA DE PRUEBA ALEATORIZADA PARA LA REDUCCIÓN DE TURBIDEZ, LA VARIACIÓN DEL pH Y EL VOLUMEN DE LODO PRIMARIO EN FUNCIÓN DE LA DOSIS Y EL TIPO DE COAGULANTE

Secuencia de la prueba	Número de corrida experimental	Factor A	Factor B
1	19	20	CQ
2	10	20	CN
3	4	5	CN
4	11	20	CN
5	7	12.5	CN
6	13	5	CQ
7	1	0	ND
8	16	12.5	CQ
9	8	12.5	CN
10	17	12.5	CQ
11	5	5	CN
12	20	20	CQ
13	14	5	CQ
14	15	5	CQ
15	21	20	CQ
16	2	0	ND
17	18	12.5	CQ
18	9	12.5	CN
19	3	0	ND
20	12	20	CN
21	6	5	CN

El nivel 0 en el factor A y ND, interpretado como No Definido, en el factor B hacen referencia a las condiciones

operativas de los vasos precipitados controles, es decir, aquellos que no poseen ninguna dosis de cada tipo de coagulante.

E. Estimación de las variables respuesta

Por un lado, para el cálculo de la reducción de turbidez y la variación del pH, primero, se extrajeron muestras de 20 mL de agua residual tratada, introduciendo una pipeta volumétrica a 3 centímetros (cm) de la superficie de cada vaso precipitado [18]. Posteriormente, se midió la turbidez y el pH, usando un tubímetro y medidor de pH, respectivamente en cada muestra extraída. Finalmente, se determinó la reducción de la turbidez con base en (1), mientras que la variación del pH en función de (2).

$$Y (\%) = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (1)$$

donde Y representa la reducción porcentual de turbidez, C_i , la medición de turbidez inicial y C_f , la medición de turbidez final.

$$Z = P_f - P_i \quad (2)$$

donde Z expresa la variación del pH, P_i , la medición del pH inicial y P_f , la medición del pH final.

Por otro lado, para el cálculo del volumen de lodo primario generado, el efluente tratado de cada vaso precipitado se transfirió a diversos conos Imhoff con el propósito de sedimentar por 1 hora (h). Luego de ello, se determinó por lectura directa el volumen de lodo primario en mL/L de efluente tratado [18].

F. Definición del modelo matemático

Dado que el estudio se realizó con base en un factor A y B con “a” niveles del factor A y “b” niveles del factor B para cada variable respuesta, el modelo estadístico elegido fue un análisis de varianza (ANOVA) de 2 factores. En tal sentido, el modelo en cuestión se manifiesta en (3) según [19].

$$y_{ijk} = \mu + \tau_i + \beta_j + (\tau\beta)_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (3)$$

$$i = 1, 2, 3 = a; j = 1, 2 = b; k = 1, 2, 3 = n$$

donde μ es el efecto promedio global, τ_i es el efecto del nivel i -ésimo del factor A, β_j es el efecto del nivel j -ésimo del factor B, $(\tau\beta)_{ij}$ es el efecto interacción entre ambos factores y ε_{ijk} es el error aleatorio que presenta una distribución normal con media cero y varianza constante, además de estar asociado a y_{ijk} , es decir, el k -ésimo litro de agua residual en donde se aplicó la i -ésima dosis del j -ésimo coagulante.

G. Validación del modelo desarrollado

La validez del modelo se respaldó a través de la ejecución de 3 corridas por cada tratamiento establecido para

las variables respuesta y el cumplimiento de los supuestos correspondientes al ANOVA en general, es decir, el supuesto de normalidad, homocedasticidad e independencia de errores [20].

H. Análisis estadístico

Los resultados referentes a cada variable respuesta fueron procesados con un nivel de significancia de 5% ($\alpha=0.05$) en el programa estadístico MINITAB versión 21.4 (64-bit) a fin de evaluar si el tipo y la dosis de coagulante influye sobre la reducción de turbidez, la variación del pH y el volumen de lodo primario en función del criterio de rechazo y no rechazo de H_0 . A su vez, dicho programa se utilizó para la ejecución de pruebas de rangos múltiples, mediante el método de Tukey con un nivel de confianza de 95%, a fin de identificar los mejores tratamientos y las diferencias significativas entre ellos. De igual manera, el programa sirvió para la estimación de intervalos de confianza respecto a cada resultado obtenido. Cabe mencionar que la organización y representación tabular y/o gráfica de los resultados se concretó usando el programa de hojas de cálculo Microsoft Excel versión 2401.

I. Análisis técnico-económico

El análisis en cuestión se realizó con base en la literatura. Por un lado, se comparó el desempeño del quitosano frente a otros polímeros naturales (en combinación o modificación a él) para la reducción de la turbidez, así como también otros parámetros de relevancia en la calidad de agua. Por ejemplo, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y la demanda química de oxígeno (DQO). Ello a fin de promover su empleo u optimizar su eficacia en próximos estudios. Por otro lado, se determinó la viabilidad económica del uso de coagulantes naturales para el tratamiento de efluentes. Ello en vista que la aplicación de productos químicos representa una serie de desventajas [14].

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A. Caracterización del efluente

El procesamiento primario de recursos hidrobiológicos interviene en la calidad de las aguas residuales generadas, pues este tipo de actividad implica el uso de agua para el manejo de vísceras, escamas y fluidos corporales de los recursos pesqueros [21]. En tal sentido, la caracterización, en cuanto a turbidez y pH, se realizó la recolección y el análisis de las muestras de efluente.

La Tabla 1 muestra los valores adquiridos de turbidez y pH. Dichos resultados representan la calidad del agua residual analizado. Por un lado, presentó un valor de turbidez de 236 NTU, lo que indica una concentración alta de partículas coloidales [22]. Por otro lado, el pH del efluente fue 6.7, lo que demuestra un valor neutro con tendencia a la alcalinidad, considerando que dicho parámetro puede verse afectado por varios factores como la temperatura ambiental y

la acumulación y descomposición de materia orgánica en el agua, lo que genera ácidos carbónicos débiles que alteran los niveles de pH [23].

B. Reducción de turbidez

La turbidez reducida, empleando quitosano y sulfato de aluminio a diversas dosis se evidencia en la Fig. 1. En cuanto al quitosano, se observa que sus dosis aplicadas produjeron una reducción de turbidez de más del 50%. Específicamente, una dosis de 5 mg/L generó una reducción de $50.42 \pm 1.06\%$, porcentaje que aumentó a $61.72 \pm 2.19\%$ con una dosis de 12.5 mg/L, pero disminuyó a $55.93 \pm 1.06\%$ con una dosis de 20 mg/L. Dicho comportamiento sugiere que la eficacia del quitosano aumenta proporcionalmente con la dosis aplicada hasta alcanzar su óptimo, es decir, un incremento de dosis no garantiza siempre un mayor desempeño [24]. Los polímeros nucleares ramificados, como el quitosano, poseen la capacidad de adsorberse en los sitios activos de los coloides, generando su desestabilización y, por consiguiente, la formación de partículas grandes con capacidad de sedimentar o flotar [11]. No obstante, una dosificación excesiva de quitosano puede causar una inversión de carga, lo que disminuye su eficacia y, por ende, eleva la cantidad de partículas suspendidas en el agua, es decir, su turbidez en definitiva [25].

Por su parte, el sulfato de aluminio demostró que presenta capacidad para la reducción de turbidez, superando también el 50% en sus dosis evaluadas. Específicamente, se obtuvo que a una dosis de 5 mg/L, se suscita una reducción de $57.63 \pm 1.06\%$, la cual aumenta a $65.96 \pm 1.62\%$ con 12.5 mg/L y $74.01 \pm 1.06\%$ con 20 mg/L. Dichos hallazgos confirman que la eficacia del sulfato de aluminio incrementa a medida que su dosis también lo hace [11]. A su vez, se destaca que el coagulante actúa formando flóculos de hidróxido de aluminio, los cuales neutralizan la carga de las partículas coloidales y, por tanto, favorecen su aglomeración a medida que aumentan las sales de aluminio [26].

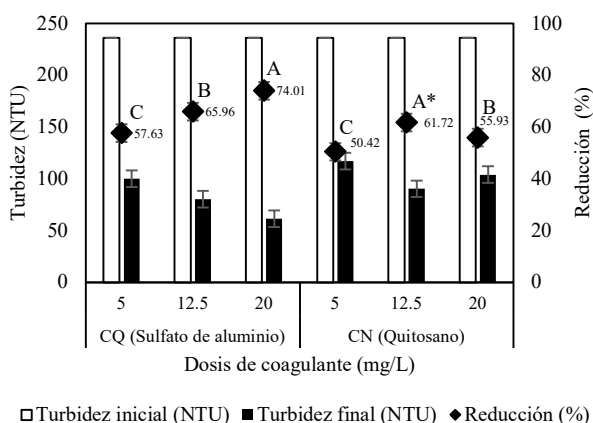


Fig. 1 Influencia del coagulante aplicado según tipo y dosis en la reducción de turbidez. Las letras A-C indican las diferencias significativas en la reducción de turbidez de cada tipo de coagulante. El símbolo de asterisco (*) indica el mayor porcentaje de reducción de turbidez.

La cantidad de coagulante que se emplea es un factor importante para la reducción de turbidez, puesto que una dosis óptima maximiza la eficacia de los coagulantes. Dicho de otro modo, si la dosis es inferior o superior a la adecuada, puede propiciarse una coagulación-floculación deficiente, lo que disminuye la eficacia debido a la estabilización de las cargas [27].

En tanto, comparando las dosis óptimas del coagulante químico (20 mg/L) y natural (12.5 mg/L), el sulfato de aluminio demostró una mayor disminución de turbidez en comparación con el quitosano. Dicho comportamiento se puede atribuir a la capacidad que posee el sulfato de aluminio para la formación de flóculos más grandes y, por tanto, la promoción de la sedimentación y clarificación de las aguas residuales [26]. Sin embargo, es importante enmarcar que dicho coagulante requiere mayor dosis para ser eficaz en la reducción de turbidez [22]. En contraste, el coagulante natural, además de requerir menor dosis para demostrar su capacidad coagulante, permite reutilizar el agua tratada y aprovechar los lodos primarios que se puedan generar [28].

C. Variación del pH

La variación del pH tras la aplicación de cada tipo y dosis de coagulante en las muestras de efluentes se evidencia en la Fig. 2. Por un lado, la adición de quitosano disminuyó ligeramente el pH del efluente. La menor variación ocurrió luego de su aplicación a una dosis de 12.5 mg/L (0.03 ± 0.14), mientras que las mayores variaciones, a dosis de 5 y 20 mg/L (0.07 ± 0.14 y 0.07 ± 0.29 , respectivamente). Dicho panorama demuestra que un aumento en la dosis de quitosano disminuye ligeramente el pH hasta cierta medida [29]. Aquel comportamiento se asocia a la protonación de los grupos amino presentes en el quitosano, ya que incitan la liberación de iones de hidrógeno en la solución y, en consecuencia, la reducción del pH del agua [30].

Por otro lado, al aplicar sulfato de aluminio, el pH del agua residual descendió en 0.17 ± 0.14 con una dosis de 5 mg/L, 0.33 ± 0.14 con una dosis de 12.5 mg/L y 0.57 ± 0.38 con una dosis de 20 mg/L. En tal sentido, se demuestra que una adición progresiva de sulfato de aluminio origina una disminución gradual del pH [31]. Dicho efecto, se atribuye a la liberación de iones H^+ que, al disolverse en el agua, reaccionan con la alcalinidad del medio [32].

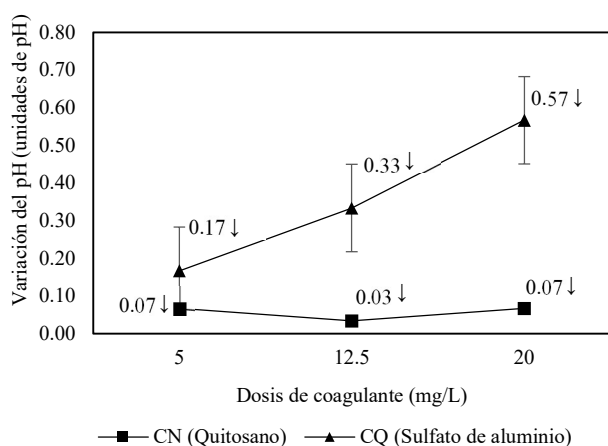


Fig. 2 Influencia del coagulante aplicado según tipo y dosis en la variación del pH del efluente tratado. La flecha (↓) indica la disminución de las unidades de pH.

De este modo, el quitosano resultó ser el coagulante que genera menor variación del pH si se compara con el sulfato de aluminio. Dicha situación se atribuye posiblemente a su origen natural frente al sulfato de aluminio, cuya tendencia es acidificar el agua, lo que trasciende en una amortiguación posterior del pH [18].

D. Volumen de lodo primario

El volumen de lodo primario generado luego de la coagulación-floculación, usando quitosano y sulfato de aluminio a diferentes dosis se muestra en la Fig. 3. De tal forma, se observó que el sulfato de aluminio produjo un mayor volumen de lodos primarios frente al coagulante natural en todas sus dosis evaluadas. Asimismo, se evidenció que el coagulante natural suscitó mayor volumen de lodos primarios a una dosis de 12.5 mg/L (2.50 ± 6.35 mL/L) en vista que su volumen a una dosis de 20 mg/L tendió a disminuir (2.35 ± 0.64 mL/L). Por el contrario, el coagulante químico generó mayor volumen de lodos primarios conforme aumentaba su dosis, lo que propició un volumen máximo de hasta 5.50 ± 6.35 mL/L tras adicionarse una dosis de 20 mg/L.

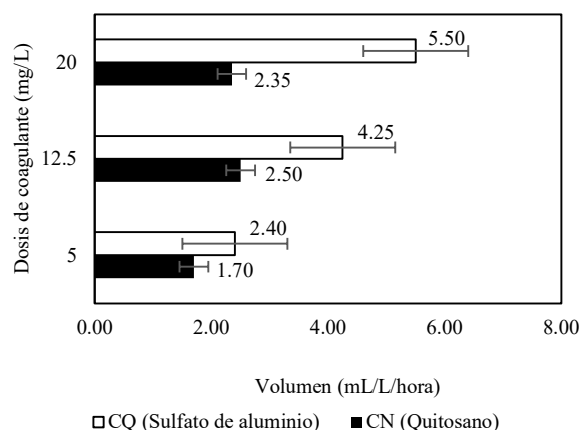


Fig. 3 Influencia del coagulante aplicado según tipo y dosis en el volumen de lodo primario generado.

Dicho volumen elevado tras la aplicación de sulfato de aluminio se debe a la precipitación de hidróxido de aluminio, ya que dicho agente es quien facilita la captura de los coloides durante la coagulación y, por ende, incrementa el contenido de sólidos totales fijos (STF) en el lodo primario generado [31]. En contraste, el quitosano produce flóculos más grandes sin necesidad de contener algún aditivo [11], lo que impide el incremento de peso al agua y la generación de reacciones con otros iones. Por dicha razón, los coagulantes naturales producen menor cantidad de precipitados en la sedimentación [18]. Además de ello, otra ventaja adicional del quitosano es la calidad que presenta su lodo primario, pues resulta ser biodegradable y no tóxico, lo que facilita su manejo en comparación con aquellos asociados al sulfato de aluminio [11], [32].

E. Análisis técnico-económico

Si bien el quitosano demostró ser eficaz en la reducción de turbidez, su potencial puede optimizarse aún más mediante su combinación con otros polímeros o modificación química. En tal sentido, diversas investigaciones han evaluado su eficacia híbrida, es decir, aplicado en adición con otros agentes con capacidad coagulante a fin de reducir parámetros contaminantes tales como la turbidez, DBO y DQO. En tanto, la Tabla 4 evidencia el desempeño del quitosano híbrido en la reducción de ciertos parámetros fisicoquímicos de aguas residuales.

TABLA 4
EFICACIA DE QUITOSANO HIBRIDO EN LA REDUCCIÓN DE PARÁMETROS FÍSICOQUÍMICOS

Tipo de coagulante	Turbidez (%)	DBO (%)	BQO (%)	Fuente
Quitosano	61.72 %	-	-	Este estudio
Quitosano de alto peso molecular	87.70 %	52.30 %	62.80 %	[33]
Quitosano/Grafeno	95.00 %	-	84.00 %	[34]
Quitosano/Sulfato de aluminio	58.00 %	83.00 %	-	[35]
Quitosano/ <i>H. sabdariffa</i>	95.00 %	-	56.00 %	[17]
Quitosano/Carbón activado	95.42%	-	91.61%	[36]

Los resultados comparativos indican que el quitosano en sinergia con otros agentes coagulantes mejora su eficacia no solo en la disminución de turbidez, sino también en la reducción de DBO y DQO [17], [33], [34], [35], [36]. En especial, el quitosano con carbón activado genera mayores porcentajes de disminución de turbidez y DQO, lo que motiva su sinergia como opción efectiva para el tratamiento de aguas residuales.

Por otra parte, la viabilidad económica que presentan los agentes coagulantes es un factor vital por contemplar en la purificación de efluentes. Actualmente, el costo comercial del quitosano es de 133 dólares estadounidenses (USD) por 100 g, mientras que del sulfato de aluminio es significativamente menor, pues cuesta aproximadamente 1.78 USD por kilogramo (kg) [37], posicionándose como una de las opciones rentables en términos de costo por unidad de turbidez reducida (0.1 m³/NTU) [38]. Sin embargo, el análisis económico debe considerar no solo el costo de adquisición, sino también los costos indirectos, es decir, los asociados a su uso. Por ejemplo, el sulfato de aluminio puede generar gastos adicionales debido al tratamiento de sus lodos primarios producidos y la necesidad de ajustar el pH del agua tratada con él [10]. En contraste, el quitosano suscita menor volumen de lodos primarios y variación del pH, lo que menguaría su costo de adquisición elevado [39].

Finalmente, cabe mencionar que el costo de producción del quitosano es posible que disminuya hasta 8.39 USD por kg, con un precio de venta de 58 USD, debido al aumento de su demanda y la optimización de sus procesos de obtención en el futuro [37]. En tal sentido, el polímero natural podría convertirse en una opción económica comparable al coagulante químico. Asimismo, se enfatiza que el costo comercial actual del sulfato de aluminio no contempla aquellos costos asociados a los impactos que generaría sobre el ambiente y la salud [38]. Por ello, es importante que ellos también sean considerados en el análisis económico que se contemple realizar.

V. CONCLUSIONES

Después de evaluar el desempeño de los coagulantes para la disminución de turbidez en los efluentes pesqueros, se

afirma que el sulfato de aluminio suscita mayor reducción de turbidez. Sin embargo, dicho panorama es comparable con el desempeño del quitosano cuando a una menor dosis se alcanza porcentajes de reducción similares al del sulfato de aluminio a una mayor dosis. De igual forma, se demuestra que el quitosano produce menor variación de pH y volumen de lodo primario en comparación con el sulfato de aluminio. Por tanto, se constata la ventaja ecológica de los coagulantes naturales frente a los de origen químico. Asimismo, se evidencia mediante la literatura que el empleo de polímeros naturales posee ventaja económica general sobre los de procedencia química. Por ello, se recomienda que próximos estudios abarquen su viabilidad económica a través de un análisis costo-beneficio y evalúen la eficacia de otros polímeros naturales para la reducción de otros parámetros de calidad de agua.

AGRADECIMIENTO/RECONOCIMIENTO

Se agradece a la Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC) por facilitar sus instalaciones para la realización de los análisis experimentales. De igual manera, se expresa el debido agradecimiento al área administrativa y los colaboradores del DPA Pucucana por su disposición para el desarrollo de la presente investigación.

REFERENCIAS

- [1] Organización de las Naciones Unidas (UNESCO), "Aguas residuales. El recurso desaprovechado," 2017. [Online]. Available: www.unesco.org/open-access/terms-use-ccbysa-en
- [2] M. Barakat, "New trends in removing heavy metals from industrial wastewater," *Arabian Journal of Chemistry*, vol. 4, no. 4, pp. 361–377, Oct. 2010, doi: 10.1016/j.arabjc.2010.07.019.
- [3] B. Iber *et al.*, "a. A study on the recovery and characterization of suspended solid from aquaculture wastewater through coagulation/flocculation using chitosan and its viability as organic fertilizer," *J Agric Food Res*, vol. 11, Mar. 2023, doi: 10.1016/j.jafr.2023.100532.
- [4] M. Cox, P. Nègré, and L. Yurramendi, *A guide book on the treatment of effluents from the mining/metallurgy, paper, plating and textile industries*. Inasment-Tecnalia, 2006.
- [5] G. Crini and E. Lichtfouse, "Advantages and disadvantages of techniques used for wastewater treatment," *Environ Chem Lett*, vol. 17, no. 1, pp. 145–155, Mar. 2018, doi: 10.1007/s10311-018-0785-9.
- [6] S. Mohd-Salleh, N. Mohd-Zin, and N. Othman, "A review of wastewater treatment using natural material and its potential as aid and composite

- coagulant,” *Sains Malays*, vol. 48, no. 1, pp. 155–164, Jan. 2019, doi: 10.17576/jsm-2019-4801-18.
- [7] N. Das, H. Rajput, A. Hassan, and S. Kumar, “Application of Different Coagulants and Cost Evaluation for the Treatment of Oil and Gas Produced Water,” *Water* 2023, Vol. 15, Page 464, vol. 15, no. 3, p. 464, Jan. 2023, doi: 10.3390/W15030464.
 - [8] A. Karam, E. Bakhroum, and K. Zaher, “Coagulation/flocculation process for textile mill effluent treatment: experimental and numerical perspectives,” *International Journal of Sustainable Engineering*, vol. 14, no. 5, pp. 983–995, 2021, doi: 10.1080/19397038.2020.1842547.
 - [9] S. Khumalo, B. Bakare, E. Tetteh, and S. Rathilal, “Application of Response Surface Methodology on Brewery Wastewater Treatment Using Chitosan as a Coagulant,” *Water (Switzerland)*, vol. 15, no. 6, Mar. 2023, doi: 10.3390/w15061176.
 - [10] S. Kurniawan, M. Imron, S. Abdullah, A. Othman, I. Purwanti, and H. Hasan, “Treatment of real aquaculture effluent using bacteria-based bioflocculant produced by *Serratia marcescens*,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 47, p. 102708, Jun. 2022, doi: 10.1016/J.JWPE.2022.102708.
 - [11] G. Muniz, A. Borges, T. Da Silva, R. Batista, and S. De Castro, “Chemically enhanced primary treatment of dairy wastewater using chitosan obtained from shrimp wastes: optimization using a Doehlert matrix design,” *Environ Technol*, vol. 43, no. 2, pp. 237–254, Jan. 2022, doi: 10.1080/09593330.2020.1783372.
 - [12] N. Nouj *et al.*, “Eco-friendly wastewater treatment using a crab shell-based liquid bio-coagulant: Multi-criteria decision analysis related to different pollutants separation,” *J Environ Chem Eng*, vol. 12, no. 2, p. 112318, Apr. 2024, doi: 10.1016/j.jece.2024.112318.
 - [13] Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA), “Informe técnico-legal sobre la problemática ambiental de la bahía de Pucusana,” 2021. Accessed: Oct. 25, 2023. [Online]. Available: https://biblioteca.spda.org.pe/biblioteca/catalogo/_data/2021060418273_0_informe-tecnico-legal-pucusana-spda.pdf
 - [14] N. Golzadeh, B. Lorestani, S. Sobhanardakani, M. Cheraghi, and N. Khorasani, “Comparing the effectiveness of ferric chloride chemical coagulant and natural coagulant of plane tree leaves in turbidity removal from industrial wastewater,” *Research on Chemical Intermediates*, vol. 49, no. 12, pp. 5613–5633, Dec. 2023, doi: 10.1007/s11164-023-05151-y.
 - [15] S. Ugwu, A. Umuokoro, E. Echiegu, B. Ugwuishiwu, and C. Enweremadu, “Comparative study of the use of natural and artificial coagulants for the treatment of sullage (domestic wastewater),” *Cogent Eng*, vol. 4, no. 1, Jan. 2017, doi: 10.1080/23311916.2017.1365676.
 - [16] B. Iber *et al.*, “b. Optimization of chitosan coagulant from dry legs of giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii* in aquaculture wastewater treatment using response surface methodology (RSM),” *J Environ Chem Eng*, vol. 11, no. 3, Jun. 2023, doi: 10.1016/j.jece.2023.109761.
 - [17] T. Chen, N. Ismail, K. Oh, and L. Tee, “Coagulation-flocculation process for greywater treatment using Chitosan and Hibiscus Sabdariffa,” *J Phys Conf Ser*, vol. 2523, p. 12013, 2022, doi: 10.1088/1742-6596/2523/1/012013.
 - [18] A. Hadadi, A. Imessaoudene, J.-C. Bollinger, A. Assadi, A. Amrane, and L. Mouni, “Comparison of Four Plant-Based Bio-Coagulants Performances against Alum and Ferric Chloride in the Turbidity Improvement of Bentonite Synthetic Water,” *Water (Basel)*, vol. 14, no. 20, p. 3324, Oct. 2022, doi: 10.3390/w14203324.
 - [19] D. Montgomery, *Diseño y Análisis de Experimentos*, 2nd ed. 2004. Accessed: Oct. 28, 2023. [Online]. Available: https://www.academia.edu/8551058/Dise%C3%B1o_de_experimentos_Montgomery_espa%C3%B1ol_2da_edici%C3%B3n
 - [20] M. Triola, *Estadística*, 12A ed. 2018. Accessed: Oct. 28, 2023. [Online]. Available: <http://librodigital.sangregorio.edu.ec/librosusgp/B0038.pdf>
 - [21] H. Anh, E. Shahsavari, N. Bott, and A. Ball, “Options for Improved Treatment of Saline Wastewater From Fish and Shellfish Processing,” *Front Environ Sci*, vol. 9, Jun. 2021, doi: 10.3389/fenvs.2021.689580.
 - [22] A. Ahmad, S. Abdullah, H. Hasan, A. Othman, and S. Kurniawan, “Aquaculture wastewater treatment using plant-based coagulants: Evaluating removal efficiency through the coagulation-flocculation process,” *Results Chem*, vol. 7, p. 101390, Jan. 2024, doi: 10.1016/J.RECHEM.2024.101390.
 - [23] D. Olaoluwa *et al.*, “Assessment of aquaculture wastewater impact on Osun river, Ede, Nigeria,” *Proceedings of the Nigerian Society of Physical Sciences*, p. 79, Mar. 2024, doi: 10.61298/pnspsc.2024.1.79.
 - [24] A. Soros, J. Amburgey, C. Stauber, M. Sobsey, and L. Casanova, “Turbidity reduction in drinking water by coagulation-flocculation with chitosan polymers,” *J Water Health*, vol. 17, no. 2, pp. 204–218, Apr. 2019, doi: 10.2166/wh.2019.114.
 - [25] T. Chen, N. Ismail, K. Oh, and L. Tee, “Coagulation-flocculation process for greywater treatment using Chitosan and Hibiscus Sabdariffa,” *J Phys Conf Ser*, vol. 2523, no. 1, p. 012013, Jul. 2023, doi: 10.1088/1742-6596/2523/1/012013.
 - [26] A. Ahmad, S. Abdullah, H. Hasan, A. Othman, and N. Ismail, “Plant-based versus metal-based coagulants in aquaculture wastewater treatment: Effect of mass ratio and settling time,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 43, p. 102269, Oct. 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2021.102269.
 - [27] N. Nouj, N. Hafid, N. El Alem, and I. Cretescu, “Novel Liquid Chitosan-Based Biocoagulant for Treatment Optimization of Fish Processing Wastewater from a Moroccan Plant,” *Materials*, vol. 14, no. 23, p. 7133, Nov. 2021, doi: 10.3390/ma14237133.
 - [28] S. Kurniawan *et al.*, “Performance of Chemical-Based vs Bio-Based Coagulants in Treating Aquaculture Wastewater and Cost-benefit Analysis,” *Pol J Environ Stud*, vol. 32, no. 2, pp. 1177–1187, Feb. 2023, doi: 10.15244/pjoes/156419.
 - [29] A. Al-Manhel, A. Al-Hilphy, and A. Niamah, “Extraction of chitosan, characterisation and its use for water purification,” *Journal of the Saudi Society of Agricultural Sciences*, vol. 17, no. 2, pp. 186–190, Apr. 2018, doi: 10.1016/j.jssas.2016.04.001.
 - [30] I. Sogias, V. Khutoryanskiy, and A. Williams, “Exploring the Factors Affecting the Solubility of Chitosan in Water,” *Macromol Chem Phys*, vol. 211, no. 4, pp. 426–433, Feb. 2010, doi: 10.1002/macp.200900385.
 - [31] P. Vega, C. Palanca, M. De Oliveira, C. Ito, and A. Dos Reis, “Use of Moringa oleifera seed as a natural coagulant in domestic wastewater tertiary treatment: Physicochemical, cytotoxicity and bacterial load evaluation,” *Journal of Water Process Engineering*, vol. 40, p. 101859, Apr. 2021, doi: 10.1016/j.jwpe.2020.101859.
 - [32] N. Al-Jadabi, M. Laaouan, J. Mabrouki, G. Fattah, and S. El Hajjaji, “Comparative study of the coagulation efficacy of Moringa Oleifera seeds extracts to alum for domestic wastewater treatment of Ain Aouda City, Morocco,” *E3S Web of Conferences*, vol. 314, p. 08003, Oct. 2021, doi: 10.1051/e3sconf/202131408003.
 - [33] C. Ying-Chien, L. Yi-He, and C. Ching-Chang, “Pollutant Removal From Aquaculture Wastewater Using the Biopolymer Chitosan at Different Molecular Weights,” *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, vol. 40, no. 9, pp. 1775–1790, Sep. 2005, doi: 10.1081/ESE-200068058.
 - [34] S. Al Ajmi, M. Ali Syed, F. Shaik, M. Nayeemuddin, D. Balakrishnan, and V. R. Myneni, “Treatment of Industrial Saline Wastewater Using Eco-Friendly Adsorbents,” *J Chem*, vol. 2023, pp. 1–11, Apr. 2023, doi: 10.1155/2023/7366941.
 - [35] J. Maitra, A. Hussain, M. Tripathi, and M. Sharma, “Sewage Treatment Using Alum with Chitosan: A Comparative Study,” 2021, pp. 1095–1109, doi: 10.1007/978-981-15-8542-5_97.
 - [36] B. Ekka, I. Mierina, T. Juhna, K. Kokina, and M. Turks, “Synergistic effect of activated charcoal and chitosan on treatment of dairy wastewaters,” *Mater Today Commun*, vol. 31, p. 103477, Jun. 2022, doi: 10.1016/j.mtcomm.2022.103477.
 - [37] I. Labastida-Núñez, M. Velasco-Pérez, E. P. Pablo-Reyes, A. González-Aragón, and M. Beltrán-Villavicencio, “Evaluation of Wastewater Coagulation/Flocculation with Chitosan from Shrimp Exoskeletons Waste and Aluminum Sulfate Evaluación del Proceso de Coagulación/Floculación de Agua Residual con Quitosano de Residuos de Camarón y Sulfato de Aluminio,” *Terra Latinoamericana*, vol. 41, 2023, doi: 10.28940/terrav41i0.1743.
 - [38] J. Alavi and S. Ansari, “Technical evaluation and economic optimisation of coagulation-flocculation process for the pre-treatment of over-reused effluent of paper mills in cardboard recycling industry,” *Int J Environ*

Anal. Chem., vol. 103, no. 18, pp. 7023–7041, Dec. 2023, doi: 10.1080/03067319.2021.1965594.
[39] Hussein. M. Ahmed, Mohamed. A. El-Khateeb, N. Y. Mohamed, N. A. Sobhy, and M. E. Fawzy, “Evaluation of different natural waste materials as bio-coagulants for domestic wastewater treatment,” *Desalination*

Water Treat., vol. 317, p. 100034, Jan. 2024, doi: 10.1016/j.dwt.2024.100034.