

Uso del quitosano como cuagulante natural en el tratamiento de aguas: una breve revisión

Use of chitosan as a natural coagulant in water treatment: a brief review

FERIA, Jhon J.¹
MERCADO, Teobaldis²
JOVE, Fernando³

Resumen

En esta revisión se presenta una actualización de las más recientes investigaciones sobre las características fisicoquímicas y estructurales del quitosano, sus mecanismos de coagulación y cuál es su comportamiento y eficiencia en el tratamiento de aguas residuales y aguas de embalses y ríos. De esta forma, se pretende mostrar su uso potencial como reemplazo del Sulfato de Aluminio y del Cloruro Férrico, agentes coagulantes ampliamente usados en el tratamiento convencional del agua.

Palabras clave: quitosano, tratamiento de aguas, mecanismos de coagulación, eficiencias de remoción

Abstract

Physicochemical and structural characteristics of Chitosan, coagulation mechanisms, behavior and removal efficiencies in the treatment of wastewater and raw water from reservoirs and rivers are shown in this review. In this way, we seek to show its potential use as a replacement for chemical coagulants (Aluminum Sulfate and Ferric Chloride) widely used in conventional water treatment.

key words: chitosan, water treatment, coagulation mechanisms, removal efficiency

1. Introducción

En el tratamiento convencional de aguas crudas y aguas residuales, la coagulación-floculación es un proceso unitario fundamental para lograr una alta eficiencia en la remoción de coloides y sustancias causantes de la turbiedad del agua. Incluso, a través de la coagulación-floculación es posible reducir considerablemente la carga contaminante de metales pesados, de materia orgánica y de sustancias refractarias presentes en aguas residuales (Zhang et al., 2014). La coagulación es un término general que incluye tanto la coagulación como la floculación (Huang et al., 2018). Por lo tanto, la coagulación es un proceso mediante el cual se adiciona una sustancia coagulante (aglutinante) para que las partículas pequeñas se unan y formen partículas más grandes y más pesadas (flóculos), que puedan ser removidas en procesos de separación sólidos/líquidos posteriores (Jiang, 2015).

¹ Docente investigador. Facultad de Ingeniería. Universidad de Sucre. Autor de correspondencia. jhon.feria@unisucra.edu.co

² Docente investigador. Facultad de Ciencias Agrícolas. Universidad de Córdoba. tmercado@correo.unicordoba.edu.co

³ Docente investigador. Facultad de Ingeniería. Universidad de Sucre. fernando.jove@unisucra.edu.co

Actualmente se considera que la coagulación es el resultado individual o combinado de la acción de cuatro mecanismos diferentes: compresión de la doble capa eléctrica, adsorción y neutralización, adsorción y formación de puentes, enmallado o barrido (Di Bernardo & Di Bernardo, 2005).

En el mecanismo de coagulación de la compresión de la doble capa eléctrica, la eliminación de la turbidez del agua puede realizarse mediante la adición de compuestos químicos coagulantes que logran desestabilizar las partículas coloidales, las cuales están cargadas eléctricamente y presentan una doble capa eléctrica. De acuerdo con la teoría de la doble capa eléctrica y la regla de Schultze-Hardy se plantea que los agentes coagulantes deben tener cargas positivas contrarias a los iones de las partículas coloidales (generalmente negativas), y por supuesto, a mayor carga positiva en el coagulante mejores características tendrá. Entre las variables fundamentales que afectan el proceso se encuentran el tipo de coagulante, la dosis en que se emplea, pH del medio acuoso y el tiempo de agitación en la mezcla del coagulante y el agua (Cabrera et al., 2009). Debido a que la mayor parte de las aguas naturales están cargadas negativamente por la presencia de arcillas, ácidos húmicos, bacterias, entre otros, es posible utilizar sales metálicas hidrolizadas de carga positiva, como también sales prehidrolizadas y polímeros orgánicos catiónicos, para desestabilizar partículas coloidales y neutralizar su carga. A este mecanismo de coagulación se le llama adsorción y neutralización de carga y es el más habitual en el tratamiento convencional de agua para consumo humano, y suele estar asociado con la compresión de la doble capa eléctrica (Howe et al., 2012; Davis, 2020). El mecanismo de adsorción y formación de puentes se da principalmente con la aplicación de polímeros (polielectrolitos) aniónicos cuyas moléculas poseen grupos químicos que absorben las partículas coloidales (Lozano Rivas & Lozano Bravo, 2016). Los polímeros tienen grupos reactivos que se enlazan a sitios específicos en la superficie de las partículas coloidales. Cuando un grupo de una molécula de polímero se une a un coloide, el resto de la molécula de cadena larga se extiende hacia el agua, y a su vez, enlaza con otra partícula coloidal formando un puente. Si no hay otra partícula disponible o si hay una sobredosis de polímero, las porciones extendidas libres de la molécula de polímero se podrían envolver alrededor de la misma partícula original, lo que provocaría la reestabilización del coloide. La reestabilización también puede ocurrir debido a la mezcla agresiva o la agitación prolongada, que puede romper el puente entre las partículas (Gheraout & Gheraout, 2012). Finalmente, el mecanismo de barrido o sweep coagulation ocurre cuando los contaminantes coloidales son arrastrados o barridos por los flóculos a medida que se depositan por acción de la gravedad, luego de dosis altas de coagulante (Gheraout & Gheraout, 2012; Wills & Finch, 2015).

Los coagulantes se dividen principalmente en dos clases diferentes: (1) coagulantes inorgánicos, como el sulfato de aluminio ($Al_2(SO_4)_3$), el cloruro de poli-aluminio (PAC) y el sulfato ferroso polimerizado (PFS), y (2) coagulantes orgánicos poliméricos, incluidos los coagulantes sintéticos y los naturales (Yang et al., 2016).

Los coagulantes inorgánicos requieren, generalmente, de grandes dosis en la coagulación para mejorar la eficiencia del proceso, lo que genera grandes volúmenes de lodo y una potencial contaminación en su disposición final. Paralelamente, estudios de salud pública han determinado que altas concentraciones de metales en el agua potable, como el aluminio, pueden representar serios problemas de salud en las personas que la ingieran (Walton, 2013; Ward et al., 2006). Por otra parte, son altamente sensibles al pH e ineficientes en la remoción de partículas muy finas (Bratby, 2006; Sharma et al., 2006).

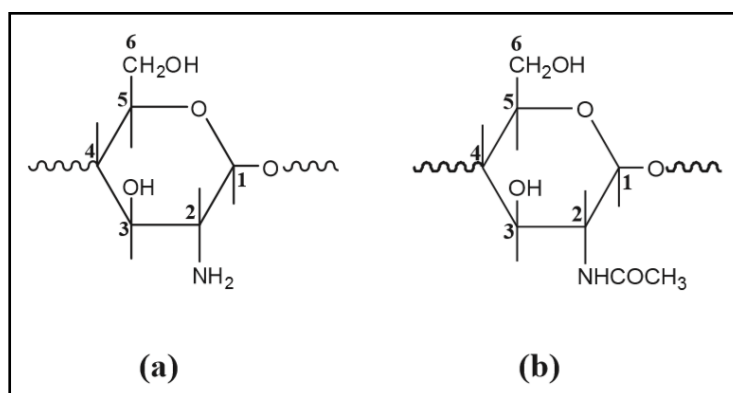
Los coagulantes de polímeros orgánicos permiten una reducción considerable de la turbidez y del color aparente del agua cruda y no producen cambios significativos en el pH y en la alcalinidad del agua tratada (Feria et al., 2018). Son altamente eficientes con pequeñas dosis y generan un volumen de lodo mucho más pequeño, sin consumo de alcalinidad, que los coagulantes inorgánicos (Yang et al., 2016). Por lo tanto, el desarrollo de coagulantes basados en polímeros naturales, como el quitosano, se ha promovido gracias a su amplia disponibilidad, bajo precio, no toxicidad y biodegradabilidad (Guibal et al., 2006; Renault et al., 2009; Zeng y Yuan, 2004).

El objetivo principal de esta revisión es destacar los últimos avances logrados en el tratamiento del agua a partir de la utilización de quitosano como agente coagulante de origen natural, a través de publicaciones recientes.

2. Características fisicoquímicas del quitosano y mecanismos de coagulación

El quitosano es producto de la desacetilación alcalina de la quitina, que después de la celulosa, es el polímero más abundante de la tierra. El quitosano es un copolímero lineal de D-glucosamina (GlcN) y N-acetyl-D-glucosamina (GlcNAc). De igual manera, el quitosano es considerado como un polielectrolito catiónico típico cuyos grupos amino están protonados en medio acuoso ácido. Esta protonación es la responsable de la interacción del quitosano con las cargas negativas superficiales que se encuentran en la mayoría de los contaminantes, por lo tanto, la neutralización de carga es el mecanismo de coagulación más usual en la formación del floc (Guibal et al., 2006; Renault et al., 2009). En la Figura 1 se muestra la estructura química del quitosano y de la quitina.

Figura 1
Estructura química del quitosano (a) y de la quitina (b)



Fuente: (Yang et al., 2016)

Para los polielectrolitos, los efectos de neutralización de carga dependen de la densidad de carga, definida como la distancia entre dos unidades de carga a lo largo de la cadena macromolecular, en el caso particular del quitosano, su densidad de carga depende del número de grupos amino protonados en su cadena principal (Yang et al., 2016), que en general son abundantes, lo que dota al quitosano de una buena eficiencia de coagulación en el tratamiento de muchos contaminantes presentes en el agua, ya que ellos tienen una carga superficial negativa (Jiang, 2015; Lee et al., 2014). Sin embargo el quitosano, debido a que tiene propiedades químicas inactivas y a su escasa solubilidad en soluciones acuosas neutras o alcalinas, presenta bajas eficiencias en otros tipos de contaminantes (Jiang, 2001; Muzzarelli & Muzzarelli, 2005; Rinaudo, 2006).

Las propiedades químicas y físicas del quitosano dependen del peso molecular (MW), el grado de desacetilación (DD), el grado de cristalinidad, el grado de ionización del grupo de amino libre, entre otros factores, pero los más determinantes son el peso molecular (MW) y el grado de desacetilación (DD) (Bakshi et al., 2020; Thanou & Junginger, 2005).

El peso molecular (MW) del quitosano está definido por la cantidad de unidades de azúcar por molécula de polímero en su cadena principal, debido a que es un glucosaminoglucano. Sin embargo, el proceso de desacetilación del quitosano produce un cambio en el peso molecular y, según la fuente de la quitina y el procedimiento de desacetilización utilizado, el peso molecular promedio del quitosano puede variar de 50 a 2000 kDa (Bakshi et al., 2020).

El grado de desacetilación (DD) permite estimar el contenido de acetilo en el quitosano. El quitosano disponible comercialmente tiene un grado de desacetilación que varía del 40 al 98%, no obstante, cuando el DD alcanza aproximadamente el 50%, la quitina generalmente se vuelve soluble en medio ácido acuoso y se obtiene quitosano (Muzzarelli & Muzzarelli, 2005). Se ha demostrado que el DD del quitosano se correlaciona con su solubilidad en solución ácida y la cristalinidad de su membrana (Bakshi et al., 2020). Con el aumento de la desacetilación, la cadena de quitosano se vuelve más flexible y tiende a formar una bobina aleatoria con más enlaces de hidrógeno intramoleculares dentro de la cadena. Esto da como resultado que las cadenas de quitosano estén menos enredadas y tengan una forma más elipsoidea, y sus propiedades mecánicas son generalmente más débiles que las de las microesferas menos desacetiladas. En contraste, las cadenas de quitosano menos desacetiladas están más extendidas y tienen interacciones intermoleculares más fuertes, lo que hace que las cadenas se enreden más (Habibi & Lucia, 2012). Por otra parte, el aumento del DD aumenta el número de grupos de aminos libres, lo que generalmente conlleva a una mejora en la densidad de la carga positiva del quitosano y con ello, mejora los efectos de la neutralización de las cargas negativas de los contaminantes. Los efectos de DD y MW en el rendimiento de floculación final del quitosano suelen ser complementarios y sinérgicos. La relación entre los dos y la eficiencia real de la coagulación es muy complicada y depende mucho de las características de las aguas residuales y de las contribuciones relativas de los diversos mecanismos de floculación (Yang et al., 2016).

El quitosano es soluble en ácidos débiles pero insoluble por encima de un pH de 7. Los cambios en el pH alteran el equilibrio de protonación del quitosano en el agua y, por lo tanto, su densidad de carga y conformación de la cadena, de acuerdo con la teoría de la condensación de contraiones (Manning, 1974). Normalmente el quitosano está polidispersado y tiene la capacidad de disolverse en ciertos ácidos inorgánicos y orgánicos como el ácido clorhídrico, ácido fosfórico, ácido láctico, ácido propiónico, ácido succínico, ácido acético, ácido tartárico, ácido cítrico y ácido fórmico después de agitación prolongada (Bakshi et al., 2020). La insolubilidad del quitosano se atribuye a enlaces de hidrógeno intermoleculares en estado sólido. El quitosano se degrada antes de derretirse, lo cual es típico de los polisacáridos con enlaces de hidrógeno largos (Plackett, 2011).

El mecanismo de floculación atribuible al quitosano no es uno solo, los procesos de floculación generalmente suelen emplear dos o más mecanismos. El mecanismo predominante depende principalmente de: (1) la naturaleza de la dispersión coloidal y los solutos disueltos; es decir, si son hidrófobos o hidrófilos, su densidad de carga superficial y sus grupos funcionales; y (2) el tipo de floculante agregado al agua residual: sus propiedades iónicas, características de carga, grupos funcionales, capacidad de adsorción y MW. Juntas, estas características determinan si la neutralización de carga o la formación de puentes entre los coloides suspendidos y los solutos disueltos es el medio dominante de coagulación (Guibal et al., 2006; Jiang, 2015; Lee et al., 2014), en otras palabras, los mecanismos de formación de puente y de neutralización de cargas son los que mejor explican el comportamiento del quitosano en la formación de los floc en un proceso de coagulación de aguas. Debido a su gran área superficial y su fuerte capacidad de adsorción, los contaminantes residuales en el agua pueden ser capturados y barridos eficientemente a partir de las colisiones hidrodinámicas de los flóculos grandes formados y luego, sedimentarse junto con ellos (Yang et al., 2013).

3. Uso del quitosano en el tratamiento de aguas crudas naturales

La eficiencia del quitosano en el proceso de coagulación depende directamente del DD y del MW, sin embargo, los compuestos o elementos presentes en el agua cruda también influyen en el desempeño del quitosano. En consecuencia, el tipo de fuente y la calidad del agua cruda también son importantes en el proceso de coagulación con quitosano y en general, con cualquier otro coagulante polimérico. A continuación, se muestran resultados recientes logrados con el quitosano usado como coagulante en diferentes tipos de fuentes de aguas crudas naturales, tanto lenticas (embalses) como loticas (ríos).

Aguas de embalses eutrofizados fueron tratadas con quitosano por Capelete & Brandão (2013). Los autores evaluaron la remoción de cianobacterias (*Microcystis aeruginosa*) y la formación de trihalometanos (THM) luego del tratamiento con quitosano y con sulfato de aluminio. Los resultados mostraron que el quitosano tuvo una remoción efectiva de la turbidez de aguas enriquecidas con cianobacterias del 95%, una remoción de color hasta del 50% y una eliminación de la clorofila a (células de *M. aeruginosa*) del 95% al 100%. Estos resultados fueron mejor que los obtenidos cuando se utilizó el sulfato de aluminio. En las muestras de agua tratadas con quitosano, no se detectaron THM después de la aplicación del cloro. Resultados similares fueron hallados por Xu et al., (2013), quienes lograron eficiencias de remoción de la microalga *Chlorella sorokiniana* hasta del 99% en aguas crudas con pH por debajo de 7 unidades.

Para aguas crudas de un embalse sin problemas de eutroficación, localizado en la zona rural de la ciudad de Sincelejo (Colombia), Feria et al., (2018) realizaron ensayos de coagulación con quitosano de peso molecular de $3,2 \times 10^6$ g. mol⁻¹ y con un grado de desacetilación de 73%. Los autores lograron eficiencias de remoción de turbidez del 89%, aplicando dosis de 15 mg L⁻¹ en aguas de baja turbidez inicial (67 NUT), adicionalmente, no evidenciaron cambios estadísticamente significativos en el pH, alcalinidad y color del agua luego del tratamiento. Resultados similares fueron hallados por Pontius (2016) para este mismo tipo de agua proveniente del lago Evans, localizado en Fairmont Park, Riversid en California (USA), quienes lograron eficiencias de remoción de turbidez del 68,9% con dosis de 8 mg L⁻¹ para aguas crudas con turbidez inicial de 23,1 UNT. A medida que la turbidez inicial del agua cruda es menor, la eficiencia del quitosano también disminuye, pero en todos los casos, es mejor que la remoción de turbidez lograda con el sulfato de aluminio. El quitosano resultó ser una excelente alternativa para procesos de coagulación de aguas de cuerpos lenticos de baja turbidez.

Muestras de agua proveniente de una fuente lotica (río Guatapurí, Colombia) fueron evaluadas por Rodríguez et al (2015), para dos turbiedades de agua cruda: 100 UNT, correspondiente a la época de estiaje del río y 1500 UNT correspondiente a la época de lluvias. Los autores trabajaron con quitosano comercial y lograron eficiencias de remoción de turbidez del agua de 99,9% para las muestras de 1500 UNT con dosis optima de 40 mg L⁻¹ y mayor a 96% para las muestras de 100 UNT con dosis optima de 20 mg L⁻¹. Estas eficiencias fueron mejores a las halladas cuando se utilizó el sulfato de aluminio como coagulante. Resultados similares fueron reportados para muestras de agua tomadas del río Periyar en la India por Divakaran & Pillai (2002) y en el río Imou en Japón por Sekine et al., (2006) tratadas con quitosano, logrando eficiencias superiores al 90%, para turbiedades del agua cruda hasta de 1000 UNT. Ambas investigaciones demostraron que con turbidez de agua cruda superior a 20 UNT, los flóculos aparecen rápidamente y tienen mayor tamaño que los que se forman con sulfato de aluminio. Estos floc se caracterizan por ser fibrosos, se adhieren al agitador o forman una gran masa enredada que se asemeja a una telaraña, lo que probablemente indica que la formación de puente es el mecanismo de coagulación involucrado (Divakaran & Pillai, 2002).

Para ríos con turbiedades mayores a 1000 NTU, la utilización de mezclas quitosano y sales de aluminio mostraron altas eficiencias en la remoción de la turbidez, por esta razón se recomienda su utilización para lograr bajas turbiedades finales en el agua tratada y evitar la re-estabilización de las partículas coloidales por una posible sobredosificación de quitosano (Hu et al., 2013).

4. Uso del quitosano en el tratamiento de aguas residuales

El quitosano ha sido ampliamente utilizado como coagulante en el tratamiento de una gran variedad de aguas residuales alrededor del mundo. Efluentes contaminados con metales pesados han sido ensayados por diferentes autores. Zhang et al., - (2013) y Bratskaya et al., - (2009) removieron Cd²⁺, Cu²⁺, Ni²⁺ and Zn²⁺ presentes en aguas residuales industriales, con eficiencias de remoción hasta de un 95% en función de la dosis y a pH mayores a 7,0 unidades de pH. Kumar et al (2020) lograron remociones de Hg de 73% con dosis de quitosano de 50 mg L⁻¹, a un

pH de 7,0 unidades de pH. Tajuddin et al., - (2020) lograron optimizar la remoción de Zn^{2+} , Fe^{2+} , Pb^{2+} , Cu^{2+} and Cd^{2+} en efluentes de aguas residuales de un lavadero de carros con perlas de quitosano cerámico. Estos estudios permitieron establecer que el quitosano funciona muy bien como sorbente quelato en el tratamiento de metales pesados de aguas y aguas residuales y como floculantes efectivos en la separación sólido-líquido.

Aguas residuales de la producción de petróleo fueron tratadas con quitosano por Caldera et al.(2011) y demostraron altas eficiencias de remoción de Turbidez, Color, Demanda Química de oxígeno e Hidrocarburos superiores al 75% con una dosis óptima de 48 mg L^{-1} . Los autores demostraron que las concentraciones de hidrocarburos disminuyeron a valores menores a los establecidos en la normatividad ambiental de Venezuela, demostrando así que el quitosano es una buena alternativa para el tratamiento de este tipo de aguas.

Remoción de contaminantes orgánicos como colorantes, sustancias húmicas, proteínas solubles, tintas solubles, entre otras sustancias, presentes en las aguas residuales fueron también removidas utilizando quitosano como coagulante. Guibal & Roussy (2007) lograron eliminar tintes utilizando solo quitosano, en función de la dosis aplicada, es decir, a mayor dosis mayor remoción del tinte hasta lograr la remoción de sus cargas aniónicas, sin embargo, el exceso de quitosano provocaba la re-estabilización de la suspensión si el pH no era ácido. Por otro lado, Wang, -(2017) utilizaron quitosano combinado con especies de aluminio para la coagulación de este mismo tipo de agua, logrando una mejoría significativa en la eficiencia de remoción, debido a la fuerte interacción entre el quitosano y las especies de aluminio con la tinta. La eficiencia de eliminación del color fue relativamente alta a pH 6,0 – 7,0, con flóculos más grandes, lo que evidenció como mecanismos de coagulación la formación de puentes y la neutralización de cargas.

Aguas residuales grises (efluentes residenciales), fueron tratadas también con quitosano por Thirugnanasambandham et al., (2014). Los autores obtuvieron remociones de Turbidez, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y Demanda Química de Oxígeno (DQO) del orden de 96%, 91% y 73% respectivamente, con dosis entre 0,3 a $0,6 \text{ g L}^{-1}$ a pH ácidos (entre 2,5 – 5,5 unidades). Así mismo, aguas residuales de efluentes de la industria alimenticia fueron tratadas con quitosano. Chi & -Cheng (2006), demostraron que en aguas residuales de la industria láctea tratadas con quitosano, es posible remover entre el 95 y 99% de la Turbidez y entre el 54 y 70% de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) con dosis de $20\text{-}30 \text{ mg L}^{-1}$ a un pH neutro. Estos resultados demostraron una vez más la efectividad del quitosano en el tratamiento de aguas residuales de diferentes tipos.

5. Quitosano combinado con otros coagulantes

La utilización combinada de quitosano con otros agentes coagulantes o de adsorción, han sido estudiados por varios autores.

En la Universidad de Viena (Austria), Janesch et al., - (2020) desarrollaron filtros de nanopapel de quitosano-glucano derivado de hongos, combinado con celulosa, para el tratamiento del agua. Estos filtros híbridos de microfibras de celulosa y quitosano lograron una alta adsorción de iones de cobre (162 mg g^{-1}) para caudales grandes presurizados ($63.000 \text{ a } 121.000 \text{ L h}^{-1} \text{ m}^{-2} \text{ MPa}^{-1}$). Las propiedades de filtración/adsorción de estos filtros renovables representan una opción viable para el tratamiento del agua y ayudan a reducir el impacto ecológico de los procesos tradicionales de potabilización. De igual manera Zhao & - Sillanpää (2020), reportaron un alto potencial de eliminación de metales pesados tóxicos, colorantes y productos farmacéuticos presentes en aguas contaminadas con el uso combinado de quitosina y β -ciclodextrina. Por su parte, Zemmouri et al., (2013) compararon el rendimiento de coagulación del quitosano usado individualmente y como coagulante auxiliar del $Al_2(SO_4)_3$ para tratar agua cruda de la presa Beni-Amrane (Zemmouri et al., 2013). Los autores reportaron una eliminación de turbidez en el agua entre el 87% y 97%.

En las últimas décadas, los hidrogeles a base de quitosano han sido objeto de muchos estudios en otras aplicaciones, además del tratamiento de aguas residuales (Pakdel & Peighambardoust, 2018). Dai et al., (2020) prepararon un nuevo hidrogel reticulado totalmente de polisacárido compuesto por quitosano y goma de guar catiónica, capaz de eliminar fosfatos en aguas residuales a través de un proceso de adsorción. Los hidrogeles formados luego de la adsorción del fosfato, se convirtieron en aerogeles de carbono dopados de nitrógeno y fósforo, con un alto potencial para ser utilizados como electrodos para un supercondensador. Los resultados indican que estos aerogeles de carbono poseen un excelente rendimiento capacitivo (mejor capacitancia específica de $302,2 \pm 4,9 \text{ F g}^{-1}$), así como una buena estabilidad de ciclo después de 5.000 veces de carga/descarga. Con este trabajo se demostró una nueva estrategia ecológica y sostenible utilizando el quitosano para convertir un desecho (aguas residuales) en un verdadero tesoro.

La combinación de quitosano con cáscaras de naranja también fue probado para el tratamiento de aguas residuales (Campo et al., 2018). El tratamiento que combinó quitosano y extracto acuoso de cáscara de naranja (50-50%), a un pH de 5,5, disminuyó significativamente la turbidez del agua residual en un 79%. Los resultados generales mostraron, además, eficiencias en la reducción de DBO, DQO, SST, SS, demostrando así que el extracto acuoso de la cáscara de naranja acidifica la mezcla e incrementa la formación de flóculos aglomerados en una fase liviana de las muestras, convirtiéndose en un agente eficiente, para ser usado en el tratamiento de aguas residuales.

Una combinación de quitosano y taninos se usaron como coagulante y floculante, respectivamente, en la eliminación de tintas solubles de aguas residuales industriales (Roussy et al., 2005). Los autores compararon dos muestras de quitosano con los mismos grados de desacetilación pero con diferentes pesos moleculares. Aunque el proceso podría ser mejorado ligeramente usando quitosano de alto peso molecular, la diferencia general en el rendimiento de la coagulación/floculación no fue sustancial, lo que sugirió que la neutralización de la carga, en lugar del puenteo, era el mecanismo dominante en este sistema.

6. Conclusiones

La eficiencia del quitosano en el tratamiento, tanto de aguas crudas como residuales, dependen de sus propiedades físicas y químicas, principalmente del peso molecular y del grado de desacetilación, ya que son sinérgicos y complementarios entre sí. Por otra parte, se ha comprobado que los mecanismos de coagulación predominantes cuando se aplica quitosano en un tratamiento de agua son la formación de puente y la neutralización de cargas, que sin lugar a dudas son los responsables de la formación de flocs más densos y pesados, comparados con los obtenidos con coagulantes químicos.

Coagulantes poliméricos como el quitosano permiten altas remociones de turbidez en aguas crudas usadas como fuentes de suministro de agua potable, sin embargo, su desempeño es mejor cuando la turbidez inicial del agua cruda es alta, tal como ocurre en ríos y en general, en sistemas loticos, logrando remociones de turbidez superiores a las que comúnmente se logran con coagulantes químicos. Cuando se usa quitosano como coagulante no hay reportes que indiquen cambios significativos en el pH y la alcalinidad, lo que le da una gran ventaja sobre los coagulantes químicos, que usualmente requieren ajuste de estos dos parámetros en el agua para lograr un mejor desempeño en la coagulación. Por otra parte, el quitosano es altamente eficiente en dosis bajas, no generan grandes volúmenes de lodos y no consumen alcalinidad. En contraste, cuando se tratan aguas residuales las eficiencias de remoción son menores a las obtenidas en cuerpos de aguas naturales, debido principalmente a la gran variedad de contaminantes y material refractario típicos de cada industria o actividad. Los mejores desempeños del quitosano se han registrado para aguas residuales domésticas con remociones de turbidez, DQO y DBO mayores al 70%, pero cuando se combina el quitosano con otros compuestos, esas eficiencias tienden a mejorar.

Finalmente, la coagulación con quitosano aplicado solo o combinado con otro coagulante o compuesto, representa un proceso de coagulación económico, eficiente y sostenible, llegando a ser incluso amigable ambientalmente, ya que genera residuos potencialmente aprovechables o de poco impacto con el entorno.

Referencias bibliográficas

- Bakshi, P. S., Selvakumar, D., Kadirvelu, K. & Kumar, N. S. (2020). Chitosan as an environment friendly biomaterial – a review on recent modifications and applications. *International Journal of Biological Macromolecules*, 150(1), 1072-1083. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2019.10.113>
- Bratby, J. (2006). *Coagulation and Flocculation in Water and Wastewater Treatment (2nd edition)*. United Kingdom: IWA Publishing.
- Bratskaya, S.Y., Pestov, A.V., Yatluk, Y.G. & Avramenko, V.A. (2009). Heavy metals removal by flocculation/precipitation using N-(2carboxyethyl) chitosans. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering*, 339(1–3), 140-144. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2009.02.013>
- Cabrera, X., Fleites, M. & Contreras, A. M. (2009). Estudio del proceso de coagulación-floculación de aguas residuales de la empresa textil “Desembarco del Granma” a escala de laboratorio. *Tecnología Química*, 29(3), 64-73. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/4455/445543760009.pdf>
- Caldera, Y., Rodriguez, Y., Oñate, H., Prato, J. & Gutierrez, E. (2011). Eficiencia del quitosano como coagulante durante el tratamiento de aguas de baja turbidez asociadas a la producción de petróleo. *Revista tecnocientífica URU*, 1, 45-52. Recuperado de https://kipdf.com/revista-tecnocientifica-uru_5aac4c9b1723ddee7b1a4003.html
- Campo Vera, Y., Delgado, M. A., Roa, Y., Mora, G. & Carreño Ortiz, J. (2018). Evaluación preliminar del efecto del quitosano y cáscara de naranja en la coagulación-floculación de aguas residuales. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 21(2), 565-572. <https://doi.org/10.31910/rudca.v21.n2.2018.990>
- Capelete, B. C. & Brandão, C. C. S. (2013). Evaluation of trihalomethane formation in treatment of water containing microcystis aeruginosa using chitosan as coagulant. *Water Science and Technology. Water Supply*, 13(4), 1167-1173. <https://doi.org/10.2166/ws.2013.117>
- Chi, F.H. & Cheng, W.P. (2006). Use of chitosan as coagulant to treat wastewater from milk processing plant. *Journal of Polymers and the Environment*, 14(4), 411-417. <https://doi.org/10.1007/s10924-006-0027-2>
- Dai, L., Wang, Y., Li, Z., Wa, X., Duan, Ch., Zhao, W., Xiong, Ch., Nie, Sh., Xu, Y. & Ni, Y. (2020). A multifunctional self-crosslinked chitosan/cationic guar gum composite hydrogel and its versatile uses in phosphate-containing water treatment and energy storage. *Carbohydrate Polymers*, 244, (116472). <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2020.116472>
- Davis, M. L. (2020). *Water and Wastewater Engineering, 2nd edition*. USA: McGraw Hill.
- Di Bernardo & L. Di Bernardo, A. (2005). *Métodos e técnicas de tratamento de agua, 2nd edition*. Sao Carlos, Brasil: RiMa
- Divakaran, R. & Pillai, V.N.S. (2002). Flocculation of river silt using chitosan. *Water Research*, 36(9), 2414-2418. [https://doi.org/10.1016/s0043-1354\(01\)00436-5](https://doi.org/10.1016/s0043-1354(01)00436-5)

- Feria, J. J., Jove, F. & Hernandez, R. (2018). Multi-Stage Filtration (MSF) Technology with natural coagulants for raw water treatment from the Sinú river in Colombia. *Indian journal of Science and Technology*, 11(35), 1-5. <https://doi.org/10.17485/ijst/2018/v11i35/131572>
- Feria, J.J., Tavera, M.J. & Perna, O. (2018). Extraction and Efficiency of Chitosan from Shrimp Exoskeletons as Coagulant for Lentic Water Bodies. *International Journal of Applied Engineering Research*, 13(2), 1060-1067. Recuperado de https://www.ripublication.com/ijaer18/ijaerv13n2_32.pdf
- Ghernaout, D. & Ghernaout, B. (2012). Sweep flocculation as a second form of charge neutralization: a review. *Desalination and Water Treatment*, 44, 15-28. <https://doi.org/10.1080/19443994.2012.691699>
- Guibal, E., Van Vooren, M., Dempsey B.A. & Roussy J. (2006). A review of the use of chitosan for the removal of particulate and dissolved contaminants. *Separation Science and Technology*, 41(11), 2487-2514. <https://doi.org/10.1080/01496390600742807>
- Guibal, E. & Roussy, J. (2007). Coagulation and flocculation of dye-containing solutions using a biopolymer (Chitosan). *Reactive & Functional Polymers*, 67(1), 33-42. <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2006.08.008>
- Habibi, Y. & Lucia, L. A. (2012). *Polysaccharide building blocks: A sustainable approach to the development of renewable biomaterials*. New Jersey, USA: John Wiley & Sons.
- Howe, K. J., Hand, D. W., Crittenden, J. C., Trussell, R. R. & Tchobanoglous, G. (2012). *Principles of Water Treatment*. Hoboken, New Jersey: John Wiley and Sons.
- Hu, C. Y., Lo, S. L. C., Chang, L., Chen, F. L., Wu, Y. D. & Ma, J. L. (2013). Treatment of highly turbid water using chitosan and aluminum salts. *Separation and Purification Technology*, 104, 322-326. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2012.11.016>
- Huang, Z., Jiang, I., Xu, B., Wang, Y., Zhao, H. & Zhou, W. (2018). Mechanism and performance of a self-flocculating marine bacterium in saline wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal*, 334, 732-740. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2017.10.076>
- Janesch, J., Jones, M., Bacher, M., Kontturi, E., Bismarck, A. & Mautner, A. (2020). Mushroom-derived chitosan-glucan nanopaper filters for the treatment of water. *Reactive and Functional Polymers*, 146, 1-10. (104428). <https://doi.org/10.1016/j.reactfunctpolym.2019.104428>
- Jiang, J. Q. (2015). The role of coagulation in water treatment. *Current Opinion in Chemical Engineering*, 8, 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.coche.2015.01.008>
- Jiang, T. D. (2001). *Chitosan*. Beijing, China: Chemical Industry Press.
- Kumar, J., Arland, S. & Gour, P. (2020). Mercury removal from simulated waste water by chitosan nano composite embedded with leaf extract of Brassica Gongyloides. *Material Today: proceedings*, 26(2), 728-739. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2019.12.412>
- Lee, C. S., Robinson, J. & Chong, M. F. (2014). A review on application of flocculants in wastewater treatment. *Process Safety and Environmental Protection*, 92, 489-508. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2014.04.010>

- Lozano-Rivas, W. A. & Lozano-Bravo, G. (2016). *Water purification: design principles, process control and laboratory*. Bogotá, Colombia: Universidad Piloto de Colombia.
- Manning, G.S. (1974). *Limiting laws for equilibrium and transport properties of polyelectrolyte solution*. Dordrecht, Holland: Reidel Publ.
- Muzzarelli, R. A. A. & Muzzarelli, C. (2005). Chitosan chemistry: relevance to the biomedical sciences. En T. Heinze (Ed.), *Polysaccharides I Structure, Characterization and Use*. Berlin Heidelberg, Germany: Springer.
- Pakdel, P. M. & Peighambaroust, S. J. (2018). Review on recent progress in chitosan-based hydrogels for wastewater treatment application", *Carbohydrate Polymers*, 201, pp. 264-289, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2018.08.070>
- Plackett, D. (2011). *Biopolymers: New materials for sustainable films and coatings*. New Jersey, USA: John Wiley and Sons.
- Pontius, F. W. (2016). Chitosan as a Drinking Water Treatment Coagulant. *American Journal of Civil Engineering*, 4(5), 205-215. <https://doi.org/10.11648/j.ajce.20160405.1>
- Renault, F., Sancey, B., Badot, P. M. & Crini, G. (2009). Chitosan for coagulation/flocculation processes-an eco-friendly approach. *European Polymer Journal*, 45(5), 1337-1348. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2008.12.027>
- Rinaudo, M. (2006). Chitin and chitosan: properties and applications. *Progress in Polymer Science*, 31(7), 603-632. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2006.06.001>
- Rodríguez, Y.J., De la Cruz Frías, G.A. López, W.E., Ricaurte, L. & Morales, M.L. (2015). Use of a natural polymer (chitosan) as a coagulant during water treatment for consumption. *INGENIARE, Universidad Libre-Barranquilla*, 11(19), 25-32. Recuperado de <http://ojsinvestigacion.unilibrebaq.edu.co/ojsinvestigacion/index.php/ingeniare/article/view/698>
- Roussy, J., Chastellan, P., Van Vooren, M., Guibal, E. (2005). Treatment of ink-containing wastewater by coagulation/flocculation using biopolymers. *Water SA*, 31(3), 369-376. <https://doi.org/10.4314/wsa.v31i3.5208>.
- Sekine, M., Takeshita, A., Oda, N., Ukita, M., Imai, T. & Higuchi, T. (2006). On-site treatment of turbid river water using chitosan, a natural organic polymer coagulant. *Water Science and Technology*, 53(2), 155-161. <https://doi.org/10.2166/wst.2006.049>.
- Sharma, B.R., Dhuldhoya, N.C. & Merchant, U.C. (2006). Flocculants-an ecofriendly approach. *Journal of Polymers and the Environment*, 14(2), 195-202. <https://doi.org/10.1007/s10924-006-0011-x>
- Tajuddin, M. F., Al-Gheethi, A. & Mohamed, R. (2020). Optimizing of heavy metals removal from car wash wastewater by chitosan-ceramic beads using response surface methodology. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.01.085>
- Thanou, M. & Junginger, H. E. (2005). *Polysaccharides. Structural Diversity and Functional Versatility (Second ed.)*. New York: Marcel Dekker Publ.

- Thirugnanasambandham, K., Sivakumar, V., Maran, J. P., Kandasamy, S. (2014). Chitosan based grey wastewater treatment—A statistical design approach. *Carbohydrate Polymers*, 99, 593-600. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.08.058>
- Walton, J. R. (2013). Aluminum's involvement in the progression of Alzheimer's disease. *Journal of Alzheimer's Disease*, 35(1), 7-43. <https://doi.org/10.3233/JAD-121909>
- Wang, W., Yue, Q., Li, R., Song, W., Gao, B. & Shen, X. (2017). Investigating coagulation behavior of chitosan with different Al species dual-coagulants in dye wastewater treatment. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, 78, 423-430. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2017.06.052>
- Ward, R. J. S., McCrohan, C. R. & White, K. N. (2006). Influence of aqueous aluminium on the immune system of the freshwater crayfish *Pacifastacus leniusculus*. *Aquatic Toxicology*, 77(2), 222-228. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.12.006>
- Wills, B. A. & Finch, J. A. (2015). *Wills' Mineral Processing Technology (Eighth Edition)*. United Kingdom: Elsevier Ltd. Oxford.
- Xu, Y., Purton, S. & Baganz, F. (2013). Chitosan flocculation to aid the harvesting of the microalga *Chlorella sorokiniana*. *Bioresource Technology*, 129, 296-301. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.11.068>
- Yang, R., Li, H., Huang, M., Yang, H. & Li, A. (2016). A review on chitosan-based flocculants and their applications in water treatment. *Water Research*, 95, 59-89. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.02.068>
- Yang, Z., Yang, H., Jiang, Z. W., Cai, T., Li, H. J., Li, H. B., Li, A. M. & Cheng, R. S. (2013). Flocculation of both anionic and cationic dyes in aqueous solutions by the amphoteric grafting flocculant carboxymethyl chitosan-graft-polyacrylamide. *Journal of Hazardous Materials*, 254-255, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.03.053>
- Zemmouri, H., Drouiche, M., Sayeh, A., Lounici, H. & Mameri, N. (2013). Chitosan application for treatment of Beni-Amrane's water dam. *Energy Procedia*, 36, 558-564. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2013.07.064>
- Zeng, D. F. & Yuan, J. Z. (2004). Preparation and application of a new composite chitosan flocculant. *International Journal of Environment and Pollution*, 21(5), 417-424. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2004.005117>
- Zhang, C.L., Zhang, M.Y. & Chang, Q. (2013). Optimization of the preparation of mercaptoacetyl chitosan and its flocculating performance. *Advanced Materials Research*, 726-731, 1901-1907. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.726-731.1901>
- Zhang, T. T., Wang, M. M., Yang, W. B., Yang, Z., Wang, Y. P. & Gu, Z. G. (2014). Synergistic removal of copper (II) and tetracycline from water using an environmentally friendly chitosan-based flocculant. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 53(39), 14913-14920. <https://doi.org/10.1021/ie502765w>
- Zhao, F. & Sillanpää, M. (2020). Cross-linked chitosan and β -cyclodextrin as functional adsorbents. In *water treatment, Advanced Water Treatment: Adsorption* (pp. 161-264). Amsterdam, Países Bajos: Elsevier ediciones.