

LA BENTONITA COMO AGENTE CLARIFICANTE DE UN EFLUENTE INDUSTRIAL ALIMENTARIO: SU COMPARACION CON COAGULANTES QUIMICOS TRADICIONALES

Sedolfo Carrasquero*, Aura Márquez, Amelia Segovia, Gabriela Zambrano, Altamira Díaz, Gilberto Colina

Departamento de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (DISA). Facultad de Ingeniería. Universidad del Zulia.

*Autor para la correspondencia: scarrasquero@fing.luz.edu.ve

Recibido: 31-8-2019 / Aceptado: 25-7-2020 / Publicación: 31-8-2020

Editor Académico: Marynes Montiel

RESUMEN

Los efluentes industriales ocasionan graves impactos ambientales, su adecuado tratamiento y su posterior reutilización contribuye a un consumo sostenible del agua. En esta investigación se evaluó la efectividad de la bentonita (BT) como clarificante y se comparó con los coagulantes químicos tradicionales: sulfato de aluminio (SA) y cloruro férrico (CF) durante el tratamiento de los efluentes de un complejo industrial alimentario. Este estudio se llevó a cabo utilizando aguas residuales provenientes de industrias manufactureras de harina de trigo y pastas localizada en San Francisco, Venezuela. La caracterización del efluente se realizó mediante la medición de los parámetros: demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno, alcalinidad total, sólidos totales, sólidos suspendidos totales, sólidos sedimentables, color real, pH y turbidez. Los tratamientos se ejecutaron a través de corridas exploratorias con dosis que oscilaron entre 0 y 400 mg/L. El experimento se condujo con un diseño que toma muestras al azar y aplica tres tratamientos (SA, CF y BT), usando el equipo de la prueba de jarra, para reproducir las condiciones de una planta de tratamiento. Las dosis óptimas que permitieron obtener porcentajes de remoción de 98, 90 y 98% para el color y 92, 93 y 97% para la turbidez, fueron 260, 200 y 40 mg/L para el SA, CF y BT, respectivamente. Existieron diferencias significativas entre los tratamientos realizados, siendo la bentonita dosificada en húmedo la que arrojó las mayores remociones y generó un efluente que cumplió con la normativa venezolana vigente para descargas en cuerpos de agua.

Palabras clave: tratamiento fisicoquímico, aguas residuales industriales, bentonita, cloruro férrico, sulfato de aluminio.

BENTONITE AS CLARIFIER AGENT OF A FOOD INDUSTRIAL EFFLUENT: ITS COMPARISON WITH TRADITIONAL CHEMICAL COAGULANTS

ABSTRACT

Industrial effluents cause serious environmental impacts, proper treatment and subsequent reuse for multiple uses contributes to sustainable water consumption, which is why it is necessary to apply treatments to improve the conditions of the effluent. The effectiveness of bentonite (BT) as a clarifying agent was evaluated and compared with chemical coagulants: aluminum sulfate (AS) and ferric chloride (FC) by a physicochemical treatment of coagulation-flocculation in effluents of a food industrial complex. This study was carried out using wastewater from a manufacturing industrial complex of wheat flour and pastas. Wastewater characterization was performed by measuring the parameters: biochemical oxygen demand (BOD_{5,20}), chemical oxygen demand (COD), total alkalinity, total solids (TS), total suspended solids



(TSS), settleable solids (SS), true colour, pH and turbidity. The treatments were carried out by conducting exploratory runs with doses of coagulants ranging between 0 and 300 mg/L. The experiment was conducted by using a completely randomized design with a total of three treatments (SA, CF y BT) and the jar test equipment, which reproduces the treatment plant conditions. Optimal doses obtained for the clarifying agents were 260, 200, and 40 mg/L, for a removal of 98, 90, and 98% for colour and 92, 93, and 97% for turbidity, respectively. There were significant differences between the treatments performed, being the wet bentonite the one that produced the highest elimination percentages. The effluent quality obtained from the treatments fulfilled the Venezuelan standards for discharge in water bodies.

Keywords: physicochemical treatment, coagulation, industrial wastewater, effluent, bentonite, ferric chloride, aluminum sulfate

BENTONITE COMO AGENTE DE CLAREAMENTO DE UM EFLUENTE INDUSTRIAL DE ALIMENTOS: SUA COMPARAÇÃO COM COAGULANTES QUÍMICOS TRADICIONAIS

RESUMO

Os efluentes industriais causam sérios impactos ambientais, o tratamento adequado e a reutilização subsequente para usos múltiplos contribuem para o consumo sustentável de água. Nesta pesquisa, a eficácia da bentonita (BT) como clarificante foi avaliada e comparada com coagulantes químicos tradicionais: sulfato de alumínio (SA) e cloreto férrico (CF) durante o tratamento de efluentes de um complexo industrial de alimentos. Este estudo foi efetuado utilizando águas residuais das indústrias de farinha de trigo e massas localizado em San Francisco, Venezuela. A caracterização da água residual foi realizada através da medição dos parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, alcalinidade total, sólidos totais, sólidos totais em suspensão, sólidos sedimentáveis, cor real, pH e turbidez. Os tratamentos foram feitos por meio de execuções exploratórias com doses variando de 0 a 400 mg/L. O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, com um total de três tratamentos (SA, CF e BT), utilizando o equipamento de teste em jar, que reproduz as condições de uma estação de tratamento. As doses ótimas que permitiram obter porcentagens de remoção de 98, 90 e 98% para cor e 92, 93 e 97% para turbidez, foram 260, 200 e 40 mg / L para SA, CF e BT, respectivamente. Houve diferenças significativas entre os tratamentos realizados, sendo a bentonita úmida a que produziu as maiores porcentagens de remoção e gerou um efluente que atendeu às normas venezuelanas em vigor para descargas em corpos d'água.

Palavras-chave: tratamento físico-químico, efluentes industriais, bentonita, cloreto férrico, sulfato de alumínio.

Citación sugerida: Carrasquero, S., Márquez, A., Segovia, A., Zambrano, G., Díaz, A., Colina, G. (2020). La bentonita como agente clarificante de un efluente industrial alimentario: su comparación con coagulantes químicos tradicionales. *Revista Bases de la Ciencia*, 5(2), 11-31. DOI: 10.33936/rev_bas_de_la_ciencia.v5i2.1978 Recuperado de: <https://revistas.utm.edu.ec/index.php/Basedelaciencia/article/view/1978>

Orcid IDs:

Ph.D. Sedolfo Carrasquero: <https://orcid.org/0000-0002-4725-963X>

MSc. Aura Márquez: <https://orcid.org/0000-0001-8796-5857>

Ing. Amelia Segovia: <https://orcid.org/0000-0001-7931-0690>

Ing. Gabriela Zambrano: <https://orcid.org/0000-0001-8326-2417>

Ph.D. Altamira Díaz: <https://orcid.org/0000-0001-7013-5267>

Ph.D. Gilberto Colina: <https://orcid.org/0000-0002-6623-0760>

Ph.D. Marynes Montiel: <https://orcid.org/0000-0002-6249-0362>

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales industriales ocasionan graves impactos ambientales debido a que contienen materia orgánica y nutrientes que provocan la eutrofización y reducción del oxígeno disuelto en los cuerpos de agua. También contienen sólidos suspendidos que aumentan la turbidez, compuestos orgánicos e inorgánicos que producen toxicidad y microorganismos patógenos que provocan episodios de enfermedades hídricas (Mihelcic y Zimmerman, 2012). Una cantidad excesiva de sólidos es peligrosa para los peces y otras formas de vida acuática por la obstrucción de los órganos respiratorios (branquias), reducción de la intensidad de la radiación luminosa y modificación de las cadenas alimenticias (Ramos, Sepúlveda y Villalobos, 20003).

En Venezuela, la mayoría de los vertidos de aguas residuales, tanto domésticos como industriales, no son sometidos a ningún tratamiento de depuración, sino que simplemente se descargan al sistema de drenaje municipal y en los cuerpos de aguas, dejando que estos sistemas, con mayor o menor eficacia, degraden los desechos de forma natural (Carrasquero, Rodríguez, Bernal y Díaz, 2018; Palmero *et al.*, 2009;). Según fuentes oficiales, sólo el 14,4% de las fuentes emisoras de efluentes industriales poseen sistemas de tratamiento (PNUMA-MPPPA-IFLA, 2010).

Las aguas residuales procedentes de las industrias procesadoras de harina se caracterizan por presentar concentraciones de sólidos totales y materia orgánica que sobrepasan los límites establecidos por la normativa venezolana para la descarga en cuerpos de agua contemplados en el Decreto 883 (Carrasquero, Cordero, Mas y Rubi y Vargas, 2015a; Gaceta Oficial, 1995). El adecuado tratamiento de aguas residuales industriales y su posterior uso contribuye a un consumo sostenible del agua y a la regeneración ambiental del dominio público hidráulico, marítimo y de los ecosistemas (Fernández *et al.*, 2006).

En la depuración de aguas residuales industriales es habitual someter éstas a un tratamiento fisicoquímico previo a su descarga hacia la red de alcantarillado o los cuerpos de aguas receptores (ríos, pantanos y mares), siendo el más utilizado la coagulación-floculación. Este tipo de tratamiento presenta grandes ventajas como una menor sensibilidad a las variaciones tanto de caudal como de composición, gran flexibilidad en el diseño de la planta y posibilidad de adaptación según las características del vertido (Aguilar, Sáez, Llorens y Solar, 2002; Metcalf y Eddy, 2003).

Los coagulantes comúnmente utilizados son las sales de aluminio, hierro, calcio y los polímeros. El sulfato de aluminio y el cloruro férrico son coagulantes utilizados en el tratamiento de aguas residuales industriales, por su bajo costo, fácil manejo, preparación y aplicación debido a su capacidad de convertir material coloidal en agregados fácilmente sedimentables (Barghava, 2016; Güvenç y Güvenç, 2020; Li, Wu, Du, Zhong y Yang, 2020; Orescanin, Kollar, Nad, Lourencie y Mikulic, 2012).

De igual manera, la bentonita es una arcilla natural que posee excelentes propiedades coloidales, es de bajo costo y ampliamente utilizada en los procesos de coagulación en aguas residuales para producir un flóculo más compacto con mayor velocidad de sedimentación (Awad, Li y Hongtao, 2013).

El objetivo de la investigación fue evaluar la efectividad de la bentonita, dosificada en seco y húmedo, como agente clarificante en el tratamiento de efluentes generados en un complejo industrial alimentario, comparando su efectividad con químicos tradicionales como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Origen y caracterización del agua residual

El agua residual industrial proviene de un complejo industrial alimentario ubicado en el municipio San Francisco, Estado Zulia, Venezuela. El complejo se dedica a la producción y distribución de harina de trigo y pastas para consumo familiar e industrial. La captación del efluente se realizó usando el método 1060: Recolección de muestras y preservación (APHA, 2005), a través de un muestreo aleatorio simple de manera manual, tomando el agua residual en la tanquilla de descarga en recipientes de polietileno de alta densidad, limpios con capacidad de 25 L. La **Tabla 1** muestra las características fisicoquímicas que se midieron en el efluente industrial.

2.2. Montaje y operación del tratamiento fisicoquímico

Se utilizó como clarificante la arcilla bentonita (Montmorillonita sódica, Arcicol, Colombia). Se comparó la efectividad de la arcilla con productos comerciales de fácil adquisición, sulfato de aluminio (Scharlau, España) y cloruro férrico (Riedel-de Haën, Alemania). Se realizaron diferentes pruebas de jarra exploratorias para determinar las dosis de bentonita, sulfato de aluminio y cloruro férrico que permitieron generar el efluente con mejores características. Las pruebas se realizaron en el agua residual industrial cruda y en el agua residual con una sedimentación previa de 30 minutos. De igual manera, se realizaron sin ajustar el pH original del efluente industrial (Carrasquero, Terán, Mas y Rubí, Colina y Díaz, 2015b).

La prueba de jarra se realizó en un equipo con un agitador múltiple de velocidad variable (Phipps y Bird Inc, Modelo No. 300), el que creó turbulencia simultánea en seis vasos de precipitado reproduciendo de esta forma, las condiciones de coagulación-floculación que se producen en una planta de tratamiento de aguas a escala de laboratorio. Se agregaron 300 mL de agua residual a cada vaso de precipitado, se tomó uno de ellos como patrón y se agregaron dosis variables. Las condiciones

de operación de la prueba de jarra fueron un (1) minuto de mezcla rápida a 100 rpm, veinte minutos de mezcla lenta a 40 rpm, y 30 minutos de sedimentación.

Tabla 1. Parámetros físico-químicos medidos en la caracterización del efluente industrial

Parámetros	Código SM*	Método de análisis
pH	4500-H ⁺	Potenciométrico
DQO _T	5220-C	Digestión + Análisis Volumétrico
Turbidez	2130-B	Nefelométrico
Alcalinidad total	2320-B	Volumétrico
Dureza total	2330-C	Volumétrico
Fósforo total	4500-PC	Espectrofotométrico
Nitritos (N-NO ₂ ⁻)	4500-B	Espectrofotométrico
Nitratos (N-NO ₃ ⁻)	4500-E	Método de reducción en columna de cadmio + espectrofotométrico
Nitrógeno Kjeldahl (NTK)	4500-Norg B	Digestión + Análisis Volumétrico
Cloruros	4500-Cl-B	Volumétrico
Sólidos totales (ST)	2540-B	Gravimétrico
Sólidos sedimentables (SS)	2540-F	Gravimétrico
Color real	2120-C	Espectrofotométrico
DBO _{5,20}	5210-C	Métodos de las diluciones

*SM: Standard methods (APHA, 2005).

2.3. Montaje y operación del tratamiento fisicoquímico

Al finalizar la fase de sedimentación, se captó una muestra del sobrenadante en un punto situado aproximadamente 2 cm por debajo de la parte superior del nivel de líquido de cada vaso de precipitado con la finalidad de determinar la dosis óptima para cada coagulante y posteriormente determinar los parámetros fisicoquímicos DQO, color, turbidez, sólidos totales y pH, de acuerdo al método estándar (APHA, 2005). Para la selección de la dosis óptima de cada coagulante se utilizaron los siguientes criterios: máximo porcentaje de remoción de turbidez y color, cantidad mínima de dosis a usar, y verificación de remoción de DQO y sólidos totales (Carrasquero *et al.*, 2015a).

2.4. Preparación de las soluciones madres

2.4.1. Sulfato de aluminio (SA) y cloruro férrico (CF)

El tratamiento se llevó a cabo mediante la realización de corridas exploratorias que permitieron conocer la dosis óptima definitiva. Las dosis utilizadas para estos coagulantes fueron agregadas con volúmenes progresivos aumentándolas en múltiplos de 20 mg/L y variaron en un rango de 0-420 mg/L (Carrasquero *et al.*, 2014; Carrasquero *et al.*, 2015a). La concentración de la solución madre a partir de la cual fueron agregadas las dosis fue de 10.000 mg/L.

2.4.2. Bentonita (BT)

La bentonita se dosificó en seco y en húmedo. Para la dosificación en seco, se agregó la dosis de la arcilla directamente al agua residual, mientras que para la dosificación en húmedo se preparó una suspensión agregando 10 gramos de bentonita en 1 L de agua y agitando por 24 horas, de acuerdo con lo sugerido por Gidde, Bhalerao y Yawale (2008). A partir de esta solución se aplicaron las dosis evaluadas. Las dosis aleatorias utilizadas se agregaron con volúmenes progresivos, aumentándolas en múltiplos de 20 mg/L y variaron de 0 a 320 mg/L.

2.5. Diseño Experimental

Los resultados de los parámetros fisicoquímicos medidos se expresaron utilizando estadística descriptiva, señalando los valores de tendencia central (media) y su dispersión (desviación estándar). El experimento se condujo mediante un diseño completamente al azar, con un total de tres tratamientos (SA, CF y BT) con tres repeticiones cada uno. Los resultados de las remociones de las variables: color, turbidez, ST y DQO de las mejores pruebas obtenidas, se compararon mediante un análisis de varianza y separación de medias a través de la prueba de Tukey, utilizando el programa estadístico SPSS versión 20.0

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Caracterización del efluente industrial

La caracterización fisicoquímica del efluente industrial se presenta en la **Tabla 2**, así como también los límites establecidos por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua contemplados en la Gaceta Oficial (1995). En esta tabla se muestra el valor medio de cada uno de los parámetros fisicoquímicos medidos y su dispersión expresada a través de la desviación estándar.

El efluente proveniente del complejo industrial alimenticio se caracterizó por presentar un pH promedio de 6,14 unidades. Dicho valor es similar al reportado por Banuraman y Meikandaan (2013), Benredjem, Delimi y Boudiba (2012), Carrasquero et al. (2015a), Hazourli, Ziati, Parmar y Upadhyay (2013) y Shabe, Salah y Janbi (2011), quienes efectuaron con éxito un tratamiento fisicoquímico de coagulación – floculación en aguas residuales industriales con valores de pH que oscilaron entre 6,00 y 6,90 unidades. Este parámetro se mantuvo dentro del rango impuesto por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua (Gaceta Oficial, 1995).

Con respecto a la alcalinidad total, el efluente industrial presentó una concentración promedio de 111 mgCaCO₃/L. Carrasquero *et al.* (2015a) reportaron durante la caracterización de efluentes de una industria procesadora de harina valores que oscilaron entre 140 y 210 mg CaCO₃/L, clasificándose el efluente como un agua residual de baja capacidad amortiguadora (De Sousa, Correia y Colmenares, 2010).

Tabla 2. Características del efluente del complejo industrial alimenticio

Parámetros	Unidad de expresión	Valor (media ± DE)	Límites establecidos por la norma venezolana de descarga a cuerpos de agua
Color real	UC Pt-Co	110 ± 5	500
Turbidez	UNT	117 ± 24	---
pH	-----	6,14 ± 0,03	6 – 9
Alcalinidad total	mgCaCO ₃ /L	111 ± 29	----
Dureza total	mgCaCO ₃ /L	19±3	----
Sólidos totales	mg/L	1317 ± 63	----
Sólidos sedimentables	mL/L	3,2 ±0,5	1
Nitrógeno total	mg/L	6,73 ± 0,95	40
Nitritos	mg/L	ND	10
Nitratos	mg/L	ND	10
Nitrógeno total Kjeldahl	mg/L	6,73 ± 0,95	----
Fósforo total	mg/L	1,24 ± 0,04	10
DBO _{5,20}	mg/L	149 ± 35	60
DQO _T	mg/L	454±60	350
Cloruros	mg/L	25 ±1	1000
DBO _{5,20} /DQO _T	-----	0,29 + 0,01	-----
DQO/NT/PT	-----	100/0,48/0,27	-----

DE: desviación estándar; número de mediciones realizadas: 5. ND: No detectable. Límite de detección: 1 mg/L. UC Pt-Co: Unidades de color platino cobalto. UNT: unidades nefelométricas de turbidez.

La concentración promedio de sólidos totales en el efluente industrial fue de 1317 mg/L. Dicho valor se encuentra cercano al reportado por Carrasquero *et al.* (2014), quienes obtuvieron una concentración de sólidos totales de 1740 mg/L en efluentes de una planta productora de harina de trigo. Por otro lado, los valores obtenidos en la caracterización de sólidos sedimentables oscilaron entre 2,7 y 3,7 mL/L, valores que exceden el límite establecido por la normativa venezolana donde indica que un máximo de 1,0 mL/L (Gaceta Oficial, 1995).

La concentración de materia orgánica medida como demanda química de oxígeno (DQO) que se obtuvo para el efluente del complejo industrial alimenticio fue de 454 mg/L. Carrasquero *et al.* (2014) reportaron un valor promedio de DQO de 745 mg/L durante el tratamiento de efluentes de una industria procesadora de harina mediante coagulación – floculación. Se obtuvo que el valor de DQO excede el límite establecido por la normativa venezolana para la descarga a cuerpos de agua. Los valores promedios de DQO obtenidos pudieran estar asociados a compuestos surfactantes (detergentes) utilizados durante el lavado de las unidades de la planta. Con respecto a la concentración promedio de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_{5,20}), el valor promedio obtenido fue de 149 mg/L, valor que excede el límite máximo para descarga en cuerpos de aguas (Gaceta Oficial, 1995).

La relación entre DBO_{5,20}/DQO_T del efluente industrial fue de 0,29; indicando que los tratamientos biológicos no son la mejor opción para el tratamiento de estos efluentes, puesto que se ha reportado que esta relación debería ser superior a 0,5 para lograr una fácil degradación de la materia orgánica

por los microorganismos. Si la relación es menor a 0,2, los vertidos se consideran de naturaleza inorgánica, poco biodegradables, siendo en este caso conveniente utilizar tratamientos fisicoquímicos (INESCOP, 2008)

El efluente industrial presentó bajas concentraciones de cloruros y dureza total, debido a que las concentraciones promedio fueron de 25 mg/L y 19 mgCaCO₃/L, respectivamente; lo que implica un bajo contenido en iones calcio, magnesio y cloruros. Las bajas concentraciones de cloruros y dureza total permitirían el reúso del efluente tratado para fines industriales o de riego, debido a que, por los niveles de dureza, el agua se clasificaría como blanda (Soto, 2010) y por los niveles de cloruros sería segura para utilizarse en todo tipo de cultivos.

Respecto a los parámetros físicos color y turbidez, se obtuvo un valor promedio de color real de 110 UC Pt-Co y una turbidez de 117 UNT. Esto clasificaría al efluente como un agua de turbidez alta, de acuerdo con el criterio de Bina, Mehdinejad, Nikaen y Movahedian (2009) que establece que niveles de turbidez mayores de 100 UNT son considerados elevados.

La concentración de nitrógeno total en el efluente fue de 6,73 mg/L. Los efluentes provenientes del sector alimenticio se caracterizan por contener bajo contenido de nitrógeno. Carrasquero *et al.* (2015a) reportaron 7,41 mg/L de nitrógeno total (NT) durante el tratamiento de efluentes de una industria procesadora de harina. La concentración promedio de nitrógeno total se encontró dentro de lo establecido por la normativa venezolana (Gaceta Oficial, 1995).

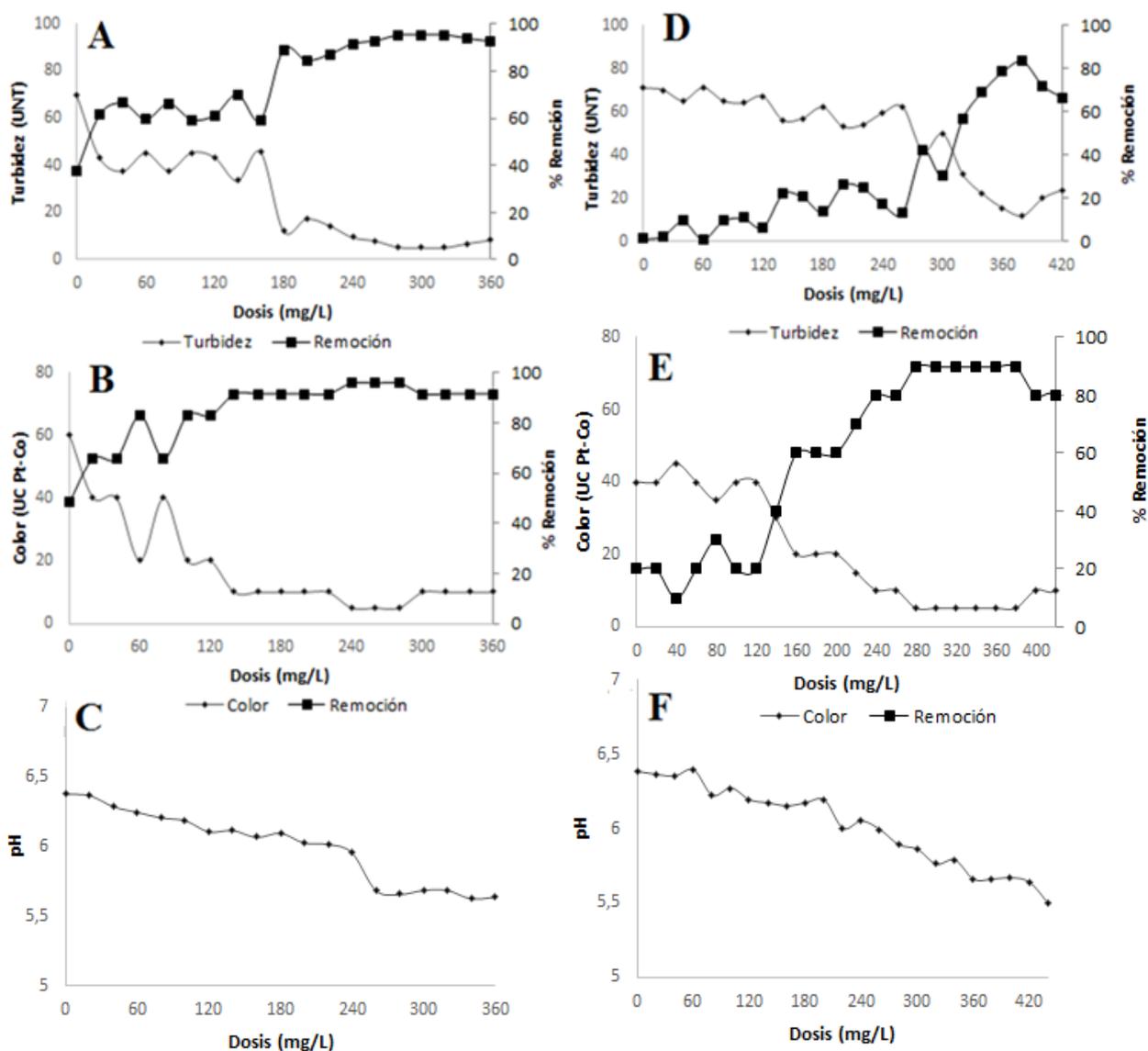
El fósforo total en el efluente fue de 1,24 mg/L, valor que se encuentra dentro el rango establecido por la normativa venezolana (Gaceta Oficial, 1995). El fósforo se encuentra en las aguas residuales en forma de fosfatos y proviene principalmente de la materia orgánica, de los detergentes sintéticos, de los productos de limpieza, de las diferentes actividades industriales. Los efluentes de industrias procesadoras de harina son pobres en nitrógeno y en fósforo (Carrasquero *et al.*, 2014; Carrasquero *et al.*, 2015a).

De la caracterización fisicoquímica realizada, se obtiene que los parámetros DQO, DBO y SS no cumplieron los niveles máximos permisibles según la normativa venezolana para descarga a cuerpos de agua, por lo que el efluente industrial debe ser sometido a un tratamiento mediante el cual se puedan reducir los niveles de estos parámetros, y poder así llevar a cabo su descarga, disminuyendo los efectos que puedan tener sobre el cuerpo de agua receptor.

3.2. Tratamiento fisicoquímico de coagulación – floculación.

3.2.1. Tratamiento con sulfato de aluminio.

En la **Figura 1A** y **1D** se muestran los valores de turbidez residual y los porcentajes de remoción de turbidez correspondientes a cada una de las dosis aplicadas de sulfato de aluminio en el agua residual cruda y con una sedimentación previa, respectivamente. Se obtuvo que a medida que se aumentó la dosis de sulfato de aluminio, disminuyó la turbidez residual, aumentando el porcentaje de remoción de turbidez hasta un valor máximo de 95,4%, cuando se utilizó una dosis de 300 mg/L para el caso del agua residual cruda (**Figura 1A**).



Co= 110 UC Pt-Co. To= 112 UNT pHo= 6,14. Co= Color inicial. To = Turbidez inicial. pHo= pH inicial.

Figura 1. Variación de la turbidez, color y pH para las diferentes dosis de sulfato de aluminio en el agua residual cruda (A, B, C) y previamente sedimentada (D, E, F)

Para el agua previamente sedimentada (**Figura 1D**) se obtuvieron residuales de turbidez que oscilaron entre 12,0 y 71,0 NTU, con porcentajes de remoción comprendidos entre 1,3 y 83,3%. La dosis que permitió obtener el valor más bajo de turbidez (12 UNT) fue 380 mg/L. Se observó que la eficiencia de remoción de turbidez fue mayor a medida que se incrementaba la dosis de coagulante, fenómeno

que también fue reportado por Lanciné *et al.* (2008). De igual forma, este comportamiento también fue reportado por Carrasquero *et al.* (2015a) tratando aguas residuales de una planta productora de harina, obteniendo un porcentaje máximo de remoción de 98,4%, con una turbidez residual de 2,5 UNT para una dosis óptima de 160 mg/L.

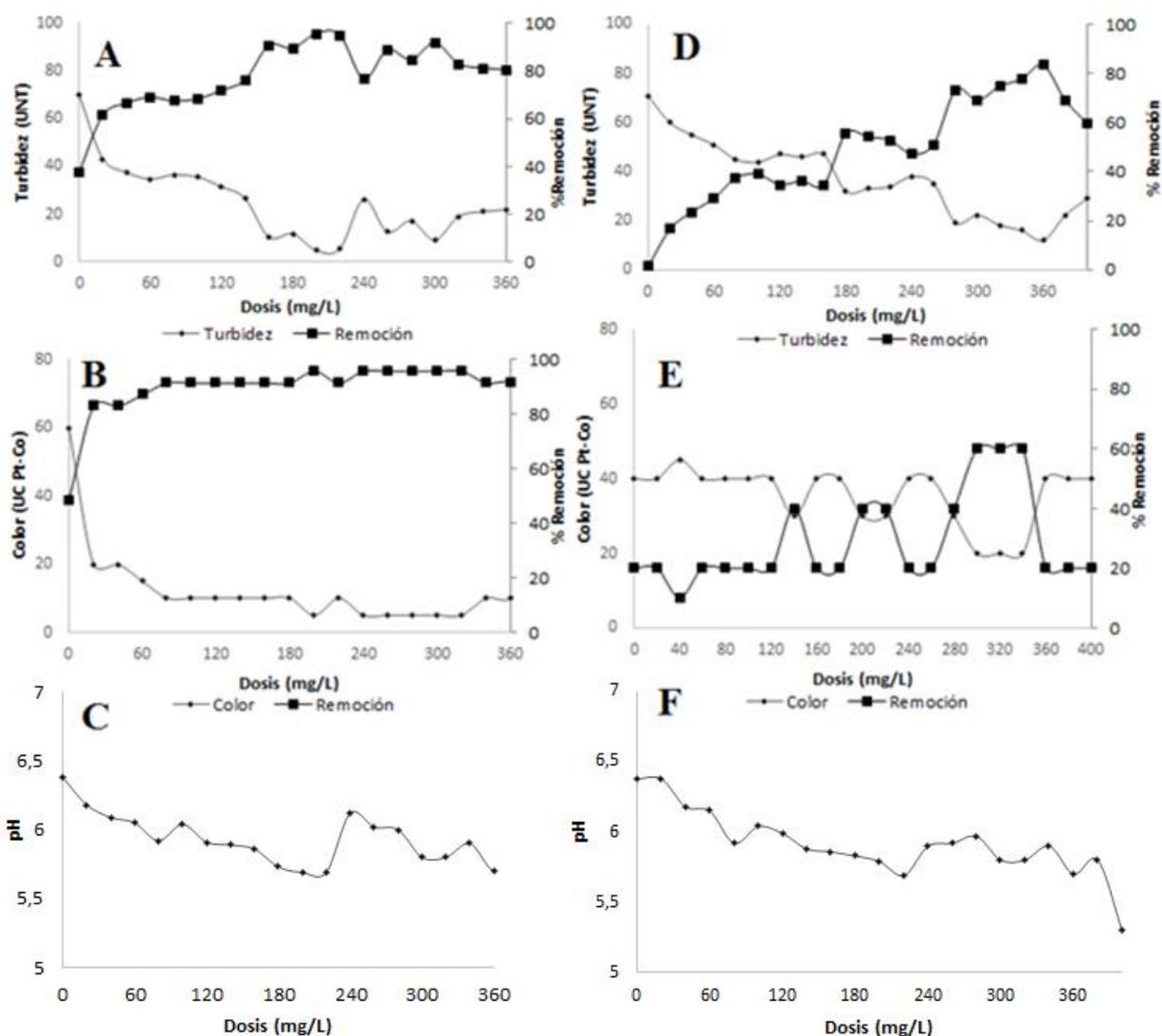
En la **Figura 1B y 1E** se muestran valores de color residual y los porcentajes de remoción de color correspondiente a cada una de las dosis aplicadas del sulfato de aluminio. Cuando se aplicaron dosis entre 240 y 280 mg/L en el agua residual cruda sin sedimentación previa se produjeron los menores valores de color residual de 5 UC Pt-Co y los mayores porcentajes de remoción de 95,7%. En el agua residual con sedimentación previa, se registraron valores residuales de color entre 5,0 y 45,0 UC Pt-Co, alcanzándose los mayores porcentajes de remoción (90%) con dosis entre 280 y 380 mg/L.

El pH en el tratamiento fisicoquímico del agua cruda y con sedimentación previa tuvo una marcada tendencia a disminuir a medida que se aumentó la dosis de sulfato de aluminio. La disminución de pH puede atribuirse a que el efluente no presentó suficiente alcalinidad para neutralizar los ácidos generados. Carrasquero, González, Díaz y Colina (2019), también reportaron una disminución en los valores de pH en las aguas del efluente de una planta de sacrificio de cerdos, en la cual el pH del agua residual varió de 7,75 a 6,46 unidades. Baltazar y Caprari (2004) indicaron que los incrementos en las concentraciones de sulfato de aluminio provocan una disminución en los valores de pH debido a la formación de productos de hidrólisis con carga positiva como $\text{Al}(\text{OH})^{+2}$ y $\text{Al}_8(\text{OH})_{20}^{+4}$, los cuales se adsorben sobre las partículas cargadas negativamente reduciendo la carga y cambiando su signo.

3.2.2. Tratamiento con cloruro férrico.

En las **Figuras 2A y 2B** se observa que los valores residuales de turbidez oscilaron entre 4,80 y 70 UNT y los de color entre 5 y 60 UC Pt-Co, con porcentajes de remoción de turbidez que se encontraron entre 37,5 y 95,7 %, y de color entre 48,7 y 95,7%. El mayor porcentaje de remoción de turbidez se obtuvo cuando la dosis de cloruro férrico, osciló entre 200 y 220 mg/L, obteniéndose una máxima remoción de 95,7%. Se observó que la solución coagulante de cloruro férrico produjo un aumento de la turbidez cuando se utilizó una dosis de 240 mg/L, esto puede deberse a una sobredosificación de coagulante que ocasionó la reinversión del flóculo, lo que consiste en la regeneración del coloide y en consecuencia no se produce una buena coagulación (Arboleda, 2000; Carrasquero, Suárez, López, Marín y Díaz, 2017).

Los resultados obtenidos se asemejan a los reportados por Altaher y Alghamdi (2011) quienes alcanzaron una remoción de turbidez de 97% y una dosis de 200 mg/L durante el tratamiento de aguas residuales industriales. Las diferencias obtenidas en la dosis del coagulante pueden deberse a las diferencias entre los niveles de turbidez inicial de los efluentes tratados.



Co= 110 UC Pt-Co. To= 112 UNT pHo= 6,14. Co= Color inicial. To = Turbidez inicial pHo= pH inicial.

Figura 2. Variación de la turbidez, color y pH para las diferentes dosis de cloruro férrico en el agua residual cruda (A, B, C) y previamente sedimentada (D, E, F)

Para el efluente industrial sedimentado, como operación unitaria anterior al proceso de coagulación-floculación, se obtuvieron valores residuales que oscilaron entre 12,0 y 70,9 UNT para la turbidez y entre 20 y 40 UC Pt-Co para el color, con porcentajes de remoción de color entre 10,0 y 60,0% (**Figura 2D y 2E**), mientras que para la remoción de turbidez los porcentajes de remoción obtenidos se encontraron en un rango comprendido entre 1,4 y 77,7%.

Se observó una disminución del pH con respecto a las dosis aplicadas de cloruro férrico. Esta disminución también fue reportada por Laines, Goñi, Adams y Camacho (2008) utilizando cloruro férrico como coagulante en el tratamiento fisicoquímico de efluentes del lavado de vehículos y de lixiviados de un relleno sanitario. El pH es un parámetro importante en el proceso de coagulación ya que controla las especies de hidrólisis (Andía, 2000). Cuando se añade un coagulante (sal férrica) al agua, se forman una serie de especies de hidrólisis solubles con carga positiva, que tienden a disminuir el pH del agua. Las especies de hidrólisis cargadas positivamente absorben de la superficie partículas

coloidales y las desestabilizan, este mecanismo se llama neutralización de la carga. Los bajos potenciales de hidrógeno obtenidos luego del tratamiento con cloruro férrico pueden ser atribuidos a que el ion férrico (Fe^{3+}) es un ion ácido de Lewis, que reaccionando con los iones (OH^-) presentes en la solución acuosa producen $\text{Fe}(\text{OH})_3$ (Song, Williams y Edyvean, 2004).

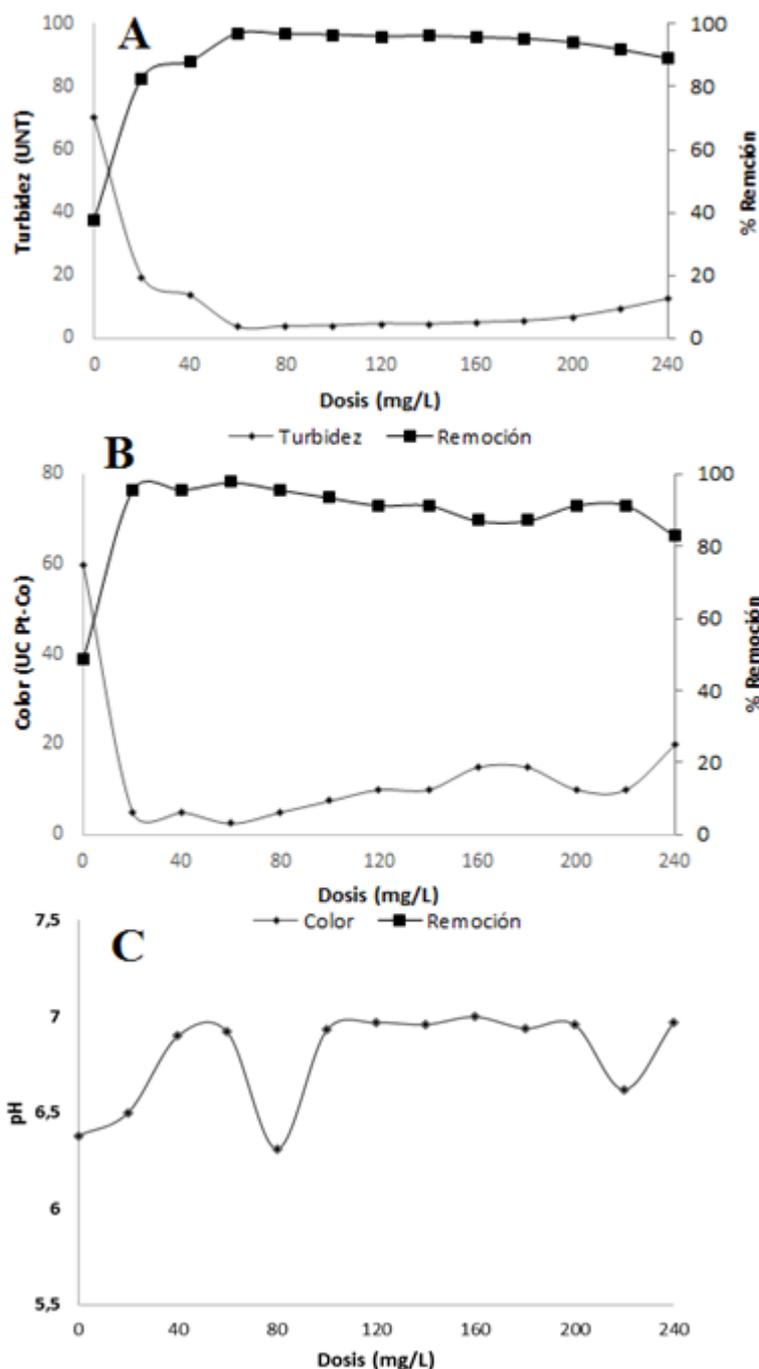
3.2.3. Tratamiento con bentonita

El tratamiento con bentonita se realizó con dosificación en húmedo y en seco en el agua residual cruda, mientras que para el agua residual sedimentada se aplicó el tipo de dosificación más eficiente de los evaluados en efluente sin sedimentación. Para la dosificación en húmedo se obtuvo que las menores concentraciones de los parámetros de control: turbidez y color se lograron cuando la dosis se encontró en el rango comprendido entre 60 y 180 mg/L, en el cual el color residual osciló entre 2,5 y 15,0 UC Pt-Co, y la turbidez entre 3,53 y 5,45 UNT. La dosis que permitió obtener los mayores porcentajes de remoción de turbidez (96,8%) y color (97,9%) fue de 60 mg/L (**Figuras 3A y 3B**).

Los valores residuales de turbidez obtenidos se encuentran dentro del rango reportado por Carrasquero *et al.* (2015a), quienes utilizaron la bentonita como coadyuvante del sulfato de aluminio durante el tratamiento de efluentes de una planta productora de harina de trigo. Estos investigadores utilizando una combinación de 80 mg/L de sulfato de aluminio y 200 mg/L de bentonita reportaron un porcentaje máximo de remoción de 99,4%, con un valor residual de 1,4 UNT, lo que demuestra la efectividad de la arcilla usado como químico primario o como coadyuvante.

En la **Figura 3B** se observa la variación del color en función de la dosis de bentonita, se obtuvo que el mayor porcentaje de remoción de color fue de 97,5% para las dosis de 20 y 60 mg/L. Dosis superiores a 60 mg/L ocasionaron un aumento en el color residual de 2,5 a 10 UC Pt-Co, esto puede deberse a que el exceso de clarificante no puede ser absorbido en la superficie de la partícula coloidal generando una pérdida en la eficiencia de coagulación (Andía, 2000).

Con respecto al pH, se observaron pocas variaciones del pH residual a medida que se varió la dosis de la bentonita. Husain, Saini y Javed (2013) obtuvieron poca variación del pH residual durante el tratamiento de aguas residuales textiles utilizando sulfato de aluminio más bentonita como coagulante, reportando un pH final de 6,6 unidades. Socorro, Suarez, Rincón, Díaz y Carrasquero (2016) durante el tratamiento de efluentes de una industria procesadora de harina al utilizar bentonita como coadyuvante a coagulantes químicos como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, observaron que se producía un efecto sinérgico positivo, ya que no se producían las variaciones típicas en el pH y debido a esto no había la necesidad de suministrar reactivos para ajustar el pH antes o después del proceso de coagulación.

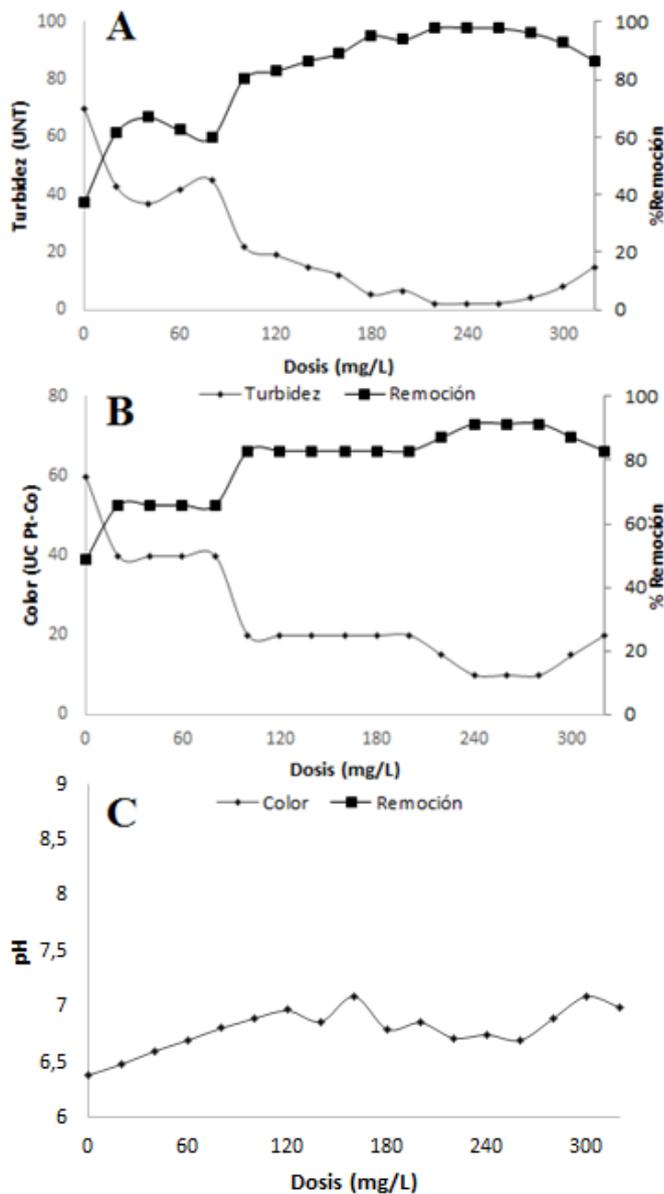


Co= 110 UC Pt-Co. To= 112 UNT pHo= 6,14. Co= Color inicial. To = Turbidez inicial. pHo= pH inicial.

Figura 3. Variación de la turbidez (A), color (B) y pH (C) para las diferentes dosis de bentonita dosificada en húmedo en el agua residual cruda

Los resultados para la dosificación en seco se presentan en la **Figura 4**. Estas pruebas se realizaron con la finalidad de determinar la existencia de diferencias entre estos dos tipos de dosificaciones e identificar el más eficiente. La dosis que permitió obtener los mayores porcentajes de remoción de turbidez (98,1%) y color (87,2%) fue de 240 mg/L, cuatro veces superior a la dosis óptima cuando la bentonita se agregó en húmedo (60 mg/L). Esta diferencia puede deberse a que, durante la preparación

de la suspensión de la bentonita, la arcilla se hidrató aumentando su volumen y permitiendo en el proceso de tratamiento formar flóculos de mayor tamaño que pueden barrer físicamente las partículas coloidales.

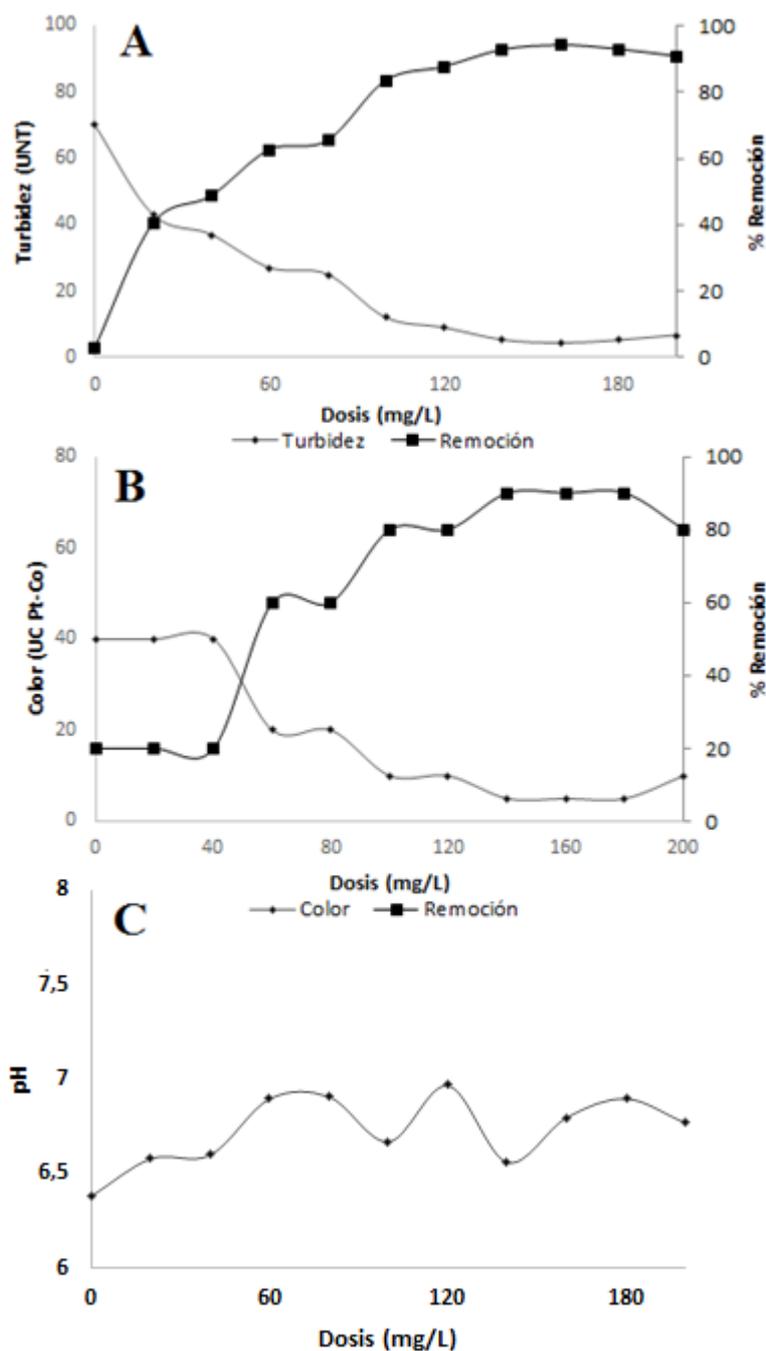


Co= 110 UC Pt-Co. To= 112 UNT pHo= 6,14. Co= Color inicial. To = Turbidez inicial. pHo= pH inicial.

Figura 4. Variación de la turbidez (A), color (B) y pH (C) para las diferentes dosis de bentonita dosificada en seco en el agua residual cruda

Las pruebas de jarra con agua residual previamente sedimentada se realizaron dosificando bentonita en húmedo, debido a que este sistema de dosificación fue más eficiente. Al igual que para los coagulantes químicos en el tratamiento con agua previamente sedimentada se obtuvieron mayores dosis de los clarificantes, la dosis óptima de bentonita fue de 160 mg/L (**Figura 5**), valor superior al obtenido en el agua sin sedimentación previa (60 mg/L). Los valores residuales oscilaron entre 5 y

40 UC Pt-Co para el color, 4,3 y 70 UNT para turbidez. Los mayores porcentajes de remoción de turbidez (92,60%) y color (90,0%) se obtuvieron para la dosis antes mencionada de 160 mg/L.



Co= 110 UC Pt-Co. To= 112 UNT pHo= 6,14. Co= Color inicial. To = Turbidez inicial. pHo= pH inicial.

Figura 5. Variación de la turbidez (A), color (B) y pH (C) para las diferentes dosis de bentonita dosificada en húmedo en el agua residual previamente sedimentada

3.3. Comparación de la efectividad de los tratamientos fisicoquímicos en la remoción de DQO, color, turbidez y sólidos totales.

Luego del proceso de coagulación-floculación y sedimentación utilizando los diferentes tipos de coagulantes, se seleccionó la dosis óptima en cada tratamiento, las cuales se muestran en la **Tabla 3**.

La dosis óptima para la bentonita, cuando se dosificó en húmedo en el agua cruda, fue de 60 mg/L, mientras que para el sulfato de aluminio y cloruro férrico fue de 280 y 200 mg/L, respectivamente, resultando la concentración del sulfato y del cloruro cinco y tres veces mayor a la de la arcilla. Se obtuvo que, de los tratamientos aplicados al efluente del complejo industrial alimenticio, el tratamiento con la bentonita dosificada en húmedo en el agua residual cruda produjo los menores valores de los parámetros físicos color, turbidez, y sólidos totales.

Tabla 3. Resumen de los tratamientos realizados con los coagulantes utilizados

Coagulantes	Tipo de agua residual	Dosis (mg/L)	Color (UC)	Turbidez (UNT)	pH	DQO (mg/L)	ST (mg/L)
Sulfato de Aluminio	Agua residual cruda	280	5 ± 0	5,3 ± 0,7	5,66±0,04	150 ± 23	980 ± 30
Cloruro Férrico		200	5 ± 0	4,8 ± 0,5	5,69±0,03	234 ± 75	916 ± 52
Bentonita en húmedo		60	5 ± 0	3,5 ± 0,8	6,92±0,12	30 ± 12	716 ± 59
Bentonita en seco	Agua residual sedimentada	240	15 ± 5	2,2 ± 0,4	6,72±0,14	174 ± 35	940± 25
Sulfato de Aluminio		380	5 ± 0	12,0± 2,4	5,66±0,09	174 ± 67	890 ± 54
Cloruro Férrico		340	20 ± 5	12,0 ± 3,5	5,70±0,12	300 ± 85	910 ± 76
Bentonita en húmedo		160	5 ± 0	5,3 ± 1,0	6,56±0,15	79 ± 19	730 ± 98

Valor ± desviación estándar, n=3, n: Número repeticiones. DQO = Demanda química de oxígeno. ST = Sólidos totales.

Con respecto al parámetro químico medido, se obtuvo que para el caso de la bentonita con una dosis óptima de 60 mg/L en el agua residual cruda se reportó una concentración de DQO residual de 30 mg/L, siendo el tratamiento que generó la menor concentración de DQO. Para el tratamiento con cloruro férrico y sulfato de aluminio, las concentraciones de DQO fueron de 150 y 234 mg/L, respectivamente. Cabe destacar que, para todos los tratamientos realizados, los valores de color, DQO y pH a la salida cumplen con lo establecido en la normativa venezolana para descargas en cuerpos de aguas (Gaceta Oficial, 1995).

En la **Tabla 4** se presentan los porcentajes de remoción de color, turbidez, DQO y sólidos totales. Del análisis estadístico realizado se observó que, al comparar el desempeño de los coagulantes individuales, el tratamiento con bentonita en solución presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) en la remoción de los parámetros fisicoquímicos: turbidez, DQO y sólidos totales.

El tratamiento con bentonita dosificada en húmedo resultó el más eficiente, esto puede deberse a los mecanismos de coagulación mediante los cuales actúan los compuestos utilizados en el efluente industrial, el cual presentó una turbidez de media a baja, de acuerdo a los resultados en la caracterización. Arboleda (2000) afirma que los coagulantes químicos inorgánicos remueven los coloides por adsorción y neutralización de cargas, mientras que la bentonita actúa por barrido.

Tabla 4. Porcentajes de remoción del tratamiento del efluente industrial

Coagulantes	Dosis (mg/L)	% Remoción de color	% Remoción de turbidez	% Remoción de DQO	% Remoción de ST
Sulfato de Aluminio	280,0	90 ± 0 ^a	75,8 ± 4,4 ^{b,c}	67,0 ± 8,5 ^b	25,6 ± 2,9 ^{b,c}
Cloruro Férrico	200,0	90 ± 0 ^a	78,1 ± 6,4 ^b	48,5 ± 6,5 ^c	30,4 ± 3,3 ^b
Bentonita en húmedo	60,0	90 ± 0 ^a	84,0 ± 3,2 ^b	93,4 ± 4,2 ^a	45,6 ± 4,1 ^a
Bentonita en seco	240,0	70 ± 0 ^b	90,0 ± 2,4 ^a	61,7 ± 2,5 ^b	28,6 ± 3,7 ^c

Nota: Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). (Valor ± desviación estándar, n=3)

La bentonita elimina las partículas coloidales que originan color, turbidez y DQO mediante un arrastre o un barrido. La bentonita al ser una arcilla que se suspende en el agua permite una producción de una masa esponjosa, denominada floc de barrido, que atrapa en su caída a los coloides y al material particulado, los que se ven forzados a decantar, incorporados dentro del precipitado que desciende (Arboleda, 2000). La coagulación por barrido no depende de la neutralización de la carga de los coloides, ya que las partículas son envueltas por los precipitados. El mecanismo de barrido permite formar flóculos de mayor tamaño y con velocidades de sedimentación relativamente altas en comparación con los que se obtienen con la coagulación por adsorción– neutralización. Cabe destacar que como las partículas coloidales pueden servir como núcleos para formar precipitados, un aumento en la concentración de partículas coloidales, que se produce con la dosificación de las arcillas como la bentonita, puede favorecer la precipitación (Barrenechea, 2004).

Según Arboleda (2000), este tipo de remoción de turbidez no es una verdadera coagulación, pero es la que se produce con mayor frecuencia cuando se utilizan arcillas como clarificantes. Además, este tipo de remoción no excluye que se produzca de manera simultánea, coagulación por puente químico o por adsorción-neutralización. En contraposición, el mecanismo que prevalece cuando se utilizan coagulantes químicos inorgánicos como el sulfato de aluminio y el cloruro férrico, es el de adsorción y neutralización de cargas, que consiste en las interacciones entre coagulante-coloide, coagulante–solvente y coloide–solvente. Cuando se añade sulfato de aluminio al agua, se forma una serie de especies solubles hidrolizadas como: Al^{3+} , $Al(OH)^{2+}$, $Al_8(OH)^{4+}_{20}$ y $Al(OH)_3$, las cuales se adhieren o forman complejos superficiales con el coloide, y lo desestabilizan, lo que permite la formación de flóculos.

Se observó que cuando se trató agua residual con sedimentación previa, se incrementaron las dosis óptimas de los químicos utilizados en el tratamiento fisicoquímico del efluente industrial del complejo industrial alimentario. Esto se debe a que la turbidez del agua residual disminuye. Cabe destacar que cuando la cantidad de coloides presente en el agua es baja, la distancia entre ellos es grande y por lo

tanto, es menor la fuerza de atracción, la energía requerida para su desestabilización es mayor, así como también el tiempo de reacción y la cantidad de coagulante (Barrenechea, 2004).

Para lograr eficiencias de remoción superiores al 50% en aguas de baja turbidez, deben agregarse dosis de coagulante químico suficientemente altas para que se forme rápidamente un precipitado gelatinoso, el cual físicamente arrastra de la suspensión a las partículas coloidales y pueda llevarse a cabo una coagulación por barrido. Los resultados de remoción obtenidos para la DQO son similares a los reportados en algunas investigaciones, lo cual confirma la efectividad de la arcilla del tipo bentonita en la depuración de aguas residuales. Syafalni, Abdullah, Abustan y Mohd (2013) concluyeron que la bentonita puede ser un buen clarificante en el tratamiento de efluentes domésticos, registrando un 75% de eliminación con una dosis de 400 mg/L. En este sentido, Carrasquero *et al.* (2015a) combinaron la bentonita con sulfato de aluminio durante el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de harina, obteniendo un porcentaje de remoción promedio de 62,6% de DQO, mientras que Molano e Iannacone (2018) utilizando sólo sulfato de aluminio en un efluente alimentario obtuvieron 63,07% con una dosis de 255 mg/L.

En la **Tabla 5** se presentan los porcentajes de remoción de color, turbidez, DQO y sólidos totales para el efluente industrial después de aplicar un proceso de sedimentación previa. El análisis estadístico realizado mostró que el tratamiento con bentonita presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) en la remoción de los parámetros fisicoquímicos (turbidez, DQO y sólidos totales).

Tabla 5. Porcentajes de remoción del tratamiento del efluente industrial con una sedimentación previa

Coagulantes	Dosis (mg/L)	% Remoción de color	% Remoción de turbidez	% Remoción de DQO	% Remoción de ST
Sulfato de Aluminio	380,0	90 ± 0 ^a	45,2 ± 4,5 ^b	61,7 ± 4,7 ^b	32,4 ± 2,7 ^b
Cloruro Férrico	340,0	60 ± 0 ^b	45,2 ± 2,3 ^b	33,9 ± 5,2 ^c	30,9 ± 5,1 ^b
Bentonita en húmedo	160,0	90 ± 0 ^a	75,8 ± 4,5 ^a	82,6 ± 4,9 ^a	44,6 ± 2,1 ^a

Nota: Letras diferentes en la misma fila indican diferencias significativas según la prueba de Tukey ($p \leq 0,05$). (Valor ± desviación estándar, n=3)

4. CONCLUSIONES

La caracterización fisicoquímica del agua residual del complejo industrial alimenticio estudiado arrojó que ésta no cumple con la normativa venezolana ambiental vigente para descarga a cuerpos de agua en referencia a los parámetros fisicoquímicos DQO, DBO_{5,20}, y sólidos sedimentables, superando las concentraciones de 350, 60 y 1600 mg/L, respectivamente.

El tratamiento con bentonita en solución presentó diferencias significativas respecto a los coagulantes cloruro férrico y sulfato de aluminio en la remoción de los parámetros fisicoquímicos turbidez, DQO

y sólidos totales, generando una remoción de color de 97,5%, de turbidez de 97,0 %, DQO de 93,0% y de sólidos totales de 45,6%.

La arcilla bentonita puede ser utilizada durante la clarificación de aguas residuales de la industria alimentaria, debido a que la calidad del efluente luego del tratamiento cumple con la normativa venezolana vigente para descarga en cuerpos de agua.

5. REFERENCIAS

- Altaher, H., & Alghamdi, A. (2011). Enhancement of Quality of Secondary Industrial Wastewater Effluent by Coagulation Process. *Journal of Environmental Protection*, 2 (9), 1250-1256. <https://doi.org/10.4236/jep.2011.29144>
- APHA (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st edition. American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA. 1714 pp.
- Andía, Y. (2000). *Tratamiento de agua: coagulación y floculación*. Documento técnico. Planta de Tratamiento de Agua Sedapal, Lima. Recuperado de: http://www.sedapal.com.pe/c/document_library/get_file?uuid=2792d3e3-59b7-4b9e-ae55-56209841d9b8&groupId=10154
- Aguilar, M., Sáez, J., Llórens, M., Soler, A., & Ortuño, J. (2002). Tratamiento físico-químico de aguas residuales. Coagulación-Floculación. Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones. 151 p.
- Arboleda, J. (2000). *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Tomo I. Editorial McGraw-Hill. Bogotá, Colombia. 1.155 p.
- Awad, M., Li, F., & Hongtao, W. (2013). Application of natural clays and polyaluminium chloride (PAC) for wastewater treatment. *College of Environmental Sciences and Engineering*, 15 (2), 287-291. Recuperado de: https://www.arpapress.com/Volumes/Vol15Issue2/IJRRAS_15_2_19.pdf
- Baltazar, J., & Caprari, J. (2004). Efectividad del sulfato de aluminio, sulfato ferroso y polielectrolito catiónico sobre el tratamiento de efluentes de plantas de pintura. *Ingeniería, sanitaria y ambiental* (74): 76-81.
- Banuraman, S., & Meikandaan, T. (2013). Treatability study of tannery effluent by enhanced primary treatment. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(1), 119-122. Recuperado de http://www.ijmer.com/papers/Vol3_Issue1/AT31119122.pdf
- Barghava, A. (2016). Physico-chemical waste water treatment technologies: An overview. *International Journal of Scientific, Research and Education*, 4(5), 5308-5319. <https://dx.doi.org/10.18535/ij sre/v4i05.05>.
- Barrenechea, A. (2004). OPS/CEPIS. *Tratamiento de Agua para Consumo Humano*. Manual I, Tomo I Capítulos 1 y 4: Aspectos fisicoquímicos de la calidad del agua y Coagulación. Lima, Perú. 55 p.
- Bina, B., Mehdinejad, H., Nikaeen, M., & Movahedian, H. (2009). Effectiveness of chitosan as natural coagulant aid in treating turbid waters. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 6(4), 247-252. Recuperado de: <http://www.bioline.org.br/pdf?se09036#:~:text=At%20low%20initial%20turbidity%2C%20chitosan,handling%20cost%20may%20be%20achieved.>
- Carrasquero, S., Cordero R., Mas y Rubí M., Pardo A., Marín J., & Vargas L. (2014). Eficiencia del quitosano como coagulante en aguas residuales de una industria procesadora de harina. *Boletín del centro de investigaciones biológicas*, 48(3), 206-223.
- Carrasquero, S., Cordero, R., Mas y Rubí, M., & Vargas, L. (2015a). Tratamiento de efluentes de una industria procesadora de harina mediante coagulación-floculación. *Multiciencias*, 15(3), 34-41. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/pdf/904/90444727003.pdf>
- Carrasquero, S., González, Y., Colina, G., & Díaz, A. (2019). Eficiencia del quitosano como coagulante en el postratamiento de efluentes de una planta de sacrificio de cerdos. *Orinoquia*, 23(2), 36-36. Recuperado de: <https://www.redalyc.org/jatsRepo/896/89662922004/movil/index.html>
- Carrasquero, S., Rodríguez, M., Bernal, J., & Díaz, A. (2018). Eficiencia de un reactor biológico secuencial en el tratamiento de efluentes de una planta procesadora de productos cárnicos. *Revista Facultad de Ciencias Básicas*. 14(1):1-11. <https://doi.org/10.18359/rfcb.3017>

- Carrasquero, S., Suarez, E., López, Y., Marin, J., & Díaz, A. (2017). Uso de amargos de salmuera como coagulante en el tratamiento terciario de efluentes cárnicos. *Revista de la Universidad del Zulia*, 8(21), 11-27. Recuperado de: <https://produccioncientificaluz.org/index.php/rluz/article/view/29887/30872>
- Carrasquero, S., Terán, K., Mas y Rubí, M., Colina, G., & Díaz, A. (2015b). Evaluación de un tratamiento fisicoquímico en efluentes provenientes del lavado de vehículos para su reutilización. *Impacto científico*, 10(2), 122-139. Recuperado de: <https://biblat.unam.mx/hevila/Impactocientifico/2015/no2/8.pdf>
- De Sousa, C., Correia, A., & Colmenares, M. (2010). Corrosión e incrustaciones en los sistemas de distribución de agua potable: Revisión de las estrategias de control. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 50(2), 187-196. Recuperado de: <https://pdfs.semanticscholar.org/abc9/02ac9e3caa3c030c8dbcb4495e58d514f10a.pdf>
- Fernández, A., Letón, P., Rosal, R., Dorado, M., Villar, S., & Sanz, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales*. Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía. Madrid, España. 137 p.
- Gaceta Oficial de la República de Venezuela. (1995). Decreto N° 883. *Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos*. No. 5.021, Caracas, Venezuela.
- Gidde, M., Bhalerao, A., & Yawale, S. (2008). Bentonite clay turbidity removal by herbal coagulant - A rural water treatment technology. *National Conference on Household Water Treatment at college of Sic. &Tech*. Farah, Mathura, India. On 24th and 25th July.
- Güvenç, S., & Güvenç, E. (2020). Pretreatment of food industry wastewater by coagulation: Process modeling and optimization. *Celal Bayar University Journal of Science*, 15(3), 307-316. <https://doi.org/10.18466/cbayarfb.581611>.
- Hazourli, S., Ziati, M., Benredjem, Z., Delimi, R., & Boudiba, L. (2012). Analysis of wastewater loaded with paint before and after treatment of coagulation–flocculation. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 37, 897-903.
- Husain, A., Saini, P., & Javed, I. (2013). Physico-chemical treatment of textile mill dye waste by coagulation & flocculation using alum with bentonite clay. *Journal of Chemical and Pharmaceutical Research*, 5 (2), 70-73. Recuperado de <http://www.jocpr.com/articles/physicochemical-treatment-of-textile-mill-dye-waste-by-coagulation--flocculation-using-alum-with-bentonite-clay.pdf>
- INESCOP. Centro de Innovación y Tecnología. (2008). *Aplicación de bioensayos respirométricos en aguas de tenerías*. Departamento del medio ambiente de INESCOP, Alicante, España, 16 p.
- Laines, J.; Goñi, J.; Adams, R., & Camacho, W. (2008). Mezclas con potencial coagulante para tratamiento de lixiviados de un relleno sanitario. *Interciencia*, 33(1), 22-28. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442008000100006.
- Lanciné, G., Bamory, K., Raymond, L., Jean-Luc, S., Christelle, B., & Jean, B. (2008). Coagulation-Flocculation Treatment of a Tropical Surface Water with Alum for Dissolved Organic Matter (DOM) Removal: Influence of Alum Dose and pH Adjustment. *J. Int. Environ. Appl. Sci.*, 3(4), 247-257. Recuperado de <http://www.jieas.com/fvolumes/vol081-4/3-4-6.pdf>.
- Li, H., Wu, S., Du, C., Zhong, Y., & Yang, C. (2020). Preparation, performances, and mechanisms of microbial flocculants for wastewater treatment. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17, 1360. Recuperado de <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC7068532/>.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*. 4th Edition, McGraw-Hill, New York. 1771 p.
- Mihelcic, J., & Zimmerman, J. (2012). *Ingeniería Ambiental. Fundamentos, Sustentabilidad y Diseño*. Grupo Alfaomega Editores. México D.F., México. 720 p.
- Molano, J., & Iannacone, J. (2018). Tratamiento de efluentes de la industria alimentaria por coagulación-floculación utilizando almidón de *Solanum tuberosum* L. “papa” como alternativa al manejo convencional Biotempo, 15(1):83-112. <https://doi.org/10.31381/biotempo.v15i1.1699>
- Orescanin, V., Kollar, R., Nad, K., Lovrencic, I., & Mikulic, N. (2012). Boat pressure washing wastewater treatment with calcium oxide and/or ferric chloride. *Arh Hig Rada Toksikol*, 63: 21-26. <https://doi.org/10.2478/10004-1254-63-2012-2194>
- Palmero, J., Pire, M., Hernández, J., López, F., Rincón, N., & Díaz, A. (2009). Fraccionamiento de la materia orgánica de un agua residual de la industria avícola para la remoción biológica de nutrientes. *Boletín del centro investigaciones biológicas*, 43(2): 211–224.
- Parmar, N., & Upadhyay, K. (2013). Treatability Study of Pharmaceutical Wastewater by Coagulation Process. *International Journal of Chem. Tech Research*, 5 (5), 2278-2283. Recuperado de [http://www.sphinxsai.com/2013/JulySept13/chPDF/CT=30\(2278-2283\)JS13.pdf](http://www.sphinxsai.com/2013/JulySept13/chPDF/CT=30(2278-2283)JS13.pdf)
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), Ministerio del Poder Popular para el Ambiente (MPPPA), el Instituto Forestal Latinoamericano (IFA). (2010). *Perspectivas del medio ambiente en Venezuela*. Caracas, Venezuela. 247 p.

- Ramos, R., Sepúlveda, R., & Villalobos, F. (2002). *El agua y el medio ambiente: Muestreo y análisis*. Plaza y Valdez Editores. Baja California. México. 129 p.
- Shabe, K., Salah, S., & Janbi, M. (2011). Coagulation-flocculation process to treat pulp and paper mill wastewater by enugreek mucilage coupled with alum and polyaluminum chloride. *Al-Khwarizmi Engineering Journal*, 7 (3), 39-47. Recuperado de: https://pdfs.semanticscholar.org/0024/adc0f16f0948cc58d4160e3ababa03ba1f69.pdf?_ga=2.86897627.295055955.1592783414-1039370927.1592783414
- Socorro, D., Suarez, A., Rincón, A., Díaz, A., & Carrasquero, S. (2016). Efectividad de la bentonita como clarificante en el tratamiento de efluentes del lavado de vehículos. *REDIELUZ*, 6(1), 36-43.
- Song, Z., Williams, C., & Edyvean, R. (2004). Treatment of tannery wastewater by chemical coagulation. *Desalination*, 164 (3), 249-259.
- Soto, J. (2010). La dureza del agua como indicador básico de la presencia de incrustaciones en instalaciones domésticas sanitarias. *Ingeniería Investigación y Tecnología*, 9(2), 167-177. Recuperado de: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-77432010000200004
- Syafalni, Abdullah, R., Abustan, I., & Mohd, A. (2013). Wastewater treatment using bentonite, the combinations of bentonite-zeolite, bentonite-alum, and bentonite-limestone as adsorbent and coagulant. *International Journal of Environmental Sciences*, 4 (3): 379-391. Recuperado de <http://www.ipublishing.co.in/ijesarticles/thirteen/articles/volfour/EIJES41034.pdf>.