

# Optimización del Proceso de Coagulación como Pretratamiento de Flotación por Aire Disuelto para la Reducción de Materia Orgánica Natural Tratando Agua del Rio Ottawa

Coagulation Process Optimization as Dissolved Air Flotation Pre-treatment for the Removal of Natural Organic Matter Treating Ottawa River Water

Othman, Ben<sup>1</sup>; Juan P. Gonzalez-Galvis<sup>2</sup>

*1Egresado Ingeniería Civil, Universidad de Ottawa, Canadá*

*2Docente Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Santo Tomás Tunja*

Correo-e: [juan.gonzalezga@usantoto.edu.co](mailto:juan.gonzalezga@usantoto.edu.co)

## Resumen

La materia orgánica natural (MON) afecta la calidad del agua produciendo problemas de color, olor y sabor en plantas de tratamiento de agua potable (PTAP). La remoción de la MON y turbiedad en PTAPs se lleva a cabo usando procesos de coagulación, floculación y clarificación. El objetivo de este estudio fue evaluar diferentes dosis de coagulante y diferentes valores de pH para encontrar los valores óptimos para la remoción de la MON usando flotación por aire disuelto (FAD) como proceso de clarificación a través de una prueba de jarras. Los resultados mostraron que la dosis óptima de coagulante para la reducción de la MON en términos de adsorción ultravioleta a 254 nanómetros (UV-254), carbono orgánico disuelto (COD) y color verdadero, fue de 30 mg/L como Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2.73 mg Al/L) con un pH de 6.0. Sin embargo, la mejor reducción del índice específico de adsorción ultravioleta (SUVA) se presentó para un valor de pH de 5.0 con la misma dosis óptima de coagulante de 30 mg/L como Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>.

**Palabras clave:** Materia Orgánica Natural, Coagulación, Floculación, Flotación por aire disuelto.

## Abstract

Natural organic matter (NOM) impacts water quality by adding color, odor, and flavor in water treatment plants (WTPs). Turbidity and NOM removals in WTPs are conducted using coagulation, flocculation, and clarification processes. The objective of this research was to evaluate different coagulant doses at different target pH to find an optimum combination of pH and coagulant dose for removing NOM using dissolved air flotation (DAF) as a clarification process. The results showed that the optimal dose for NOM reduction measured as dissolved organic carbon (COD), ultraviolet absorbance at 254 nm (UV-254) and true color was 30 mg/L as Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2.73 mg Al/L) for a target pH of 6.0. However, the best reduction of the specific UV absorption (SUVA) had a target pH of 5.0 with the same optimal coagulant dose of 30 mg/L as Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2.73 mg Al/L).

**Key words:** Natural Organic Matter, Coagulation, Flocculation, Dissolved Air Flotation.

Para citar este artículo: Ben, O. & González-Galvis, J.P. "Optimización del proceso de coagulación como pretratamiento de flotación por aire disuelto para la reducción de materia orgánica natural tratando agua del río Ottawa." In L'Esprit Ingénier. Vol. 11-1, p.p 73-86.

## 1. INTRODUCCIÓN

El agua superficial es uno de los mayores recursos empleados para abastecer de agua potable a la población mundial. Las fuentes de agua superficial natural comprenden ríos y lagos. Estas aguas se pueden ver contaminadas por actividades naturales como escorrentías que transportan sedimentos, residuos de organismos acuáticos (peces, moluscos etc.) y por actividades agropecuarias y descargas de aguas residuales industriales y domésticas (Matilainen et al., 2010). En su conjunto esta contaminación aporta elementos de orden físico como materia orgánica natural (MON) y sólidos inorgánicos como arcillas y arenas (Sillanpää, et al., 2018). Los tratamientos de agua convencionales como coagulación, floculación y sedimentación (C/F/SED) requieren altas dosis de coagulantes para alcanzar remociones de materia orgánica cuantificada como carbono orgánico disuelto (COD) del orden del 70% lo que se traduce en un alto costo de operación (Edzwald and Haarhoff, 2012). La flotación por aire disuelto (FAD) ha sido introducida en el tratamiento de aguas como un proceso de clarificación alternativo a la sedimentación convencional. La FAD se ha usado en el tratamiento de aguas con altos contenidos de MON como lo es el agua de río Ottawa en Canadá. Por esta razón la presente investigación tiene como objetivo la evaluación de diferentes dosis de coagulante y pH para encontrar la dosis óptima en la remoción de MON usando FAD como proceso de clarificación.

### 1.1 Materia Orgánica Natural

La materia orgánica natural (MON) está relacionada con la calidad del agua debido a que esta genera problemas de color, olor, sabor y turbiedad en aguas superficiales (Sillanpää, et al., 2018; Metsamuuronen, et al., 2013). La MON puede tener diferentes orígenes: a) MON de origen natural autóctona se refiere a la producida por organismos vivientes como lo son fitoplancton, algas y bacterias, mientras que; b) MON alóctona se refiere a la materia orgánica originada en suelos y a través de escorrentías (Leloup et al., 2013). De otro lado, la MON producida por fuentes antropogénicas es generada por actividades agrícolas industriales y domésticas (Tan, 2003). Adicionalmente la composición de la MON encontrada en aguas superficiales es afectada por la naturaleza de la fuente de agua (ríos o lagos), localización geográfica, condiciones climáticas y condiciones ambientales locales, lo cual hace que esta sea considerada como una matriz compleja de sustancias debido a la diversidad de sus compuestos concernientes a la acidez, peso molecular y densidad (Coetsee et al., 2003; Indiana, 2011; McArthur et al., 2004; Nkanbule et al., 2012; Edzwald, 1993). La MON está compuesta principalmente por sustancias húmicas (ácidos fúlvicos y húmicos), subproductos microbianos y coloides de materia orgánica natural los cuales aportan color a las aguas naturales (Vanboon & Duffy, 2005). La concentración de sustancias húmicas puede ser hasta del 50% de la fracción orgánica disuelta y contiene polielectrolitos orgánicos naturales con estructuras de hidrocarburos aromáticos y alifáticos. El resto de la MON está compuesto por sustancias no húmicas como proteínas, aminoácidos, carbohidratos, grasas y ácidos (Metsamuuronen et al., 2013).

Para obtener un mejor entendimiento acerca de las características propias de la MON en base a su composición, diferentes técnicas de laboratorio han sido desarrolladas para su análisis. Algunas de estas son 3D espectroscopia de fluorescencia, espectroscopia visible UV (adsorción ultravioleta a 254 nanómetros) ( $UV-254\text{ cm}^{-1}$ ), el índice específico de adsorción de luz ultravioleta (SUVA) y espectroscopia de masa. El SUVA es la relación entre UV-254 y COD multiplicado por cien y puede suministrar información útil acerca de la composición de la MON y por ende una característica particular de cada agua en relación con el contenido de esta (Edzwald, 1993).



La MON puede ser fraccionada en tres diferentes componentes, fracción hidrofóbica, hidrofílica y transfilica. La fracción hidrofóbica (HPO) está compuesta por ácidos carboxílicos, ácidos aromáticos, proteínas y alquilos de un peso molecular elevado, mientras que la fracción hidrofílica (HPI) reúne ácidos alifáticos, azúcares, alquilos de bajo peso molecular, ácidos mono-carboxílicos y ácidos di-carbólicos. Finalmente, la fracción transfilica (TPI) es una mezcla de hidrocarburos y compuestos carboxílicos, amidas alifáticas, alcoholes, aldehídos, ésteres y cetonas (Marhaba & Van 2000).

La MON puede reaccionar con compuestos de cloro en procesos de desinfección en las PTAPs generando unos compuestos químicos altamente estables conocidos como subproductos de la desinfección por sus siglas en inglés (DBPs), principalmente trihalometanos (THMs) y ácidos aloéticos (HAAs), los cuales han sido estudiados y relacionados con efectos adversos a la salud humana (Nkanbule et al., 2012; Sinha et al., 1997). Algunos estudios epidemiológicos han reportado que el consumo de aguas con DBPs halogenados están relacionados de alguna forma con abortos espontáneos, defectos de nacimiento, cáncer de vejiga y cáncer colorrectal (Nieuwenhuijsen, et al., 2009; Rahman et al., 2010). Es por esto que la remoción de la MON es uno de los principales objetivos en las PTAPs.

## 1.2 Procesos de Coagulación y Floculación

El principal objetivo de la coagulación es desestabilizar las partículas encontradas en el agua, las cuales por naturaleza poseen una carga eléctrica negativa (Sharp et al., 2006; Van Beschoten, & Edzwald, 1990). Adicionalmente, la floculación involucra la agrupación de pequeñas partículas coloidales dentro de partículas de mayor tamaño o flóculos, las cuales son removidas en las siguientes etapas del tratamiento a través de sedimentación, flotación y/o filtración (MWH, 2012).

La estabilidad de las partículas en el agua obedece a un adecuado balance entre las fuerzas electrostáticas repulsivas y las fuerzas de atracción conocidas como fuerzas de van der Waals, la repulsión electrostática ocurre debido a que las partículas en el agua poseen cargas electrostáticas negativas, mientras que las fuerzas de van der Waals son el resultado de una resonancia electrónica y magnética causada por electrones en átomos sobre la superficie de la partícula (Droste, 1997; Edzwald and Haarhoff, 2012). La desestabilización de partículas por otra parte puede ser alcanzada por diferentes mecanismos, los cuales incluyen compresión de la doble capa de partículas, adsorción, neutralización de cargas, puente entre partículas y el atrapamiento entre precipitados (ayudado por la fracción de compuestos polimerizados durante el proceso de coagulación) el cual se conoce también como floculación de barrido (MWH, 2012; Parsons, & Jefferson, 2006).

Una vez las partículas en el agua son desestabilizadas a través de la adición de un coagulante, una mezcla suave es proveída para crear condiciones apropiadas para la aglomeración de partículas y la formación de flocs a lo que se conoce como floculación (MWH, 2012; Parsons, & Jefferson, 2006). La eficiencia de los procesos de floculación depende sobre dos condiciones principales: a) las características de las partículas y, b) las condiciones de la mezcla del fluido. Adicionalmente, la floculación es influenciada por varios parámetros como pH, carga eléctrica de las partículas, tamaño del floc y temperatura del agua (Droste, 1997; Edzwald and Haarhoff, 2012). Los floculadores usados en tratamiento de aguas pueden ser de tipo hidráulico y mecánico y de flujo horizontal y/o vertical. Los parámetros básicos para el diseño y operación para un floculador mecánico son los gradientes de velocidad desarrollados por Camp and Stein (1943), conocidos como  $G$  ( $s^{-1}$ ), y el tiempo hidráulico de detención (min). Sin embargo, estos parámetros dependen también de la unidad de tratamiento que seguirá a la de floculación como por ejemplo sedimentación, filtración

o flotación por aire disuelto. Los tiempos típicos empleados en unidades de floculación como pretratamiento para flotación por aire disuelto oscilan entre 12 a 25 minutos (Edzwald and Haarhoff, 2012).

### 1.3 Flotación por aire disuelto (FAD)

La flotación por aire disuelto (FAD) es un proceso de separación físico que puede ser usado para la remoción de partículas sólidas. El principal mecanismo empleado en una unidad de flotación por aire disuelto es la generación de burbujas a través de las cuales partículas de baja densidad se unen a estas y en conjunto se conocen como agregados de flocs y burbujas (Edzwald and Haarhoff, 2012). De acuerdo con Kitchener & Gochin (1981) los agregados de flocs y burbujas son el resultado de la interacción entre partículas y burbujas que involucran tres principales mecanismos: 1) atrapamiento de burbujas preformadas en grandes estructuras de flocs, 2) formación del núcleo y crecimiento de las burbujas sobre las partículas o entre los flocs y 3) colisión y adhesión de partículas (Edzwald, 1995). La eficiencia de una unidad de flotación por aire disuelto depende del tipo de coagulante empleado, las características propias del agua a tratar como contenido de partículas, dureza, alcalinidad, concentración y tipo de MON entre otros (Edzwald & Malley, 1990; Edzwald, 1995).

Una unidad convencional de flotación por aire disuelto está compuesta por un tanque rectangular dividido en dos cámaras. La primera cámara es llamada la zona de contacto en la cual las burbujas son liberadas a través de una boquilla cuando una válvula libera agua saturada con aire bajo presión atmosférica la cual hace que el agua tome una consistencia lechosa que se conoce como (milky water) y esta a su vez se mezcla con las partículas del agua produciendo colisiones entre estas y las burbujas (Krofta & Wang, 1982; Edzwald and Haarhoff, 2012). La cámara numero dos es conocida como la zona de separación en la cual las partículas más pequeñas unidas a las burbujas se desplazan hacia la parte superior del tanque y las partículas de mayor densidad se sedimentan. La figura 1 muestra un esquema general de FAD acoplado con un proceso de coagulación y floculación (Edzwald, 2010).

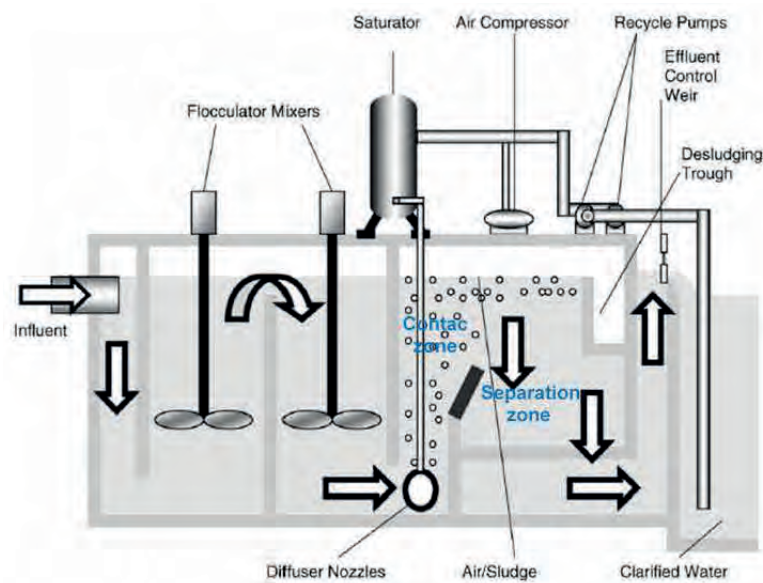


Figura 1. Esquema de una unidad de flotación por aire disuelto acoplado con un sistema de floculación mecánica. (Tomado de Gregory et al., 1999).

Las condiciones operacionales para el diseño de una unidad de flotación por aire disuelto involucran variables como la tasa de carga hidráulica (tasa alta o tasa baja), con valores de 5 a 15 m/h y de 15 a 30 m/h, respectivamente, tasas de reciclado de agua de entre 6 al 12%, presiones de saturación entre 400 a 600 KPa, tiempo de retención hidráulica de 10 a 20 minutos y un tamaño de burbujas de entre 10 a 100  $\mu\text{m}$  (Edward & Baruth, 2004; Edzwald, 2010). Los tanques de saturación usados en las PTAPs y a escala de laboratorio, son tanques metálicos capaces de comprimir aire hasta una presión máxima de 100 PSI provistos de un manómetro que controla la presión y una válvula de purga o escape para liberar presión y tener control manual sobre esta unidad si es necesario. El tanque de saturación se alimenta de aire a través de un compresor para saturar el agua con este y luego entregarla en el fondo de la primera cámara de la unidad de FAD o cámara de contacto.

Algunas de las ventajas que ofrece la flotación por aire disuelto en comparación con el proceso de sedimentación convencional para la clarificación del agua son: 1) los requerimientos de área para la construcción de una unidad de FAD son mucho menores que para sedimentación, 2) una unidad de FAD es mucho más compacta que una unidad de tratamiento convencional ya que incluye el proceso de coagulación y floculación con tiempos hidráulicos de retención menores que para sedimentación convencional y 3) FAD es capaz de remover arenas, grasas y sólidos livianos en una unidad con una tasa de desbordamiento mucho más grande que la sedimentación convencional (Heinänen et al., 1995). Adicionalmente, el rendimiento de FAD es superior que sedimentación en aguas de baja temperatura entre 1 y 10°C debido a que, a estas temperaturas, la densidad del agua se incrementa lo cual impacta negativamente la velocidad de asentamiento de las partículas (Xiao et al., 2010; Lou et al., 2012). Además, la FAD es capaz de remover precipitados de hierro y manganeso lo cual ayuda a la reducción de color presentes en

aguas superficiales y subterráneas (Edzwald, 2010; Marvin, 2005). Finalmente, la FAD es más eficiente que el tratamiento con sedimentación para la remoción de algas y células de cianobacterias debido a que estas tienden a flotar naturalmente gracias a su baja densidad y por lo tanto el tratamiento con FAD puede remover fácilmente este tipo de partículas (Edzwald, 2010; Chu et al., 2011). De otro lado, las principales desventajas de la flotación por aire disuelto están asociadas con los altos costos de operación y mantenimiento debido al requerimiento de energía eléctrica y al suministro de aire necesarios para su correcto funcionamiento (Edzwald, 2010).

## 2. MATERIALES Y MÉTODOS

Dos diferentes muestras de agua fueron tomadas de la planta de tratamiento Aylmer Water Treatment Plant (Aylmer WTP) localizada a orillas del río Ottawa y la cual surte de agua a la ciudad de Gatineau, QC, Canadá. La primera muestra de agua se tomó a la entrada de la planta de tratamiento la cual corresponde al agua sin tratamiento tomada directamente del río Ottawa (ORW), y la segunda muestra se tomó al final del tratamiento de coagulación, floculación y flotación por aire disuelto (C/F/FAD). Las muestras de agua se tomaron al inicio de la estación de primavera en mayo 13 del 2016. Estas fueron transportadas hasta el laboratorio de la Universidad de Ottawa y almacenadas bajo refrigeración a 4°C. Antes del análisis las muestras fueron sacadas del refrigerador para permitirles alcanzar una temperatura ambiente de (~20°C). En primavera Aylmer WTP utiliza sulfato de aluminio como coagulante (ALS, Kemira, Montreal, QC, 4.30.1% Al<sup>3+</sup>) y un polímero catiónico (Superfloc C-492PWG, Kemira, Montreal, QC) es usado como ayudante en el proceso de floculación. La dosis de coagulante aplicado en Aylmer WTP en primavera es de aproximadamente 30-35 mg/L como Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> (2.73 – 3.18 mg Al/L) y la dosis de polímero es 0.11 mg/L.

La caracterización de las muestras de agua se llevó a cabo usando métodos estándar (APHA/AWWA/WEF, 2012). El pH fue determinado usando un medidor de pH (Accounted model 910, Fisher Scientific, Hampton, NH). La turbiedad fue determinada usando un Turbidímetro Hach 2100AN, Loveland, CO). El carbono orgánico total (COT) fue determinado basado en un análisis usando luz ultravioleta (UV) y oxidación con persulfato (Phoenix 8000, Tekmar Dohrmann, Cincinnati, OH, Model 14-7045-000). La fracción de carbono orgánico disuelto (COD) fue determinada filtrando las muestras de agua a través de un filtro de celulosa con un tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$  (Millipore Corporation, Bedford, MA 01730) y la medición se hizo en la misma forma que para la determinación de COT sobre la muestra filtrada. La adsorción ultravioleta a 254 nm (UV-254) fue determinada usando un espectrofotómetro de luz ultravioleta (BECKMAN DU-40) equipado con una celda de cuarzo de 10 cm de altura.

### 2.1 Diseño experimental

Los experimentos fueron llevados a cabo usando un ensayo de jarras de flotación por aire disuelto (PJT02 Capital Controls Group, Didcot, GB). Los componentes del FAD incluyen un compresor de aire, un tanque presurizador (saturador), y dos celdas de coagulación, floculación y flotación. Las celdas (jarras) están construidas en acrílico de alta resistencia con un diámetro interno de 9 cm y una altura de 22 cm. El volumen máximo de cada celda es 1.4 litros. Cada celda viene equipada con una paleta rectangular de mezclado de 8 cm x 2.5 cm. Estas paletas son movidas por un motor eléctrico equipado con un controlador manual el cual puede ser operado entre 20 y 400 rpm.

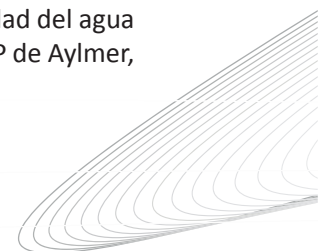
Los experimentos se llevaron a cabo en duplicado empleando diferentes dosis de coagulante (sulfato de aluminio) y aplicando una solución de ácido clorhídrico al 10% para alcanzar un pH final de 5.0, 5.5, 6.0 y 6.5 en cada prueba. La tabla 1 muestra un resumen de las variables probadas en esta investigación test 1 (T1) y test 2 (T2) repetición.

**Tabla 1.** Resumen parámetros diseño experimental test 1 (T1) y test 2 (T2)

| Parámetro   | T1          | T2          |
|---|-------------|-------------|
| Dosis de coagulante (mg/L - $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) | 20,30,40,60 | 20,30,40,60 |
| Coagulación (rpm)                                     | 400         | 400         |
| Gradiente de Coagulación ( $\text{G s}^{-1}$ ).       | 230         | 230         |
| Tiempo de mezcla rápida (min)                         | 1.0         | 1.0         |
| Floculación (rpm)                                     | 30          | 30          |
| Gradiente de Floculación ( $\text{G s}^{-1}$ ).       | 12          | 12          |
| Tiempo de floculación (min)                           | 15          | 15          |
| Tiempo de flotación (min)                             | 10          | 10          |
| Tasa de reciclado (%)                                 | 10          | 10          |

## 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados de la caracterización del agua cruda del río Ottawa (ORW) y la calidad del agua después de los procesos de C/F/FAD, así como la eficiencia de remoción en la PTAP de Aylmer, QC se muestran en la tabla 2.



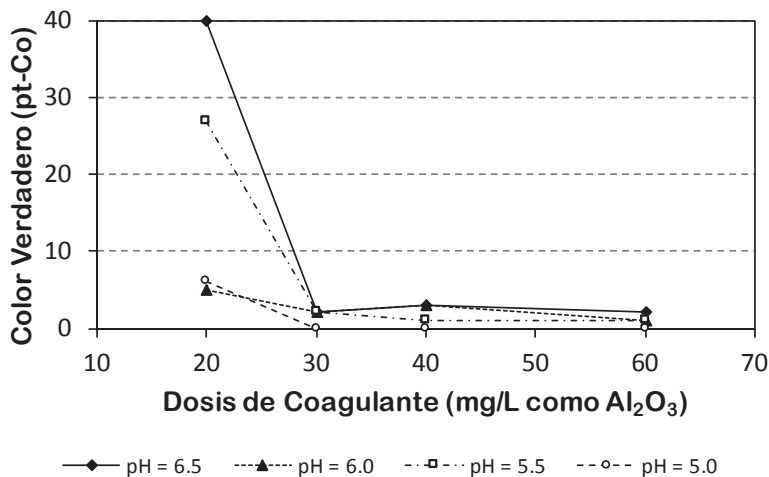
**Tabla No 2** Caracterización agua del río Ottawa sin tratamiento, después de la flotación y eficiencia de remoción.

| Parámetro                                  | ORW       | AF        | Eficiencia |
|--|-----------|-----------|------------|
| pH   | 7.030.18  | 6.490.27  | -          |
| Turbiedad (NTU)                            | 4.190.06  | 0.200.003 | 95%        |
| Alcalinidad (mg/L-CaCO <sub>3</sub> ).     | 33.333.27 | 18.333.26 | 45%        |
| UV-254 (cm <sup>-1</sup> )                 | 0.300.007 | 0.050.001 | 83%        |
| COT (mg/L)                                 | 6.960.02  | 2.310.004 | 67%        |
| COD (mg/L)                                 | 6.070.07  | 2.270.02  | 63%        |
| SUVA (L mg <sup>-1</sup> m <sup>-1</sup> ) | 5.020.06  | 2.130.07  | 57%        |
| Color verdadero (Pt-Co)                    | 58.02.3   | 2.670.65  | 95%        |

De acuerdo con los resultados consignados en la tabla 2, el agua del río Ottawa fue caracterizada como un agua con alto contenido de COT, baja alcalinidad, baja turbiedad, alta concentración de color y debido a su alto valor de SUVA>4.0 esta agua puede clasificarse como altamente hidrofóbica, la cual se caracteriza por su contenido de sustancias húmicas acuáticas, alta hidrofobicidad, y compuestos con un elevado peso molecular (Van Beschoten & Edzwal, 1990).

### 3.1 Remoción de color verdadero

A pH de 5.0 y una dosis de coagulante de 30 mg/L (2.73 mg Al/L) se obtuvo una reducción de color verdadero del 100% (fig. 2). Sin embargo, con una variación de pH de 5.5 y 6.0 para la misma dosis de coagulante se obtuvo una remoción similar a la reportada por Aylmer WTP (95%). Por lo tanto, en este caso la dosis y pH óptimos para la remoción de compuestos como ácidos húmicos responsables del color fue pH = 6.0 y una dosis de coagulante de 30 mg/L (2.73 mg Al/L).

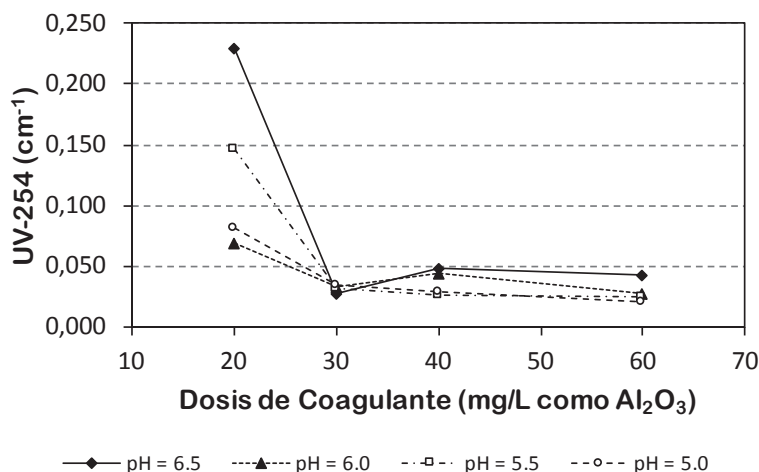


**Figura 2.** Remoción de color verdadero (pt-Co)



### 3.2 Reducción de MON expresado como (UV-254-cm-1)

En forma similar que, para color verdadero, el pH final del agua no impacto de manera significativa la reducción de la MON expresada como UV-254 cm<sup>-1</sup> (fig. 3). Adicionalmente, después de una dosis de coagulante de 30 mg/L la variabilidad en la reducción de UV-254 fue mínima con lo cual es posible concluir que la dosis óptima para la reducción de este parámetro fue 30 mg/L (2.73 mg Al/L) alcanzando un porcentaje de reducción superior al 88%, el cual fue superior al reportado por Aylmer WTP (83%).



**Figura 3.** Reducción de MON medida como UV-254 cm<sup>-1</sup>

### 3.3 Reducción de MON expresado como (COD-mg/L)

Problemas técnicos en el análisis de COD con el analizador de carbono orgánico total solamente hizo posible tomar datos de COD para valores de pH = 5.0, 5.5 y 6.0. Sin embargo, estos valores de pH representan los valores típicos al cual las sales de aluminio alcanzan su máximo rendimiento por tanto los resultados pueden ser considerados para los propósitos de esta investigación (Amirtharajah and Mills, 1989). La dosis óptima de coagulante para la reducción de COD fue de 30 mg/L (2.73 mg Al/L) con un pH de 5.0 para una remoción de COD superiores al 68% (fig. 4). Esta remoción fue superior a la reportada por Aylmer WTP (63%). Entonces es posible concluir en este caso que una reducción de pH de 6.5 a 5.0 mejora la eficiencia de remoción de COD en un 7.5% lo cual podría reducir también las concentraciones de precursores de subproductos de la desinfección.

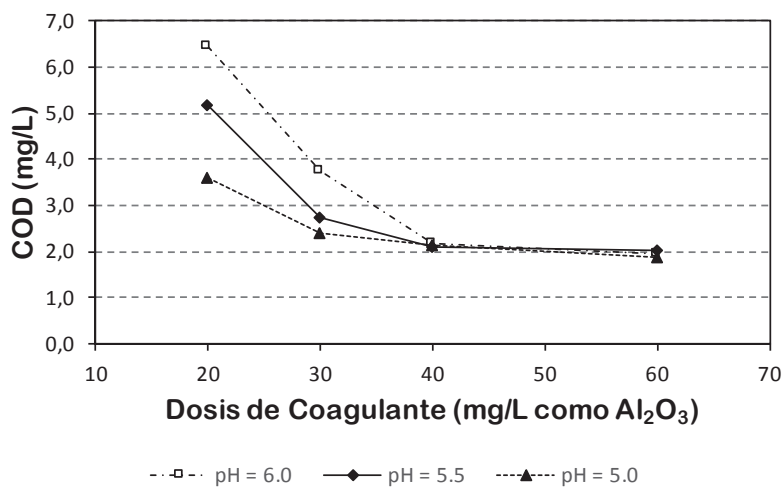


Figura 4. Reducción de COD (mg/L)

### 3.4 Reducción del índice específico de adsorción de luz ultravioleta (SUVA L/mg-m)

La reducción del SUVA presento una variabilidad importante entre pH y dosis de coagulante. Sin embargo, la dosis y pH óptimos fue de 30 mg/L (2.73 mg Al/L) y 6.0, respectivamente, alcanzando una reducción del 65% (fig. 5). La reducción de SUVA alcanzado en la prueba de jarras fue superior al reportado por Aylmer WTP (57%) con un pH de 6.5. Adicionalmente, para un pH de 6.0 y a una dosis de coagulante de 40 mg/L un incremento en las concentraciones de SUVA fueron observados, esto pudo ser debido a una re-suspensión de partículas en el proceso de coagulación debido a una desestabilización eléctrica de las mismas. (Amirtharajah and Mills, 1989).

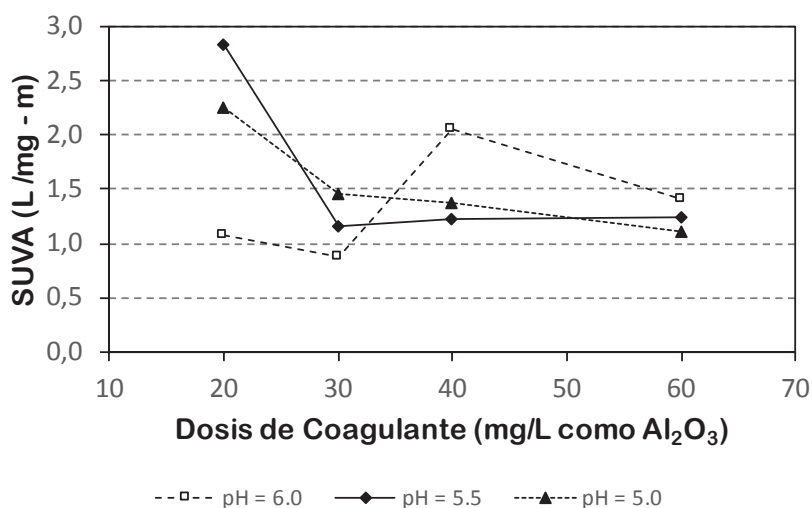


Figura 5. Reducción índice específico de adsorción de luz ultravioleta (SUVA - L/mg-m)

#### 4. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

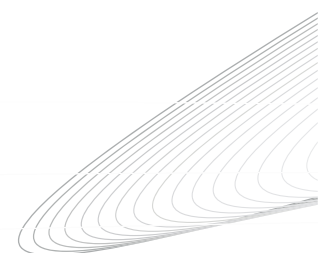
1. De acuerdo con los resultados obtenidos es posible concluir que la remoción de la MON usando una prueba de jarras con sulfato de aluminio y sin polímero fueron similares a los reportados por Aylmer WTP, QC tratado agua del río Ottawa.
2. La dosis óptima de coagulante para la reducción de MON expresada como color verdadero y UV-254 fue de 30 mg/L y el pH no tuvo un impacto significativo. La remoción de COD presentó un porcentaje de remoción superior al 68% para un pH de 5.0 y una dosis de coagulante de 30 mg/L.
3. La remoción de COT reportado por Aylmer WTP (67%) fue superior a la remoción recomendada por la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, 2012) (45%) para aguas con concentraciones de COT de 4.0 a 8.0 mg/L y baja alcalinidad (0 – 60 mg/L-CaCO<sub>3</sub>).
4. Se recomienda a partir de este estudio medir el impacto de diferentes coagulantes, y ayudantes de coagulación (polímeros) sobre la eficiencia en procesos de flotación por aire disuelto para la remoción de la MON y turbiedad en aguas superficiales.

#### 5. BIBLIOGRAFÍA

- |  |   |
|--|---|
| [1] Amirtharajah, A. and Mills, K.M. (1989). Rapid-mix design for mechanisms of alum coagulation. <i>J. of the Am. Water Works Assoc.</i> , 74 (4), 210 – 216.   | [6] Droste, R.L., (1997). <i>Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment</i> . John Wiley & Sons, New Jersey, NY.                                     |
| [2] APHA/AWWA/WEF, (2012). <i>Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater</i> . 22th ed. American Public Health Association. Washington, DC.  | [7] Edzwald, J.K. & Haarhoff, J. (2012). <i>Dissolved Air Flotation for Water Clarification</i> . AWWA and McGraw-Hill, New York.                               |
| [3] Camp, T. R. & Stein, P. C. (1943). <i>Velocity gradients and internal work in fluid motion</i> . <i>Journal of the Boston Society of Civil Engineers</i> , 30, 219 – 237.  | [8] Edward, E. & Baruth., (2004). <i>Water treatment plant design</i> . American Water Works Association McGraw-Hill, 9.48 – 9.69.                              |
| [4] Coetzee, P.P., Puka, R. & Mabenga, S., (2003). <i>Characterisation of selected South African clays for defluoridation of natural waters</i> . <i>Water SA</i> , 29 (3), 331–341.   | [9] Edzwald, J.K., (2010). <i>Dissolved air flotation and me</i> . <i>Water Research</i> , 44, 2077 – 2106.   |
| [5] Chu, W.H., Gao, N.Y., Templeton, R.M. & Yin, D. (2011). <i>Comparison of inclined plate sedimentation and dissolved air flotation for the minimization of subsequent nitrogenous disinfection by-product formation</i> . <i>Chemosphere</i> , 83, 647 – 651. | [10] Edzwald, J.K., (1995). <i>Principles and applications of dissolved air flotation</i> . <i>Water Science Technology</i> , 31, pp. 1 – 23.                   |
|  | [11] Edzwald, J.K., (1993). <i>Coagulation in drinking water treatment: Particles, organics and coagulants</i> . <i>Water Science Technology</i> , 27, 21 – 35. |
|  | [12] Edzwald, J.K., Malley, Jr. P., (1990) <i>Removal of humic substances and algae by dissolved air flotation</i> . <i>USEPA</i> , 1 – 8.                      |

- [13] Gregory, R., Zabel, T.F. & Edzwald, J.K. (1999). Sedimentation and Flotation. In: R.D. Letterman, ed. *Water Quality and Treatment*, McGraw-Hill Inc, New York.
- [14] Heinanen, J., Jokela, P., & Ala-Peijari, T., (1995). *Use of Dissolved Air Flotation in potable Water Treatment in Finland*, Water Science and Technology. 31, 225 – 238.
- [15] Indiana, G. (2011). *Removal of natural organic matter to reduce the presence of trihalomethanes in drinking water*. School of Chemical Science and Engineering, Royal Institute of Technology, Sweden. ISBN: 978-91-7415-856-4.
- [16] Kitchener, J. A. & Gochin, R.J. (1981). *The mechanism of dissolved air flotation for potable water: basic analysis and a proposal*. Water resources 15, 585 – 590.
- [17] Krofta, L. & Wang, L. K. (1982). *Potable water treatment by dissolved air flotation and filtration*. Journal of the American Water Works Association, 74, 305 – 310.
- [18] Matilainen, A., Vepsäläinen, M., Sillanpää, M., (2010). *Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: a review*. Adv Colloid Interface Sci 159 (2), 189–97.
- [19] Marhaba, TF & Van, D., (2000). *The variation of mass and disinfection by-product formation potential of dissolved organic matter fractions along a conventional surface water treatment plant*. Hazardous Mater. A74 133–147.
- [20] Marvin, R., (2005). *Floating away: DAF removes algae, eases manganese issues, opflow*. American water works association.
- [21] Metsamuuronen, S., Sillanpää, M., Bhatnagar, A. & Manttari, M., (2013). *Natural Organic Matter Removal from Drinking Water by Membrane Technology*. Separation & Purification Review, 43, 1 - 61.
- [22] McArthur, JM., Banerjee, DM., Hudson-Edwards, KA., Mishra, R., Purohit, R., Ravenscroft P., Cronin, A., Hawarth, RJ., Chatterjee, A., Talukder, T., Lowry, D., Houghton, S. & Chadha, DK., (2004). *Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in anoxic ground water; the example of West Bengal and its world-wide implications*. Appl. Geochem, 19, 1255–1293.
- [23] MWH. (2012). *Water treatment: principles and design* (2nd ed.). New Jersey, NY, John Wiley & Sons.
- [24] Nieuwenhuijsen, M. J.; Martinez, D.; Grellier, J.; Bennett, J.; Best, N.; Iszatt, N.; Vrijheid, M.; Toledano, M. B. (2009). Chlorination disinfection by-products in drinking water and congenital anomalies: Review and meta-analyses. Environ. Health Perspect, 117 (10), 1486–1493.
- [25] Nkambule T.I., Krause, RWM., Haarhoff J. & Mamba B.B., (2012). *Natural organic matter (NOM) in South African waters: NOM characterisation using combined assessment techniques*. Water SA, 38 (5).
- [26] Leloup, M., Nicolau, R., Pallier, V., Yepremian, C., Feuillade-Cathalifaud & Genevieve., (2013). *Organic matter produced by algae and cyanobacteria: Quantitative and qualitative characterization*. Environmental Sciences, 25(6), 1089 – 1097.
- [27] Lou, I., Gong, S., Xiangjun, H. & Yanjin, L. (2012). *Coagulation optimization for low temperature and low turbidity source water using combined coagulants: a case study*. Desalination and Water Treatment, 107 – 114.

- [28] Parsons, S. & Jefferson, B. (2006). *Introduction to Potable Water Treatment Processes*. Blackwell Publishing Ltd. Oxford, UK.
- [29] Rahman, M. B.; Driscoll, T.; Cowie, C.; Armstrong, B. K. (2010). Disinfection by-products in drinking water and colorectal cancer: A meta-analysis. *Int. J. Epidemiol.*, 39 (3), 733–745.
- [30] Sillanpää, M., Ncibi, M.C., Matilainen, A. & Vepsäläinen, M. (2018). *Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review*. *Chemosphere*, 190, 54 – 71.
- [31] Sinha, S., Amy, G. L. & Sohn, J. (1997). Reactivity of NOM fractions in forming chlorination DBPs. Presented at the AWWA Annual Conference, Atlanta, GA.
- [32] Sharp, E. L., Jarvis, P., Parsons, S. A., Jefferson, B., (2006). *Impact of fractional character on the coagulation of NOM*. *Colloids Surf. A. Physicochem. Eng. Asp* 286(1–3), 104–11.
- [33] Tan K.H., (2003). *Humic matter in soil and the environment*. Principles and controversies. Marcel Dekker Inc. ISBN: 0-8247-4272-9.
- [34] USEPA, (2012). *Drinking water guidance on disinfection by-products*. Advice note No 4. Version 2, from United States Environmental Protection Agency: Drinking Water. Cincinnati, USA.
- [35] Vanboon, GW. & Duffy, S.J., (2005). *Environmental Chemistry: A Global Perspective* (2nd ed.). Oxford University Press, New York, 257–320.
- [36] Van Beschoten, J. E., & Edzwald., (1990). *Chemical aspects of coagulation using alum salts – I hydrolytic reactions of alum and polyaluminum chloride*, *Water Works Assoc*, 24 (12), 1519 – 1526.
- [37] Xiao, F., Yi, P., Pan, X.R., Zhang, B.J. & Lee, C. (2010). *Comparative study of the effects of experimental variables on growth rates of aluminum and iron hydroxide flocs during coagulation and their structural characteristics*. *Desalination*, 250, 902–907



## AUTORES



**Juan Pablo González Galvis** Ph.D. Ingeniería Ambiental, Universidad de Ottawa, Canadá, M.Sc. Ingeniería Civil, Universidad de los Andes, Bogotá, Esp. Ingeniería Ambiental, U.P.T.C, Constructor en Arquitectura e Ingeniería, Universidad Santo Tomás, Bogotá, Colombia. Áreas de Investigación y experiencia profesional: Procesos de coagulación, floculación, y clarificación usando sedimentación convencional, flotación por aire disuelto y floculación lastrada para la producción de agua potable. Tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales con procesos aerobios y anaerobios usando tecnologías de biopelículas. Experiencia académica como profesor e investigador de tiempo completo en cursos de plantas de tratamiento de agua potable y residual, sistemas de alcantarillado, impacto ambiental y calidad del agua. Asistente de investigación y asistente de enseñanza, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Ottawa, Canadá. Experiencia profesional de más de ocho años como consultor ambiental en diseño de plantas de tratamiento de agua potable y residuales, sistemas de alcantarillado, construcción de vivienda de interés social y diseño y construcción de sistemas sépticos dispersos rurales.