

## Remoción de materia orgánica natural por tratamiento convencional de agua en un río tropical

 **Jiménez-Antillón, Joaquín**  
**Quesada-Delgado, Sidney**

 **Romero-Esquivel, Luis G.**

Remoción de materia orgánica natural por tratamiento convencional de agua en un río tropical  
Tecnología en marcha, vol. 35, núm. 3, pp. 48-60, 2022

Instituto Tecnológico de Costa Rica

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=699874403021>



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-SinDerivar 3.0 Internacional.

# Remoción de materia orgánica natural por tratamiento convencional de agua en un río tropical

Natural organic matter removal by conventional water treatment in a tropical river

Joaquín Jiménez-Antillón

Instituto Tecnológico de Costa Rica., Costa Rica

joajimenez@itcr.ac.cr

 <https://orcid.org/0000-0001-8532-8985>

Sidney Quesada-Delgado

Instituto Tecnológico de Costa Rica., Costa Rica

sidmqd91@gmail.com

Luis G. Romero-Esquivel

Instituto Tecnológico de Costa Rica., Costa Rica

lromero@itcr.ac.cr

 <https://orcid.org/0000-0002-7191-3195>

Recepción: 14 Febrero 2021

Aprobación: 23 Junio 2021



Acceso abierto diamante

## Resumen

En Costa Rica, la efectividad del tratamiento convencional de agua es evaluada principalmente en términos de remoción de color y turbidez y no de materia orgánica natural (MON) que, al clorarla, puede formar subproductos de desinfección (DBPs) potencialmente carcinogénicos como los trihalometanos (THMs). Se monitoreó mensualmente, de marzo 2015 a febrero 2016, en cada etapa del tratamiento, el agua de la planta potabilizadora del río Jorco, en San José. Se cuantificaron carbono orgánico total (COT) y disuelto (COD), absorbancia ultravioleta a 254nm (UV254) y absorbancia ultravioleta específica (SUVA). Durante todo el período, el COT y DOC del agua cruda variaron entre  $0,42 \pm 0,01$  mg-C/L y  $0,96 \pm 0,19$  mg-C/L. La absorbancia UV254 y el SUVA variaron entre  $0,0106$  cm<sup>-1</sup> y  $2,71 \pm 0,55$  L/mg-m (época seca) y  $0,250$  cm<sup>-1</sup> y  $2,06 \pm 1,16$  L/mg-m (época lluviosa), indicando mezcla de sustancias aromáticas y alifáticas. La mayor eficiencia de remoción durante las dos estaciones, fue en el proceso de coagulación-sedimentación con valores cercanos a 21% y 23% para COT y COD, respectivamente. El sistema total removió el 51% de UV254 y 32% SUVA, indicando remoción de MON aromática, precursora de DBPs. La determinación de UV254 mostró buena correlación con MON (>99% según coeficiente de Pearson), indicando su posible uso como sustituto al análisis de COT y COD. Considerando el tipo y la baja concentración de MON del agua cruda junto con la capacidad del tratamiento, el monitoreo de THMs en la red de distribución confirmó una producción de THMs totales cercana a 10 µg/L, muy por debajo a la legislación nacional (460 µg L<sup>-1</sup> como trihalometanos totales).

**Palabras clave:** Potabilización, tratamiento convencional, coagulación/floculación, materia orgánica natural (MON), subproductos de desinfección (SPD), trihalometanos (THM).

## Abstract

In Costa Rica, the effectiveness of the water purification process by conventional method is evaluated primarily in terms of color and turbidity removal and not of natural organic matter (NOM), which, when chlorinated, can form potentially carcinogenic disinfection by-products (DBPs) such as trihalomethanes (THMs). Water from the Jorco river treatment plant, in San José, was monitored, monthly, from March 2015 to February 2016, at each stage of the treatment. Total (TOC) and dissolved (DOC) organic carbon, ultraviolet absorption at 254 nm (UV254) and the specific UV absorbance (SUVA) were quantified. During the hole period, TOC and DOC from crude water ranged between  $0,42 \pm 0,01$  mg-C/L to  $0,96 \pm 0,19$  mg-C/L. UV254 absorbance and SUVA ranged from  $0,0106$  cm<sup>-1</sup> and  $2,71 \pm 0,55$  L/mg-m (dry season) to  $0,250$  cm<sup>-1</sup> and  $2,06 \pm 1,16$  L/mg-m (rainy season), indicating a mixture of aromatic and aliphatic substances in water. In the treatment system, the coagulation-settling stage had the greatest removal efficiency with close to 21% and 23% for TOC and DOC, respectively, during both

seasons. The total purification system removed 51% of UV254 and 32% of SUVA, showing the removal of aromatic NOM, a precursor of DBPs. UV254 quantification showed a good correlation with NOM (>99% in accordance with Pearson's correlation coefficient), indicating its possible use as a substitute for TOC and DOC analysis. Considering the type and low concentration of NOM in raw water together with the efficiency of the treatment, THMs monitoring in the distribution system, confirmed a total trihalomethane (TTHMs) production close to 10 µg/L, well below the national regulations (460 µg L-1 as total trihalomethanes).

**Keywords:** Potabilization, conventional treatment, coagulation/flocculation, disinfection by products, natural organic matter (NOM), trihalomethanes.

## Introducción

El proceso de potabilización para el agua de consumo humano emplea métodos de desinfección utilizando, principalmente, cloro como agente desinfectante, debido a su capacidad para inactivar organismos patógenos y a su poder desinfectante residual. Sin embargo, el cloro también reacciona con la materia orgánica natural (MON) presente en el agua generando subproductos de desinfección (DBPs, por sus siglas en inglés) como los trihalometanos (THMs). Los THMs han sido asociados con daños al hígado, riñones y sistema nervioso central, además son considerados probables y posibles carcinógenos humanos [1][2].

Las estrategias recomendadas para reducir la formación de DBPs consisten en el uso de un desinfectante diferente al cloro, la eliminación de DBPs después de formados o la remoción de MON antes de la desinfección. La primera alternativa presenta la desventaja que otros desinfectantes también pueden formar DBPs, por ejemplo, se ha reportado la formación de hasta 14 compuestos carbonílicos después de la ozonización [3]. La remoción de DBPs al final del tratamiento, generalmente usando carbón activado, es costosa. Por último, la reducción de la MON precursora de DBPs en el agua cruda ha demostrado ser efectiva para la producción de agua con bajas concentraciones de DBPs [4].

La presencia de MON se monitorea a través de parámetros indicadores como el carbono orgánico total, carbono orgánico disuelto, absorbancia de luz ultravioleta a 254nm (UV254) y absorbancia de luz ultravioleta específica (SUVA en inglés) ( $SUVA = UV254 / COD * 100$ ). Según Matilainen et al. [4] el tratamiento convencional utilizando coagulación/floculación con  $Al_2(SO_4)_3$  ha demostrado ser efectivo en la remoción del 25-67% y el 44-77% de COD y UV254, respectivamente. En países en desarrollo y de región tropical existen pocos estudios que evalúen la remoción de la materia orgánica en las plantas potabilizadoras [5], [6] y [7]. Probablemente, lo anterior responde a que en la mayoría de los países en desarrollo, el proceso de potabilización busca eliminar el color y la turbidez, pero rara vez las pautas regulatorias se enfocan en monitorear la presencia de DBPs y de parámetros indicadores de la presencia de MON como el COD [1].

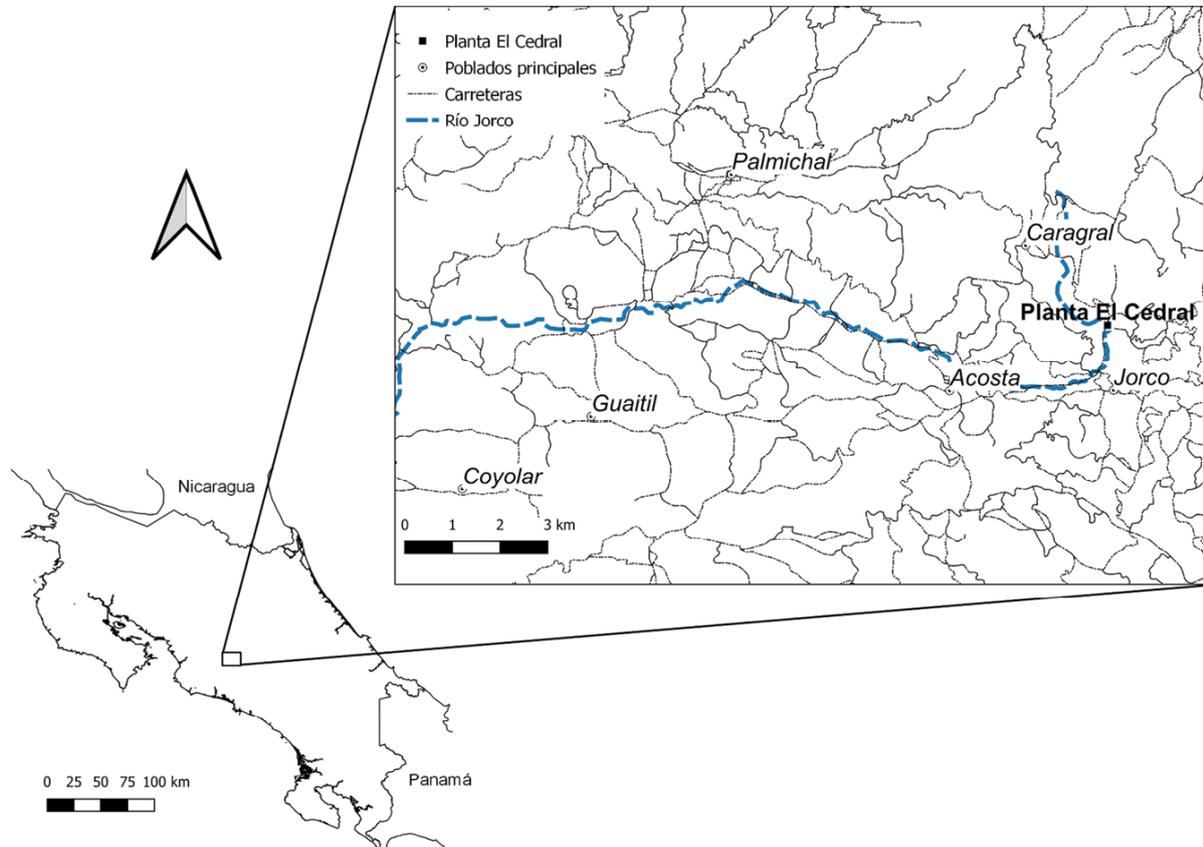
Según Mora-Alvarado y Portuguese-Barquero [8], en Costa Rica, en el año 2016, se estimó que un 91,8% de la población recibía agua de calidad potable y el 88,8% de dicha población recibía agua potable después de someterse a tratamiento y/o desinfección. Según el mismo estudio, el agua provenía de 5222 diferentes fuentes de abastecimiento: 1217 pozos, 3644 nacientes y 361 de agua superficial. En general, los dos primeros tipos presentan buena calidad y, por tanto, la cloración es el único tratamiento necesario. Por el contrario, las fuentes superficiales, correspondiendo a un 6,9% del total [8], dada su naturaleza, podrían presentar concentraciones considerables de MON proveniente de los alrededores (MON alóctona) y generada en la propia columna de agua (MON autóctona). Sin embargo, los datos sobre la formación de DBPs en esas fuentes son escasos, Por lo anterior, surge la necesidad de generar datos del contenido de MON en dichas fuentes superficiales y, sobre todo, en las que requieren de un tratamiento convencional para obtener agua con los parámetros de turbidez y color apropiados. En este tipo de fuentes, el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados (A y A) opera 34 plantas y existen tres plantas operadas por una Asociación Administradora de Sistemas de Acueducto y Alcantarillado Comunal [9].

El objetivo de este estudio fue evaluar la eficiencia de remoción de MON en el agua que trata la planta potabilizadora convencional el Cedral ubicada en el río Jorco en San José, como un caso de estudio de un río tropical y de Costa Rica. Se cuantificaron concentraciones de materia orgánica natural en época seca y lluviosa; y se calculó la eficiencia de remoción en cada etapa involucrada en el proceso y en todo el sistema. Además, se caracterizó el tipo de MON involucrada y se encontró un parámetro sustituto a los análisis de COD que facilitarían a los operarios del acueducto realizar el monitoreo de esta. Finalmente, se evaluó la presencia de trihalometanos en la red de distribución para confirmar la eficiencia del sistema de tratamiento contra la formación de DBPs.

## Materiales y métodos

## Lugar de estudio

La investigación se realizó en la planta potabilizadora (PP) de tipo convencional El Cedral del Río Jorco que abastece al Distrito de San Ignacio, Acosta, San José, Costa Rica (figura 1). La planta se localiza a una Latitud:  $9^{\circ}48'34.84''$  N y una Longitud:  $84^{\circ}07'54.85''$  O y a una elevación de 1307 msnm.



**Figura 1**

Localización de la planta de tratamiento El Cedral San Ignacio Acosta San José Costa Rica

Figura 1. Localización de la planta de tratamiento El Cedral, San Ignacio, Acosta, San José, Costa Rica.

La cuenca del Río Jorco comprende un área montañosa de 5,6 km<sup>2</sup> con un 74,6% de bosque maduro, un 16,8% de pastos para actividades agropecuarias como la ganadería y el cultivo del café, y solo un 7,8% de uso urbano [10]. Costa Rica, al ser una zona tropical, comprende una época seca y lluviosa bien definidas, donde la primera se extiende de diciembre hasta marzo y la segunda desde mayo a octubre; los meses de abril y noviembre son de transición [11]. Según estos mismos autores, se da una disminución relativa en la cantidad de lluvia en julio y agosto (veranillo o canícula) y con los meses más lluviosos en setiembre y octubre. Lo último, debido principalmente a la influencia de los sistemas ciclónicos y los vientos Monzones provenientes del océano Pacífico ecuatorial y las brisas marinas [11].

La PP El Cedral trata un caudal de 16 L/s, abasteciendo una población aproximada de 4030 habitantes. El proceso de tratamiento consiste en 7 pasos (figura 2): 1) un sistema de captación por medio de rejillas, 2) un desarenador, 3) una etapa de coagulación a base de sulfato de aluminio operado a una dosis de 20 mg/L durante este estudio, 4) un floculador de flujo horizontal, 5) dos unidades de sedimentación con un período de retención de 32 minutos, 6) 4 filtros de arena y antracita con periodo de retención de 19 minutos cada una, y 7) un sistema de desinfección con cloro gas.

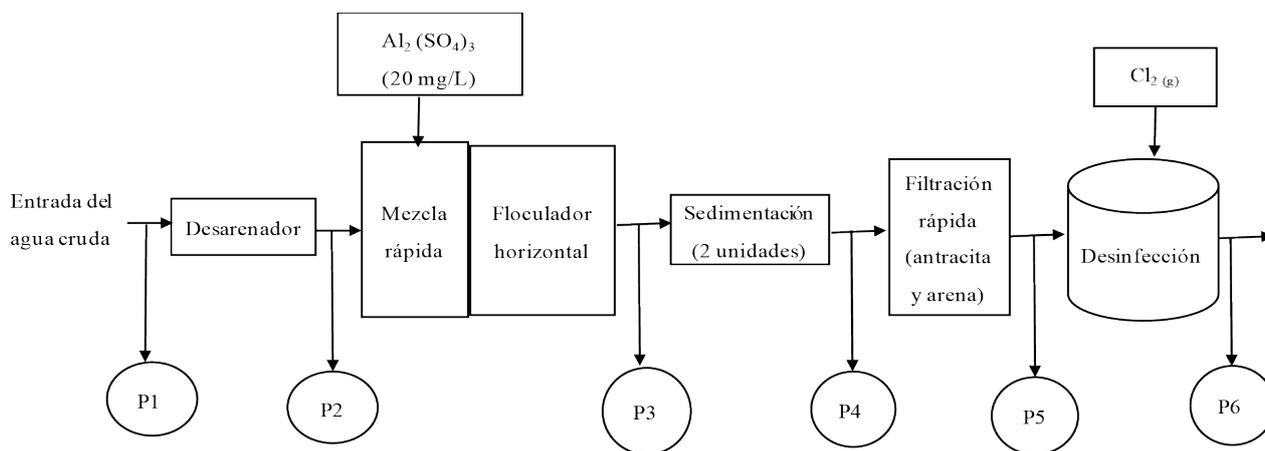


Figura 2

Esquema de la planta de tratamiento del río Jorco y los puntos de muestreo P punto de muestreo

Figura 2. Esquema de la planta de tratamiento del río Jorco y los puntos de muestreo (P: punto de muestreo).

### Muestreo del agua cruda y el sistema de tratamiento

El sistema fue monitoreado mensualmente en cada etapa del proceso (figura 2) de marzo de 2015 a febrero de 2016. Se tomaron muestras (una por punto) del agua cruda (P1), de la salida del desarenador (P2), después de la coagulación/floculación (P3), a la salida del sedimentador (P4), luego de la filtración (P5) y finalmente, una vez clorada el agua (P6). Todos los muestreos fueron simples y llevados a cabo entre las 10 am y las 12 md. Las muestras se preservaron en hielo para su posterior análisis en el laboratorio. Se determinaron en el laboratorio los parámetros COD, COT y absorbancia UV254nm que se describen posteriormente. Además, se determinaron in situ temperatura, pH, turbidez y color en todos los puntos de muestreo.

### Monitoreo de la MON en la red de distribución y formación de trihalometanos (THMs)

Se realizaron dos muestreos a la red de distribución de agua potable que abastece a San Ignacio de Acosta en febrero y junio de 2016 (época seca y lluviosa, respectivamente). Los puntos muestreados fueron el agua tratada y clorada, un tanque de almacenamiento a 5 km, otro tanque a 8 km, dos cañerías: una a 16 km y otra en la última residencia abastecida a 21 km de la planta (figura 1; cuadro 4). En el sitio se determinó el pH, la temperatura, la turbiedad, el color aparente y el cloro residual. También, se tomaron muestras para ser analizadas posteriormente en el laboratorio, a saber: COD, absorbancia UV254 y con estas se calculó el indicador SUVA, además, se cuantificaron trihalometanos totales. Dichas muestras se preservaron de igual forma como las muestras de la planta potabilizadora. Los muestreos fueron puntuales y se efectuaron durante la mañana.

### Métodos de análisis físicos y químicos

En el laboratorio, fueron analizados los parámetros característicos de materia orgánica natural: COD, COT y absorbancia UV 254nm. Para cuantificar COT y COD se utilizó un equipo marca Teledyne Tekmar TOC modelo Fusion; se siguió el método SM5310 C del Standard Methods [12]. El límite de detección y cuantificación fue de 0,03 y 0,05 mg C/L, respectivamente. Para la determinación de COD las muestras se filtraron usando una membrana de nitrato de celulosa de 0,45  $\mu$ m. Se determinó la absorbancia UV 254nm usando un espectrofotómetro marca Shimadzu UV 1800 ENG120V y siguiendo el método 5910B del Standard Methods [12]. A partir de los valores de UV254 y concentraciones de COD obtenidas, se calculó la absorbancia de luz ultravioleta específica (SUVA).

Los THMs: cloroformo, bromoformo, dibromoclorometano y bromodiclorometano fueron determinados mediante el método 6040 D del Standard Methods [12] utilizando un equipo Agilent 7890A. Los límites de detección y cuantificación respectivos fueron 0,2 µg/L, 0,06 µg/L, 0,04 µg/L, 0,06 µg/L y 0,6 µg/L, 0,2 µg/L, 0,15 µg/L, 0,2 µg/L.

En el campo se determinó, en todos los puntos de muestreos, el pH usando un equipo Hanna HI 8-124, la turbiedad y el color se determinaron con un espectrofotómetro La Motte modelo Smart 2, la temperatura con un equipo marca OAKTON modelo PCD 854 y el cloro libre usando un colorímetro (Pocket Colorimeter II, Hach) y siguiendo el método DPD (N,N-diethyl-p-phenylenediamine).

### Eficiencia de remoción y estudios de correlación

La eficiencia de remoción en porcentaje (ecuación 1) de MON en términos de COD, COT y UV254 de la PP se determinó en cada etapa del tratamiento, así como en el sistema total, durante los meses de muestreo de los dos períodos del año.

$$E(\%) = \frac{(C_i - C_f)}{C_i} \times 100$$

[Ecuación

1]

(Ecuación 1)

donde:

E (%): eficiencia de remoción

C<sub>i</sub>: concentración inicial

C<sub>f</sub>: concentración final

Los datos obtenidos de UV254, COT y COD se analizaron estadísticamente para determinar alguna correlación que permitiera utilizar la medición UV254 como un parámetro de medición simple y de bajo costo sustituto al COT y COD. El método estadístico consistió en el análisis de residuos estandarizados con el software MiniTab versión 16. Por medio de este se realizaron combinaciones de los valores de UV254 vs COT y UV254 vs COD y se obtuvieron combinaciones de valores con un residuo estándar (desviación estándar). Posteriormente se realizó un análisis del coeficiente de correlación de Pearson por medio del software SPSS versión 19 para comprobar si los datos presentaban correlación entre sí. Finalmente, se graficaron los datos para encontrar la línea de mejor ajuste. Los datos de turbidez y color también fueron comparados con los parámetros mencionados.

## Resultados y discusión

### Caracterización del agua cruda

La zona de estudio está en región tropical, por tanto, se presentaron variaciones climáticas propias de una época seca y otra lluviosa. Por tal motivo, es de esperar una variación temporal en la calidad del agua cruda que alimenta el sistema de tratamiento y una posible variación de su eficiencia. Durante el periodo muestreado los valores de COT y COD fueron similares entre sí (Figura 3). Esto indica que el COT se compone principalmente de COD, estando ausente el carbono orgánico particulado, coincidiendo con Reckhow & Singer [13] que señalan que el COD forma entre el 90% al 99% de la MON en las aguas superficiales utilizadas para agua potable. Además, la Figura 3 muestra las variaciones del contenido de MON a lo largo del periodo estudiado en función de la precipitación. Se cuantificaron concentraciones de

0,41-0,48 mg-C/L de COT y COD en el periodo marzo-abril. Al inicio de las lluvias en los meses de mayo y junio se presentó un aumento de MON con valores de 0,53 a 0,77 mg-C/L de COT y COD. Sin embargo, para el mes de julio las concentraciones disminuyeron alcanzando valores similares a los meses secos, cercanos a 0,40 mg-C/L para COT y COD. Lo anterior pudo deberse a que en el mes de julio el fenómeno de El Niño ocasionó la extensión del período de Veranillo. Para los meses de agosto a octubre, los más lluviosos del año, las concentraciones de COT y COD estuvieron entre 0,57 y 0,96 mg-C/L. En el mes de noviembre los valores de MON disminuyeron a cerca de 0,50 mg-C/L esto relacionado con la disminución de las precipitaciones. Los meses de diciembre y enero presentaron nuevamente valores cercanos a 0,40 mg-C/L. Conforme lo expuesto, durante todo el periodo, la influencia del período lluvioso en la concentración de MON fue mayor, debido a que la materia orgánica alóctona es transportada al río por escorrentía incrementando las concentraciones presentes.

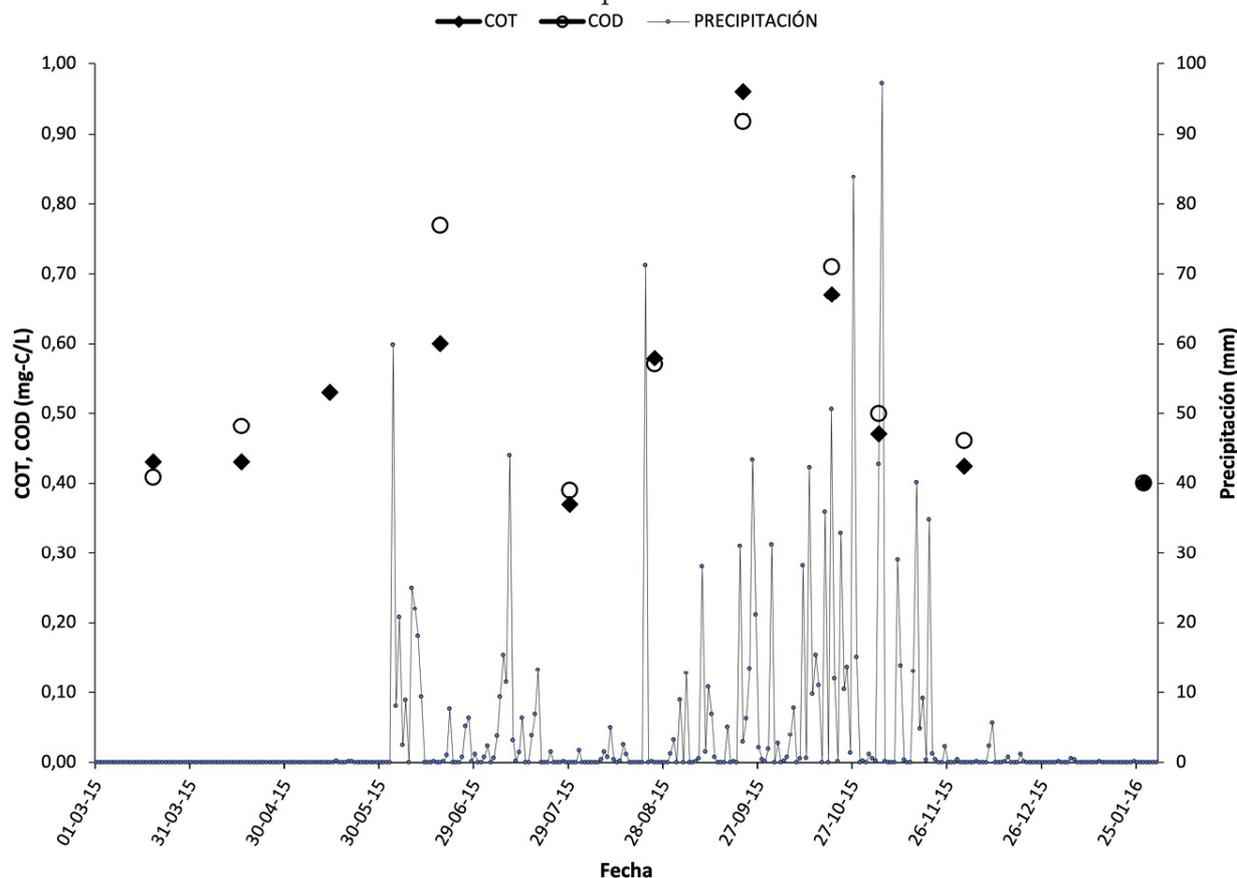


Figura 3

Variación de la MON del agua cruda con la precipitación Marzo 2015-enero 2016

Figura 3. Variación de la MON del agua cruda con la precipitación (Marzo 2015-enero 2016).

Otro aspecto importante por considerar es el tipo de MON presente en el agua a tratar, porque de este depende su reactividad con el cloro u otros oxidantes. En este estudio los parámetros UV<sub>254</sub> y SUVA permitieron estudiar esta variable. Ambos parámetros presentaron valores relativamente bajos durante la época seca de alrededor de 0,0106 cm<sup>-1</sup> y 2,00 L/mg-m respectivamente, y un incremento durante la época de lluvia con valores cercanos a 0,250 cm<sup>-1</sup> y 3,00 L/mg-m. Según Reckhow & Singer [13] los valores bajos de SUVA y UV, durante la época seca, indican la presencia de una alta fracción de MON no húmica de elevado carácter alifático, bajo carácter hidrofóbico y bajo peso molecular. Los mismos autores indican la presencia de una mezcla de MON húmica y no húmica, de carácter aromático y alifático y de bajo a alto peso molecular asociada a los valores de SUVA y UV más altos observados cuando se inició la época lluviosa. Además, dichos autores esperarían una remoción de COD por el tratamiento convencional de 20-40% en el primer caso y de 40-60% en el segundo caso.

## Remoción de MON total en la planta de tratamiento

La planta potabilizadora, tal como se esperaba, produce agua con un pH apropiado y es eficiente en la remoción de turbidez y color (cuadro 1). Sin embargo, las condiciones óptimas para remover turbidez y color no siempre son las mismas que para remover MON [4]. El presente estudio se centró en evaluar la capacidad del sistema convencional para la remoción de MON.

Cuadro 1. Valores promedio de parámetros físicos en el influente y el efluente de la planta potabilizadora El Cedral para el período 03-2015 a 01-2016 (N=11).

**Cuadro 1**

Valores promedio de parámetros físicos en el influente y el efluente de la planta potabilizadora El Cedral para el período 032015 a 012016 N11

Parámetro	Agua cruda	Agua tratada	Norma (M.S., 2019) [14]	
			VA <sub>c</sub>	VMA <sub>c</sub>
pH	8,16a ± 0,07b	7,46 ± 0,12	6,0	8,0
Turbiedad (UTN)	3,1 ± 3,0	0,09 ± 0,30	1,0	5,0
Color aparente (U-Pr-Co)	21 ± 18	0,36 ± 0,92	<5	15
Temperatura (°C)	19,0 ± 0,8	18,7 ± 0,9	18	30

aPromedio. bDesviación estándar. cPara los parámetros de pH y temperatura, se establece rangos permisibles y no VA ni VMA. VA: Valor alerta. VMA: Valor máximo admisible.

A continuación, se presentan los resultados de eficiencia de remoción de la planta El Cedral en términos de COD, en tanto que el agua cruda del río Jorco se compone principalmente de COD y además, que este parámetro es el más ampliamente reportado en la literatura. También se muestra la remoción de MON en términos de la absorbancia UV254 y de SUVA. La cantidad y composición de la MON son específicas del lugar, esto es, dependen del clima, geología y topografía [1]. Además, la composición de la MON varía tanto espacial como temporalmente [1]. Por lo anterior, en el Cuadro 2 se enlistan primero las eficiencias de plantas potabilizadoras de regiones tropicales (Indonesia, Nicaragua, Singapur) y luego de regiones no tropicales (Australia, Corea del Sur y Sudáfrica). Finalmente, se reporta la eficiencia de remoción de este estudio.

Cuadro 2. Comparación de la eficiencia de remoción total de materia orgánica en la planta El Cedral con respecto a otros sistemas de tratamiento convencional.

**Cuadro 2**

Comparación de la eficiencia de remoción total de materia orgánica en la planta El Cedral con respecto a otros sistemas de tratamiento convencional

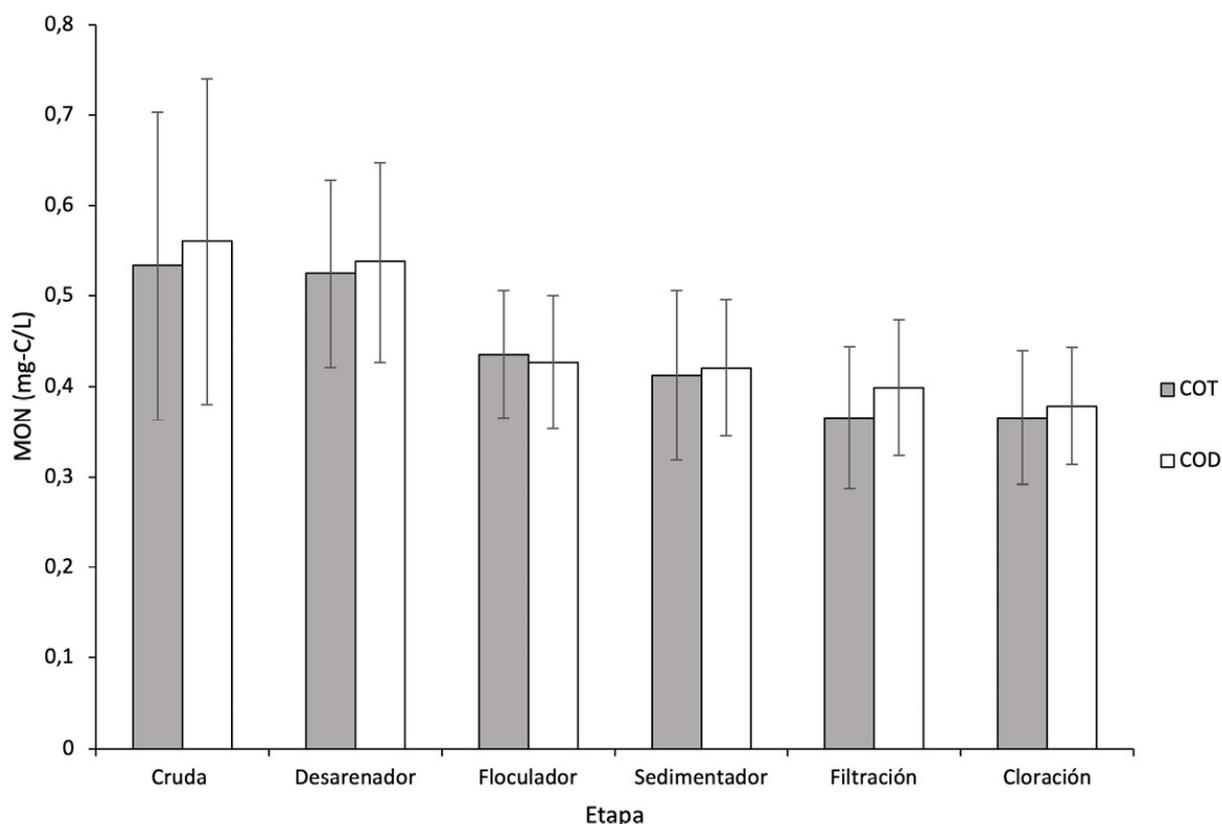
Fuente	Concentración inicial (COD) (mg/L)	Remoción COD (%)	Remoción UV <sub>254</sub> (%)	Remoción SUVA (%)	Referencia
Río Cikapundung, Indonesia	3,82-8,01	53,27-55,96	56,10-88,58	-0,39-69,87	[7]
Río Fonseca-Planta Boaco. Nicaragua	7,6 ± 5,1	53	78	32	[5]
Reservorio, Singapur	3,27-7,45	45	N.D.	N.D.	[6]
Río Murray-Planta Happy Valley. Australia	10 – 11,8	47	N.D.	N.D.	[15]
Río Han. Planta Gueui. Seúl, Corea.	2,1	26	61	48	[16]
Represa Vaal, Suráfrica	5,0	23,5	61,3	59	[17]
Río Jorco-Planta El Cedral. Costa Rica	0,57 ± 0,20	32	51	32	Este estudio

N.D.: No disponible.

Para la planta El Cedral, el cuadro 2 muestra que en promedio, el COD del agua cruda durante el periodo de estudio, fue de  $0,57 \pm 0,20$  mg C/L y en el agua tratada fue de  $0,37 \pm 0,06$  mg C/L, equivalente a un 32% de remoción. Según los estudios presentados en el Cuadro 2 para zonas tropicales, esta eficiencia es bastante menor a la reportada para plantas de tratamiento convencionales en Indonesia, Nicaragua y Singapur, con eficiencias del 56, 53 y 45%, respectivamente. Para los casos en zonas de clima templado, Australia, Corea del Sur y Sudáfrica, con porcentajes de remoción del orden de 47, 26 y 23,5% respectivamente, los dos últimos casos son muy similares al reportado en este estudio. Es de esperar que el tipo de MON en las plantas potabilizadoras de zonas templadas (e incluso las de zonas tropicales) sea diferente a la del río Jorco. Las mayores eficiencias de remoción de COD reportadas se debe, probablemente, a las mayores concentraciones de COD del agua a tratar. Lo anterior concuerda con lo reportado por Sillampää et al. [18] donde indican que la efectividad de un sistema de tratamiento depende de la concentración inicial, las características de la MON y las propiedades físico-químicas del agua a tratar.

Según el cuadro 2, la planta El Cedral muestra una reducción de MON aromática de 51% con base a la absorbancia UV254. Eficiencias comparables se observan en las plantas tanto de zonas tropicales (Indonesia) como templadas (Corea del Sur y Sudáfrica). El otro parámetro que muestra la reducción de MON aromática es el SUVA (pero en menor magnitud al UV254), tanto en las plantas de zonas tropicales como templadas. Para este estudio, la MON del agua cruda varió de no húmica, de alto carácter alifático, bajo carácter hidrofóbico y bajo peso molecular durante la época seca, a una mezcla de MON húmica-no húmica, aromática-alifática y de bajo a alto peso molecular durante la época lluviosa. Lo anterior se refleja en un valor promedio en el agua cruda de  $0,0151 \pm 0,0085$  cm<sup>-1</sup> y  $2,37 \pm 0,98$  L/mg-m para UV254 y SUVA, respectivamente. Después del tratamiento se presentó una reducción de 51% y 32%, respectivamente para obtener  $0,0073 \pm 0,0037$  cm<sup>-1</sup> y  $1,70 \pm 0,59$  L/mg-m. Los datos sugieren que durante el tratamiento convencional se dio la remoción preferencial de la materia orgánica aromática, de carácter hidrofóbico y de bajo a alto peso molecular. La capacidad de los sistemas convencionales para remover preferencialmente la fracción hidrofóbica de la MON ha sido demostrada por Kim & Yu [16].

Además de observar los datos globales de remoción del sistema de tratamiento es importante determinar la contribución independiente para cada etapa de tratamiento, tanto en la cantidad de carbono total o disuelto como el tipo de MON removida de forma preferencial.



**Figura 4**

Concentración de la MON mgCL en cada etapa del sistema de tratamiento de la planta El Cedral

Figura 4. Concentración de la MON (mg-C/L) en cada etapa del sistema de tratamiento de la planta. El Cedral.

Cuadro 3. Eficiencias de remoción de MON en las diferentes etapas del tratamiento de la planta El Cedral.

**Cuadro 3**

Eficiencias de remoción de MON en las diferentes etapas del tratamiento de la planta El Cedral

ETAPAS	COT (%)	COD (%)	UV254 (%)	SUVA
Desarenador	2,0	4,0	0,3	-1,4
Coagulación/floculación/Sedimentación	21	22	38	21
Filtración	11	5	4	-3,2

En la figura 4 y el cuadro 3 se observa la concentración de materia orgánica en el agua durante su tratamiento en cada etapa de la planta potabilizadora. La etapa del desarenador presenta una eficiencia de remoción muy baja de COT y COD de 2% y 4%, respectivamente. Lo anterior se explica dado que en esta etapa se da principalmente la remoción de partículas por sedimentación. La etapa de coagulación-sedimentación es la que presenta mayor eficiencia de remoción para ambos parámetros de MON, siendo 21% para el COT y 22% para el COD (cuadro 3). Lo anterior confirma que la coagulación es la etapa del tratamiento que tiene mayor influencia en la eliminación de la MON del agua al complementarse con la sedimentación [18]. Durante el proceso de coagulación, según Matilainen et al. [4], se puede dar la combinación de varios mecanismos de remoción como; neutralización de cargas, atrapamiento, adsorción y formación de complejos con los iones metálicos del coagulante, para formar agregados insolubles. Además, el 22% de remoción de COD observado es cercano al 25-50%, el cual es lo normal en un proceso de coagulación con sulfato de aluminio en agua cruda con SUVA entre 2 y 4 [13].

En la etapa de filtración, la remoción observada fue del 11 % para el COT y 5% para el COD. Lo que muestra que la filtración es la segunda etapa de mayor eficiencia en la remoción de la MON reteniendo en los filtros de arena-antracita los flóculos que han quedado después de la etapa de coagulación-sedimentación. Además, la remoción de COD observada en los filtros rápidos puede deberse a adsorción en los flóculos y biodegradación, esta última es la principal forma de remoción de MON en filtros rápidos [1].

Según el cuadro 3, durante la etapa de coagulación-floculación se dio la mayor reducción de los parámetros UV254 y SUVA, indicando la remoción preferencial de la fracción de MON hidrofóbica con alto contenido aromático. Según Tak & Vellanki [1], el alto contenido aromático de la MON hidrofóbica posee una alta densidad de carga y un alto nivel de cargas negativas originadas en grupos carboxílicos y fenólicos. Por tanto, según los mismos autores, dicha fracción de MON tiende a dominar la carga coloidal presente en el agua y por tanto es más susceptible a ser removida por los procesos de coagulación.

### Parámetros sustitutos al análisis de COT y COD

Considerando que para la cuantificación del COT y COD son necesarios equipos y personal especializado, se requiere encontrar parámetros simples que permitan estimar la presencia y tipo de MON. En este estudio, se encontraron correlaciones positivas entre los siguientes pares de parámetros: COT vs color, COD vs color, COT vs turbidez, COD vs turbidez, color vs UV254, turbidez vs UV254, y COT vs COD. Sin embargo, los índices de correlación fueron inferiores a 0,50, excepto en el último caso que, como era de esperar, fue de 0,77. Como posible parámetro para sustituir el análisis de COT y/o COD se encontraron correlaciones con UV254 con un nivel de significancia mayor al 99% en ambos casos. Lo anterior luego de efectuar el análisis de correlación de Pearson con los valores seleccionados según se indica en la metodología, tanto para COT vs UV254 como para COD vs UV254. En las Figuras 5 y 6 se observa una correlación lineal entre el COT y la absorbancia UV254 ( $r^2 = 0,64$ ) y una correlación exponencial entre el COD y UV254 ( $r^2 = 0,61$ ) para todos los puntos de los 11 muestreos realizados. Según Reckhow y Singer [13], estos valores son menores a los reportados en otras investigaciones que hacen referencia a la medición de la luz UV254 como un parámetro sustituto y predictor de COT con coeficientes de correlaciones de 0,88 y 0,95. Sin embargo, la medición de la absorbancia de UV254 facilitaría la determinación simple de la presencia de MON tanto como COT como COD y podría indicar si hay un cambio brusco en esos parámetros.

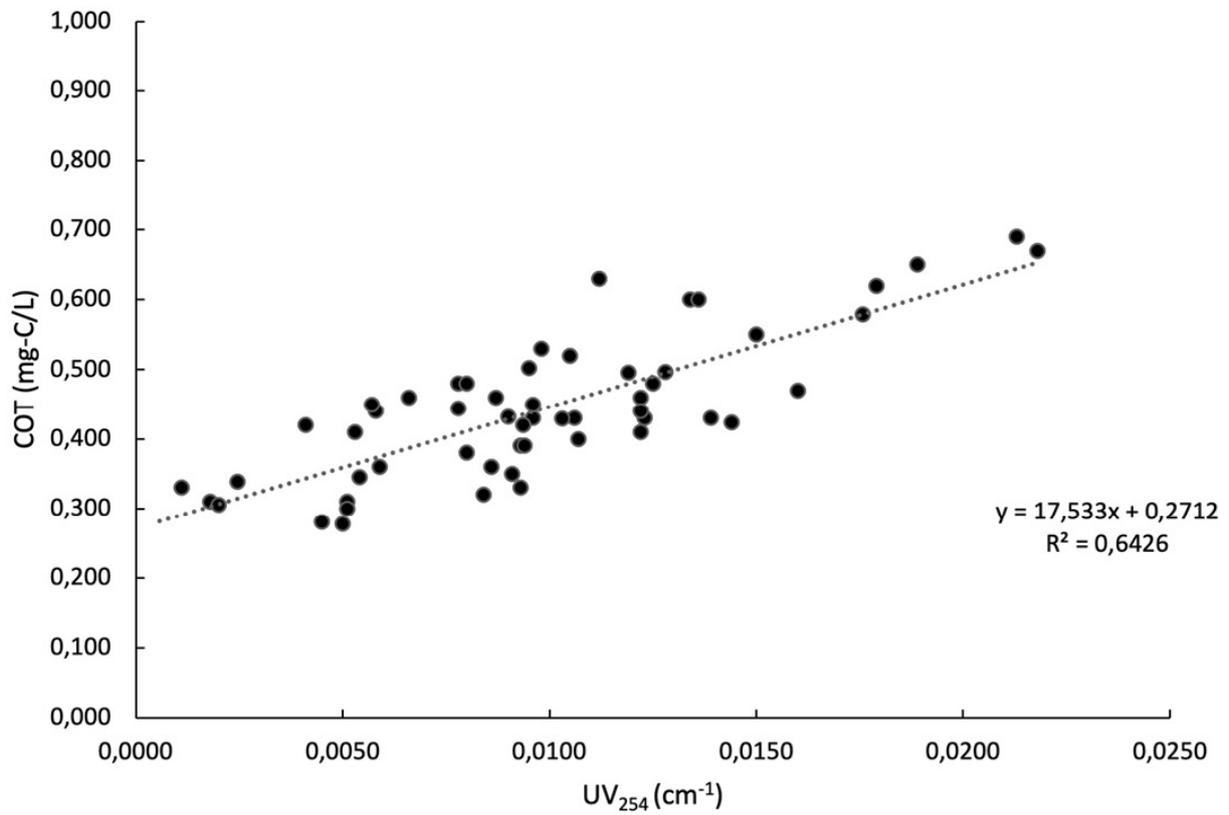
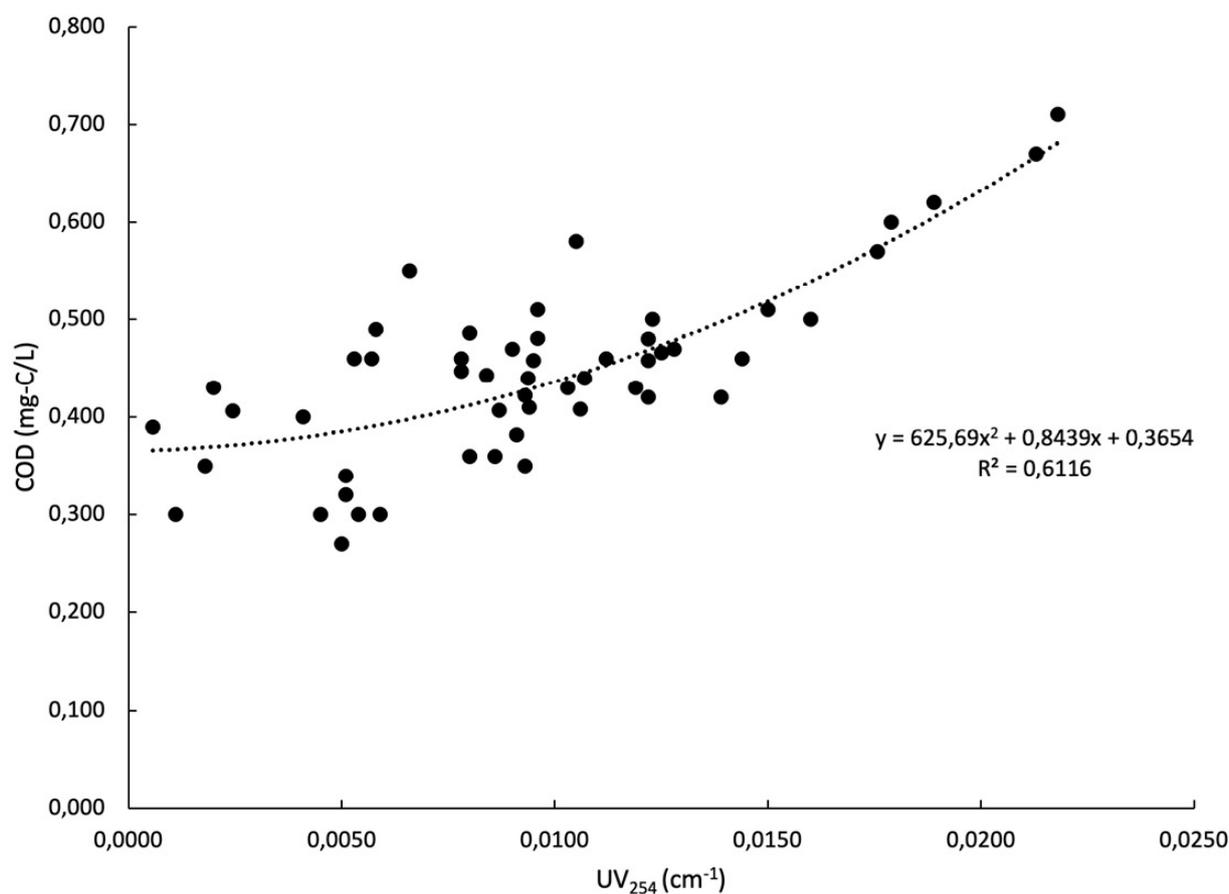


Figura 5

Correlación entre COT y UV<sub>254</sub> para el agua cruda de la planta potabilizadora El Cedral

Figura 5. Correlación entre COT y UV<sub>254</sub> para el agua cruda de la planta potabilizadora El Cedral.



**Figura 6**

Correlación entre COD y UV254 para el agua cruda de la planta potabilizadora El Cedral

Figura 6. Correlación entre COD y UV254 para el agua cruda de la planta potabilizadora El Cedral.

### Comportamiento del MON y formación de THMs en la red de distribución

El agua cruda del río Jorco presentó concentraciones bajas de MON que posteriormente fueron reducidas aún más por medio del sistema de tratamiento convencional instalado. No obstante, es importante, una vez clorada el agua, caracterizar el agua en términos de cloro libre y MON a lo largo de la red y su capacidad de formar THMs.

En el cuadro 4 se observa que a lo largo de la red se detectó la presencia de cloro en niveles apropiados para desinfección, desde 1,0 mg Cl<sub>2</sub>/L a la salida de la planta hasta 0,64 mg Cl<sub>2</sub>/L, al final de esta, luego de 21 km de red. De forma similar, en todo el transcurso se detectó MON entre 0,28 y 0,44 mg-C/L como COD. Considerando lo anterior, es de esperar la presencia de THMs en la red, según el Cuadro 4, la concentración de THMs totales a 5 km del punto de cloración fue de 4,39 µg/L, incrementándose hasta 11,16 µg/L en el último punto de muestreo de la red, en el km 21. Estas concentraciones detectadas están muy por debajo de lo que se estipula en la legislación nacional, con 200 µg/L para solo cloroformo por ejemplo [14]. Las bajas concentraciones de THMs totales encontradas se explican, además de las bajas concentraciones de COD mencionadas, por el valor de SUVA (1,97 a 1,34 L/mg-m). Según Tak y Vellanki [1], dichos valores inferiores a 2 L/mg-m se asocian a MON no húmica, constituida de compuestos orgánicos hidrofílicos de bajo peso molecular que no tiene correlación significativa con la formación de THMs. Además, esa reducción de SUVA confirma que en el proceso de potabilización se removió preferencialmente la materia orgánica aromática, hidrofóbica y de bajo a alto peso molecular que sería la responsable de la formación de DBPs [1].

Cuadro 4. Parámetros relacionados con la formación de THMs encontrados en la red de distribución de agua potable El Cedral.

**Cuadro 4**

Parámetros relacionados con la formación de THMs encontrados en la red de distribución de agua potable El Cedral

Punto de muestreo (km)	Parámetro	Cl <sub>2</sub> residual (mg/L)	COD (mg/L)	SUVA (L/mg-m)	CHCl <sub>3</sub> (µg/L)	CHBrCl <sub>2</sub> (µg/L)	THMs totales* (µg/L)
Cruda (0)		N.A.	0,50±0,06	2,58±0,09	N.A.	N.A.	N.A.
Filtrada (0)		N.A.	0,38±0,06	1,59	N.A.	N.A.	N.A.
Clorada (0)		1,10a±0,01b	0,28±0,06	1,97±0,02	N.A.	N.A.	N.A.
Oficinas AyA (5)		0,89±0,08	0,38±0,08	1,53±0,32	3,27 ±0,54	1,12 ±0,27	4,39±0,60
Calderones (8)		0,68±0,01	0,32±0,06	1,70±0,30	N.D.	N.D.	N.D.
Guaitil (16)		0,73±0,02	0,42±0,13	1,44±0,06	4,80 ±0,53	1,00 ±0,27	5,80±0,59
Coyolar (21)		0,64±0,13	0,44±0,06	1,34±0,20	9,72 ±0,54	1,44±0,27	11,16±0,60

N.A.: No aplica; N.D.: No detectable. \*CHBr3 y CHBr2Cl no fueron detectados en ninguna muestra. a: promedio; b: desviación estándar.

## Conclusiones

La efectividad en la remoción de MON utilizando tratamiento convencional con sulfato de aluminio ha sido ampliamente estudiado en regiones templadas y en algunas plantas a nivel tropical, pero existen pocos datos en Costa Rica. Por tanto, el objetivo principal de este estudio fue determinar la capacidad de remoción de MON en la planta de tratamiento convencional de El Cedral en el río Jorco, en San José, utilizando sulfato de aluminio como coagulante. Los resultados mostraron que agua cruda con  $0,96 \pm 0,19$  mg-C/L de COD, el sistema de potabilización pudo remover alrededor del 32%, mostrando eficiencias semejantes a las observadas en zonas templadas, para concentraciones bajas de COD. Además, en la etapa de coagulación-floculación se dio una disminución de UV254 y del parámetro SUVA, indicando la reducción de MON aromática e hidrofóbica con menos potencial para formar THMs. Lo anterior, en conjunto con la baja concentración de COD, explica los bajos valores de THMs encontrados en el agua a lo largo de la red de distribución. Finalmente, se determinó una buena correlación entre COT y COD con UV254, lo que sugiere que se puede usar este parámetro de medición simple y económico como sustituto de la medición del carbono orgánico.

## Agradecimientos

Los coautores agradecemos al profesor PhD Guillermo Calvo Brenes por su colaboración en la modelación de las correlaciones entre los diferentes parámetros de MON.

## Referencias

- [1] S. Tak and B.P. Vellanki “Natural organic matter as precursor to disinfection byproducts and its removal using conventional and advanced processes: state of the art review”, *J. of Water and Health*, vol. 16, no. 5, pp. 681-703, Oct., 2018. doi: 10.2166/wh.2018.032
- [2] J. Arboleda, *Teoría y práctica de la purificación del agua*. Bogotá: (R. Pertuz Ed.) 3era ed., McGraw Hill, 2000.
- [3] M. Popov, M. Kragulj, J. Molnar, A. Tubić, M. Watson, M. Šćiban, J. Agbaba, “Fate of natural organic matter and oxidation/ disinfection by-products formation at a full-scale drinking water treatment plant”, *Env. Technol.*, Feb., 2020. <https://doi.org/10.1080/09593330.2020.1732474>
- [4] A. Matilainen, M. Vepsäläinen, M. Sillanpää, “Natural organic matter removal by coagulation during drinking water treatment: A review”, *Adv. in Colloid and Interface Sci.* vol. 159, pp. 189-197, Jun., 2010. doi:10.1016/j.cis.2010.06.007
- [5] I. García “Removal of natural organic matter by enhanced coagulation in Nicaragua”, Licentiate thesis, Chem. Eng. and Technol. Dept., Royal Inst. of Technol., Stockholm, Sweden, 2005.
- [6] J. Qin, M. Oo, K. Kekre, F. Knops, P. Miller, “Impact of coagulation pH on enhanced removal of natural organic matter in treatment of reservoir water”, *Sep. and Purif. Technol.* Vol. 49, pp. 295-298, Sept. 2006. doi:10.1016/j.seppur.2005.09.016
- [7] M. Sururi, S. Notodarmojo, D. Roosmini, P. Putra, Y. Maulana, M. Dirgawati, “An Investigation of a Conventional Water Treatment Plant in Reducing Dissolved Organic Matter and Trihalomethane Formation Potential from a Tropical River Water Source”, *J. Eng. Technol. Sci.* vol. 52, no. 2, pp. 271-288, Apr. 2020. DOI: 10.5614/j.eng.technol.sci.2020.52.2.10
- [8] D. Mora-Alvarado, C. Portuguese-Barquero, “Agua para consumo humano y saneamiento en Costa Rica al 2016. Metas al 2022 y al 2030”, *Tecnol. en Marcha*. vol. 31-2, pp. 72-86, Apr-Jun., 2018. DOI: 10.18845/tm.v31i2.3625
- [9] A. Lazo, Comunicación personal, UEN Investigación y Desarrollo, Inst. Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, 02 Nov. 2020.
- [10] UEN Investigación y Desarrollo, Inst. Costarricense de Acueductos y Alcantarillados, Informe del proyecto: Aplicación de modelos de simulación y análisis geoespacial-ambiental para el estudio de tendencias en la cobertura y uso de la tierra y la dinámica del ecosistema en treinta y dos (32) cuencas hidrográficas de Costa Rica; Cuenca Río Jorco 18 Oct. 2018, pp.51-52
- [11] Instituto Meteorológico Nacional (2008). *Clima, variabilidad y cambio climático en Costa Rica* [Online]. Available: <http://cglobal.imn.ac.cr/documentos/publicaciones/CambioClimatico/climaVariabilidadCambioClimaticoCR.pdf>
- [12] APHA, AWWA, WPCF, *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21a ed., Am. Public Health Assoc., WA, EUA, 2005.
- [13] D.A. Reckhow, and P.C. Singer “Formation and control of disinfection by-products” in: *Water quality & treatment. A handbook on drinking water*, 6th ed., Denver, CO: Edzwald (ed), 2011, pp. 19.1-19.59.
- [14] M.S. “Reforma y adición al Decreto Ejecutivo no. 38924-s del 12 de enero del 2015” Reglamento para la Calidad del Agua Potable. Alcance No. 15 a la Gaceta No. 15 del 22-01-2019. pp 2-16
- [15] C. Chow, R. Fabris, M. Drikas, M. Holmes, “A case study of treatment performance and organic character”, *J. of Water Supply: Research and Technol.* vol 54, no. 6, pp. 385-395, Jul., 2005.
- [16] H. Kim and M. Yu, “Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processed for selection of treatment processed focused on DBPs control”, *Wat. Res.* vol. 39, pp. 4779-4789, Sept., 2005.

- [17] S. Marais, E. Ncube, T. Msagati, B. Mamba, T. Nkambule, “Comparison of natural organic matter removal by ultrafiltration, granular activated carbon filtration and full scale conventional water treatment”, *J. of Env. Chem. Eng.* vol. 6, pp. 6282-6289, Oct., 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2018.10.002>
- [18] M. Sillampää, M. Ncibi, A. Matilainen, M. Vespäläinen, “Removal of natural organic matter in drinking water treatment by coagulation: A comprehensive review”, *Chemosphere*, vol. 190, pp. 54-71, Sept., 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.113>