

Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola

• Eliet Veliz* •

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

*Autor de correspondencia

• José Guadalupe Llanes •

Universidad Autónoma de Sinaloa, México

• Lidia Asela Fernández • Mayra Bataller •

Centro Nacional de Investigaciones Científicas, Cuba

Resumen

Veli, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., & Bataller, M. (enero-febrero, 2016). Coagulación-floculación, filtración y ozonización de agua residual para reutilización en riego agrícola. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 7(1), 17-34.

El objetivo del trabajo fue la evaluación a escala de banco de los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización (cada uno por separado y con la combinación de todos) en el tratamiento de agua residual municipal para su reutilización en riego agrícola. Se evaluaron tres coagulantes: sulfato de aluminio, sulfato férrico y policloruro de aluminio, dos gradientes de velocidad de agitación y tres valores de pH. Para la filtración se utilizaron tres medios filtrantes: arena sílice, antracita y lecho mixto, para cuatro velocidades de filtración. En la ozonización se realizó un diseño experimental 2^3 para dos concentración de ozono en el gas (20 y 40 mg/l), dos flujo de gas (30 y 60 l/h) y dos tiempos de contacto (15 y 30 min): como variable respuesta se consideraron los contaminantes evaluados, se aplicaron dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l. Los coagulantes más eficientes fueron policloruro de aluminio y sulfato de aluminio. Se obtienen mejores resultados con el aumento de la velocidad de agitación en la mezcla rápida (278 G-S⁻¹) y se reducen las dosis de coagulante (50-66%). Se seleccionó la arena sílice por su mejor eficiencia como medio filtrante. En la etapa de ozonización se obtuvieron modelos estadísticos para predecir los niveles de reducción de los contaminantes evaluados, se propone una dosis mínima de ozono de 40 mg/l. Con el esquema de tratamiento propuesto se logran eficiencias de reducción de los parámetros físico-químicos (84-98%) y microbiológicos (99.98-100%), que permiten cumplir con las normas para reutilización en riego agrícola.

Palabras clave: coagulación-floculación, filtración, ozonización, tratamiento de agua residual, reutilización.

Abstract

Veli, E., Llanes, J. G., Fernández, L. A., & Bataller, M. (January-February, 2016). Coagulation-Flocculation, Filtration and Ozonation of Wastewater for Reuse in Crop Irrigation. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 7(1), 17-34.

The aim of this work was to perform a bench-scale evaluation of coagulation-flocculation, filtration and ozonation processes (each one separately and all combined) for the treatment of municipal wastewater for reuse in crop irrigation. Three coagulants (aluminum sulfate, ferric sulfate and aluminum polychloride), two stirring speeds and three pH values were evaluated. Three filter medias were used (silica sand, anthracite and mixed media bed) with four filtration speeds. For ozonation, a 2^3 experimental design was performed with two ozone gas concentrations (20 and 40 mg/l), two gas flows (30 and 60 L/h) and two contact times (15 and 30 min). The pollutants evaluated were treated as response variables. Ozone doses between 37 and 300 mg/l were applied. The most efficient coagulants were aluminum polychloride and aluminum sulfate. The best results were obtained with faster stirring speeds (278 G-S⁻¹) for rapid mixing, and the coagulant doses were reduced (50-66%). Silica sand was the filter medium selected since it had the best efficiency. During the ozonation stage, statistical models were obtained to predict the reduction levels of the pollutants evaluated. A minimum dose of 40 mg/l is proposed. With the treatment scheme presented, reduction efficiencies of 84-98% were obtained for the physiochemical parameters and 99.98-100% for microbiological parameters, which enables complying with the norms for reuse in crop irrigation.

Keywords: Coagulation-flocculation, filtration, ozonation, wastewater treatment, reuse.

Recibido: 28/03/2014

Aceptado: 09/09/2015

Introducción

Debido a la escasez de agua, la actividad agrícola se ha visto seriamente afectada y en muchos países se ha optado por el uso de agua residual sin tratamiento en el riego agrícola como única alternativa. En la región de América Latina existen más de 500 000 ha agrícolas irrigadas de manera directa con agua residual sin tratar (IDRC-OPS/HEP/CEPIS, 2002). En otras regiones del mundo sobresale China con unas 1 300 000 ha agrícolas, Pakistán con alrededor de 26% de su producción nacional de vegetales regadas con agua residual (Ensink, Mehmood, Vand der Hoeck, Raschid-Sally, & Amerasinghe, 2004) y Ghana con aproximadamente 11 500 ha (Keraita & Drechsel, 2004).

El agua residual ha sido utilizada desde hace más de doscientos años, aumentando la productividad del terreno debido a los altos contenidos en nutrientes para las plantas, ejemplo de esto son los estudios realizados por Miralles de Imperial *et al.* (2003), Zamora, Rodríguez, Torres y Yendis (2008), Simonete, Kiehl y Andrade (2003), Andrade, Marcet, Reyzábal y Montero (2000), Nascimento, Barros, Melo y Oliveira (2004), y Rodríguez, Arruda, Cleidson, Machado y Arnaldo (2006), donde refieren que el riego con agua residual de cultivos como el maíz, cebada, tomate, avena para forraje, alfalfa, chile, trigo y frijoles, entre otros, incrementa la producción entre un 67 y 150%.

En contraparte, otros autores (Cifuentes *et al.*, 2000) demuestran un aumento considerable de las enfermedades gastrointestinales, como consecuencia de los patógenos contenidos en el agua residual, originando problemas de salud pública, en especial en la población infantil. Otros estudios plantean que alrededor de un 40% de la población urbana contrae enfermedades infecciosas asociadas con el agua, por lo que este problema demanda urgente atención (Moscoso & Egocheaga, 2003; Angelakis, Bontoux, & Lazarova, 2003). El agua residual sin tratamiento puede contener sustancias químicas peligrosas que provienen de fuentes industriales, principalmente metales pesados, sustancias hormonales activas y antibióticos

(Yuan, 1998; Kuo, Zappi, & Chen, 2000; Joss *et al.*, 2005; Snyder, Wert, Rexing, Zegers, & Dnury, 2006; Nakonechny, Ikekata, & Gamal-El-Din, 2008). Los riesgos asociados con estas sustancias pueden constituir mayor amenaza para la salud a largo plazo y ser de más difícil manejo que el riesgo causado por los agentes patógenos excretados (Yuan, 1998; Kuo *et al.*, 2000; Joss *et al.*, 2005; Snyder *et al.*, 2006; Nakonechny *et al.*, 2008). Se estima que una décima parte de toda la población mundial consume productos agrícolas que se riegan con agua residual (RUAF Foundation, 2002).

Muchos países disponen de normas propias para la reutilización del agua residual, que pueden llegar a ser más estrictas, como la norma de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA, 1992), que exige entre 0 y 200 coliformes fecales en 100 ml según el tipo de cultivo, una DBO₅ entre 10 y 30 mg/l y sólidos suspendidos de 30 mg/l; otros países se guían por normas de organismos internacionales, como la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2006), que propone un máximo de mil coliformes fecales en 100 ml; la mayoría de las normas coinciden en la necesidad de eliminar los nematodos intestinales a menos de un huevo de helminto por litro de agua tratada.

Las tecnologías de tratamiento necesarias para el cumplimiento de estas normas implican el desarrollo de procesos de tratamiento y técnicas de desinfección más eficientes, para lograr una reutilización adecuada de las aguas tratadas, asegurando productos agrícolas seguros para consumidores y trabajadores, lo que al mismo tiempo permitiría minimizar su impacto al medio ambiente a un costo razonable.

Los tratamientos primarios avanzados (TPA) emplean la combinación de procesos de coagulación-floculación-sedimentación y filtración. Se logran reducciones de sólidos totales de 70 a 90%, lo cual es superior al tratamiento primario convencional y ligeramente inferior al tratamiento secundario, además pueden alcanzarse DBO₅ en el efluente del orden de 30 a 40 mg/l (Santiago, 2002).

La eficiencia del ozono como agente oxidante y desinfectante es bien conocida, inactivando

gérmenes muy resistentes al cloro con relativa facilidad (Roustan, Stambolieva, Duguet, Wable, & Mallevialle, 1991; Lezcano, Perez-Rey, Baluja, & Sanchez, 1999; Liberti, Notarnicola, & Lopez, 2000; Finch, Haas, Oppenheimer, Gordon, & Trussel, 2001; Orta-de-Velásquez, Rojas-Valencia, & Vaca-Mier, 2002; Pei-Xu, Janex, Savoye, Cockx, & Lazarova, 2002; Thompson & Leong, 2007; Zhang, Huck, Anderson, & Stublely, 2007). Lo mismo ocurre con la inactivación de virus, quistes de parásitos como *Giardia lamblia*, *Cryptosporidium parvum* y diferentes especies de amebas (Hertemann, Block, Joret, Foliguet, & Richard, 1983; Vaughn, Chen, Lindburg, & Morales, 1987; Herbold, Flehming, & Botzenhart, 1989; Janex et al., 2000; Finch et al., 2001; Rojas-Valencia, 2004).

El gran poder oxidante del ozono determina su empleo para la oxidación de un gran número de sustancias orgánicas, la obtención de compuestos oxigenados, el tratamiento de mezclas de compuestos orgánicos para aumentar su biodegradabilidad, y para disminuir los contaminantes químicos de agua residuales industriales o domésticas (Haapea, Coronen, & Tunkanen, 2002; Beltrán, 2004; Snyder et al., 2006; Ried, Mielckle, & Wieland, 2007; Yasunaga & Hirotsuji, 2008), y para la oxidación de compuestos que no se oxidan con facilidad por métodos convencionales (Ried, Mielckle, & Kampmann, 2003; Haapea et al., 2002; Wang, Gamal El-Din, & Smith, 2004; Zinder, Pert, & Rexing, 2006; Naghashkar & Gamal-El-Din, 2005; Bataller et al., 2005; Hernández et al., 2008; Fernández et al., 2010).

El objetivo del presente trabajo fue la evaluación a escala de banco de la combinación de los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización (cada uno por separado y con la combinación de todos) en el tratamiento de agua residual municipal para su reutilización en riego agrícola.

Materiales y métodos

El estudio se realizó en el Laboratorio de Tecnologías de Tratamiento con Ozono del Centro

Nacional de Investigaciones Científicas de Cuba, en colaboración con especialistas de la Universidad Autónoma de Sinaloa, México. El agua residual fue colectada en el punto de entrada a la laguna de estabilización del Reparto San Agustín, en el municipio La Lisa, provincia La Habana, Cuba. El muestreo se realizó de forma puntual, en un día aleatorio de cada mes, durante un año (septiembre 2011-agosto 2012), para un total de 12 muestreos en periodos que abarcaron todas las estaciones climatológicas de esta región tropical. Las aguas se colectaron en tanques plásticos de 20 l de capacidad para su inmediato uso en los experimentos. Cuando fue necesario almacenarlas por 24 h, se guardaron en refrigeración entre 4 y 8 °C (277 y 281 K).

Los procesos de coagulación-floculación, filtración y ozonización se estudiaron de manera independiente, para comprobar la efectividad de cada uno en la reducción de contaminantes. Después se combinaron todos los procesos de tratamiento, funcionando el esquema de tratamiento en continuo. El trabajo se realizó a escala de banco.

Proceso de coagulación-floculación (C-F)

Se empleó la prueba de jarras, empleando un equipo de seis unidades con paletas de 0.05 m de diámetro y vasos de precipitado de 2 l de capacidad con diámetro de 0.12 m, lo que implica una relación $d_{\text{paleta}}/d_{\text{vaso}}$ de 0.41.

Se evaluaron tres coagulantes: sulfato de aluminio ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 16\text{H}_2\text{O}$) marca AnalaR, sulfato férrico ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$) de igual procedencia y un coagulante comercial de la firma Prosfloc (policloruro de aluminio en polvo PAC); los tres coagulantes se estudiaron en un intervalo de dosis entre 50 y 400 mg/l.

Todo el estudio se realizó para dos gradientes de velocidad de agitación, con el objetivo de evaluar la influencia de la agitación rápida (100 y 250 rpm (72 y 278 $\text{G}\cdot\text{S}^{-1}$) durante 1 min) en la disolución del reactivo y en la eficiencia del proceso; en ambos casos, la agitación lenta fue de 50 rpm (30 $\text{G}\cdot\text{S}^{-1}$) durante 20 min y la sedimentación de 30 min.

Utilizando el mejor coagulante, dosis y gradiente de velocidad obtenidos en los estudios previos, se evaluó el proceso de coagulación floculación para tres valores de pH (5, 7, 9). Se utilizó un pHmetro marca HANNA.

Finalmente, con el mejor coagulante, dosis, pH y gradiente de velocidad obtenido en el estudio previo, se realizó el proceso en un tanque de 40 l de capacidad y diámetro interno de 0.3 m; se utilizó un agitador mecánico marca Janke&Kunkel modelo RW20DZM. El diámetro de la paleta de agitación usada fue de 0.10 m (relación $d_{\text{paleta}}/d_{\text{vaso}}$ de 0.33). Una vez terminado el proceso y sedimentados los lodos, el agua residual tratada se separó por reboso, quedando disponible para ser empleada en el estudio de filtración.

Proceso de filtración

Se evaluaron tres medios filtrantes: arena sílice, antracita y lecho mixto de ambos materiales. Se determinó el tamaño efectivo, para la arena sílice de 0.43 mm y para la antracita de 0.66 mm. El coeficiente de uniformidad resultó ser de 1.32 y 2.50, respectivamente. El lecho mixto se conformó con un 70% de antracita ubicada en la parte superior del filtro y un 30% de arena sílice ubicada en la parte inferior (Maldonado, 2000). Utilizando un filtro rápido a presión con área transversal de 43.56 cm² (0.004356 m²), se estudiaron velocidades de filtración de 44, 66, 132 y 209 m³/m²/d, que según el área del filtro corresponden a caudales de filtración de 8, 12, 24 y 38 l/h. Se escogieron estas velocidades de filtración para hacer el estudio por debajo y por encima de los valores de trabajo recomendados en la literatura para filtros rápidos a presión (120-150 m³/m²/d) (Maldonado, 2000).

Proceso de ozonización

Se empleó el agua residual que antes había sido coagulada-floculada y filtrada con las mejores condiciones de operación obtenidas en los estudios anteriores. La ozonización se realizó en una columna de 5 l de capacidad y diámetro

de 0.10 m, con difusor poroso de boro silicato en su parte inferior y una válvula para la toma de muestras ubicada en la mitad de la columna de líquido. En la parte superior de la columna, en la salida de gases, se conecta un sistema de recolección de espuma, ubicado antes del sistema de destrucción de ozono gaseoso residual. Se realizó un diseño experimental 2³, para la determinación de las mejores condiciones de operación, realizándose los experimentos en régimen semicontinuo.

Las condiciones experimentales fueron:

- Concentración de ozono en el gas $C(O_3)_g$: 20 y 40 mg/l.
- Flujo de gas (Q_g): 30 y 60 l/h (0.5 y 1.0 l/min).
- Tiempos de contacto (t_c): 15 y 30 minutos.

Como variable respuesta se consideraron los contaminantes evaluados.

La combinación de estas condiciones experimentales permite calcular las dosis de ozono aplicadas por la siguiente expresión:

$$D_a(O_3) = \frac{C(O_3)_g(\text{ent}) * Q_g * t_c}{V}$$

Donde:

- $D_a(O_3)$: dosis aplicada de ozono (mg/l).
- $C(O_3)_g(\text{ent})$: concentración de ozono en el gas a la entrada de la columna (mg/l).
- Q_g : flujo del gas (l/h).
- V : volumen de residual (l).
- t_c : tiempo de contacto (h).

Este diseño implicó la aplicación de dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l y la realización de 24 corridas experimentales en tres bloques aleatorios.

Determinación de la dosis de ozono a escala de banco

La ozonización se hizo en régimen continuo, empleando un diseño experimental 3², con-

siderando como variables independientes la concentración de ozono en el gas y el flujo de gas. Se fijó como parámetro de medición la concentración de ozono disuelto en el líquido para un tiempo de contacto de 20 minutos. Las condiciones experimentales fueron:

- Concentración de ozono en el gas $C(O_3)_g$: 20, 30 y 40 mg/l.
- Flujo de gas (Q_g): 30, 60 y 90 l/h (0.5; 1.0 y 1.5 l/min).

Se tomó como criterio de aceptación la dosis mínima en la cual se comienzan a detectar concentraciones de ozono disuelto en el agua igual o superior a 0.1 mg/l. Esta concentración de ozono residual indica que se han completado la mayoría de las reacciones con los contaminantes, fundamentalmente los de origen microbiológico (Paraskeva, Lambert, & Graham, 1998; Janex et al., 2000).

El esquema completo de tratamiento utilizado se muestra en la figura 1.

Determinaciones físico-químicas y microbiológicas

Los siguientes análisis se realizaron por las técnicas descritas en el Standard Methods

(APHA 2005, ed. 21): pH, turbiedad (2130-A), color (2120-C), demanda química de oxígeno (DQO) (5220-D), sólidos suspendidos totales (SST) (2540-D). Además se midió:

- Absorbancia a 254 nm: se miden la mayoría de los compuestos aromáticos e insaturados, compuestos precursores de trihalometanos y organoclorados, así como compuestos fenólicos (Beltrán, 2004).
- Concentración de ozono gaseoso: se midió con un espectrofotómetro Ultrospec III de la firma Pharmacia, por medición directa del ozono a longitud de onda de 256 nm, empleando una cubeta de flujo de 1 mm.
- Concentración de ozono en el líquido: se midió de forma continua durante toda la etapa de ozonización, utilizando un equipo de medición directa de ozono con electrodo selectivo, marca Dulcometer de la firma Prominent, calibrado por el método del índigo trisulfonato de sodio.

Se determinaron microorganismos coliformes fecales por ser un organismo indicador de contaminación fecal regulado en normas para vertimiento o reutilización de agua residual, mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples (9221-C). Además, se cuantificaron

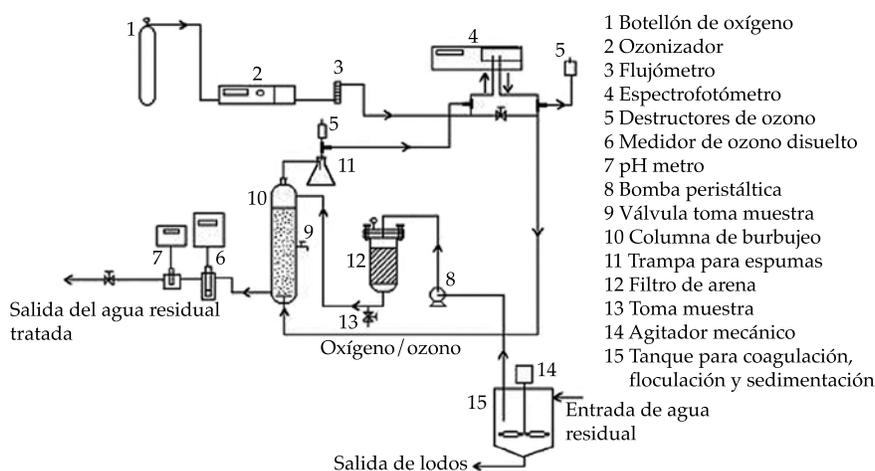


Figura 1. Diagrama de flujo utilizado a escala de banco.

microorganismos del género *Pseudomona* sp. y *Salmonella/Shigella*, por siembra directa en medio de cultivo diferencial (9260-E). La determinación cuantitativa de huevos de helminto se realizó por un procedimiento de sedimentación descrito por la Organización Mundial de la Salud (OMS, 1996).

Análisis estadístico

El procesamiento de los resultados, así como el análisis de optimización, se llevó a cabo utilizando el programa de cómputo *Statgraphics Plus* versión 5.0. Se determinó la media y desviación estándar de todos los grupos de datos mediante análisis de varianza (Anova) para un 95% de confianza. Para determinar si existían o no diferencias significativas entre los grupos, se realizó una prueba de rangos múltiples (Duncan) también para un 95% de confianza. Cada experimento se hizo por triplicado ($n = 3$).

Resultados

En el cuadro 1 se presentan los valores promedios y sus respectivas desviaciones estándar, así como los valores mínimos y máximos de los parámetros físico-químicos y microbiológicos

del agua residual durante el periodo de estudio. Al analizar estos valores se puede observar que la mayor contaminación es debida a partículas y coloides en suspensión que aportan al agua una elevada turbidez y color aparente, así como una considerable presencia de organismos patógenos.

Los valores promedio de DQO obtenidos indican que existe una contaminación media del agua y pudieran estar asociados, entre otros, a compuestos surfactantes (detergentes), grasas y aceites, y compuestos orgánicos en general, todos ellos característicos de estas aguas, cuya procedencia es fundamentalmente de origen doméstico. La relación DBO_5/DQO promedio es de 0.56, lo que indica una buena biodegradabilidad de las mismas (Menéndez & Pérez, 2007). Las concentraciones de los metales pesados evaluados se encuentran en niveles muy bajos y no representan riesgo en tal agua, aun sin tratamiento. Como se puede observar, esta agua residual dispone de concentraciones elevadas de nutrientes, que en este caso resultan favorables como fertilizantes orgánicos para la agricultura.

Debido a la variabilidad observada en todos los parámetros, se sugiere que la tecnología de tratamiento que se implemente disponga

Cuadro 1. Caracterización del agua residual durante todo el estudio (septiembre 2011-agosto 2012); $n = 12$.

Parámetros	Unidades	Promedio	Mín.-máx.
pH	-	7.35	6.57 - 7.55
Turbiedad	UNT	201 ± 101	82 - 458
SST	mg/l	221 ± 66.7	90 - 435
Color	U Pt-Co	990 ± 380	310 - 2 140
Absorbancia a 254 nm	nm	0.98 ± 0.27	0.447 - 1.381
DQO	mg/l	431.4 ± 186.8	115 - 946
Coliformes totales	NMP/100 ml	$(1.45 \pm 0.87) \times 10^7$	$(1.1 - 3.2) \times 10^7$
Coliformes fecales	NMP/100 ml	$(6.18 \pm 3.46) \times 10^6$	$(0.24 - 1.2) \times 10^7$
Huevos de helminto	HH/l	4.3 ± 1.2	1 - 6
<i>Pseudomona</i> sp.	UFC/ml	$(6.02 \pm 1.65) \times 10^3$	$(3.8 - 8.1) \times 10^3$
<i>Shigella/Salmonella</i>	UFC/ml	$(8.2 \pm 3.2) \times 10^3$	$(0.45 - 1.3) \times 10^4$

UNT: unidades nefelométricas de turbiedad; U Pt-Co: unidades de platino-cobalto.

NMP: número más probable; HH: huevos de helminto.

UFC: unidades formadoras de colonias.

de tanques colectores iniciales, con el objetivo de homogenizar el agua residual que llega al sistema de tratamiento. Estos tanques iniciales sirven además como sedimentadores primarios, con el objetivo de contener los sólidos más gruesos que son fácilmente sedimentables.

Proceso de coagulación-floculación

Obtención del mejor coagulante, dosis de trabajo y gradiente de agitación

En la figura 2 se presentan los resultados de las condiciones experimentales evaluadas para el gradiente 1 de velocidad de agitación. Debido a que posterior a esta etapa de tratamiento existen otras etapas que disminuyen aún más la turbiedad del agua, se decidió escoger como dosis mínima de cada coagulante la que estuviera por debajo de 25 unidades nefelométricas de turbiedad (UNT). Las muestras iniciales (0), para los muestreos realizados con sus réplicas se consideran homogéneas.

En las figuras 3 (a y b) se muestra la comparación estadística de los valores promedios de turbiedad entre los tres coagulantes para cada dosis y entre cada una de las dosis para cada coagulante para el gradiente 1.

Se observa en la figura 3a que se obtienen las mayores eficiencias de reducción de turbiedad con el sulfato de aluminio y el PAC, sin diferencias significativas entre ambos para las dosis evaluadas. Los resultados en el caso del sulfato férrico son estadísticamente diferentes a los obtenidos con los otros dos coagulantes.

En la figura 3b, al comparar estadísticamente las dosis para cada coagulante y teniendo en cuenta el valor de 25 UNT, se obtiene que las dosis que cumplen son:

PAC = 100 mg/l, sulfato de
aluminio = 150 mg/l,
sulfato férrico = 300 mg/l.

Al realizar el mismo análisis anterior para el gradiente 2 de velocidad de agitación se presentan las figuras 4 y 5 (a y b).

En la figura 5b se observa que con la menor dosis estudiada, con el PAC se logra obtener valores de turbiedad menores de 25 UNT con diferencias significativas con respecto a los otros dos coagulantes. El sulfato de aluminio, a partir de 100 mg/l, permite cumplir con el criterio fijado y se iguala estadísticamente con el PAC. El sulfato férrico cumple con el criterio de selección a partir de los 200 mg/l, aunque

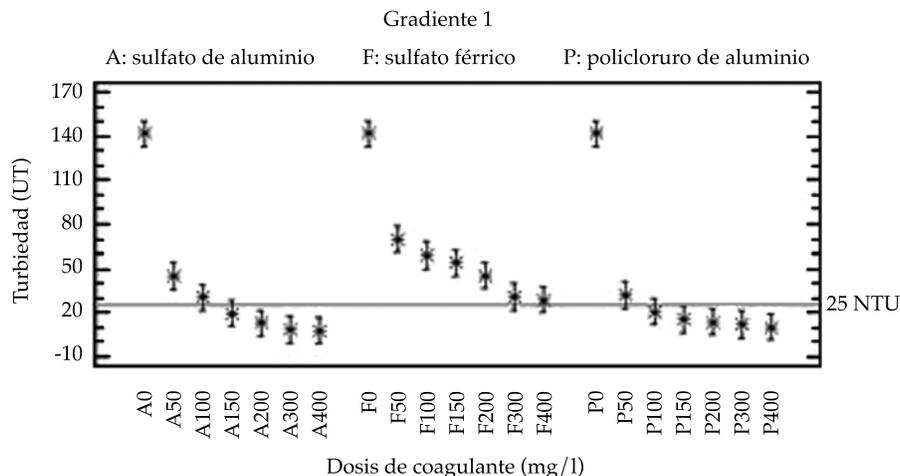


Figura 2. Comparación de los tres coagulantes para las seis dosis aplicadas y el empleo del gradiente 1.

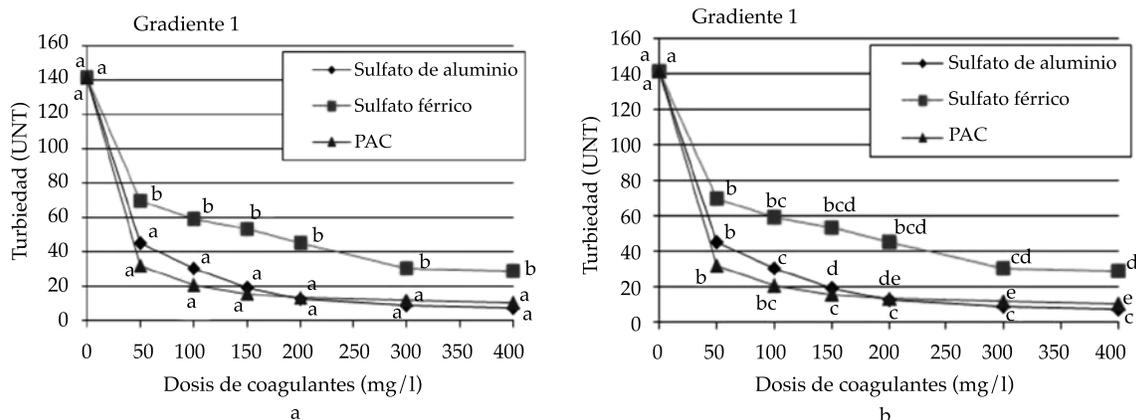


Figura 3. Comparación estadística para el gradiante 1: a) comparación entre coagulantes para cada dosis; b) comparación entre dosis para cada coagulante.

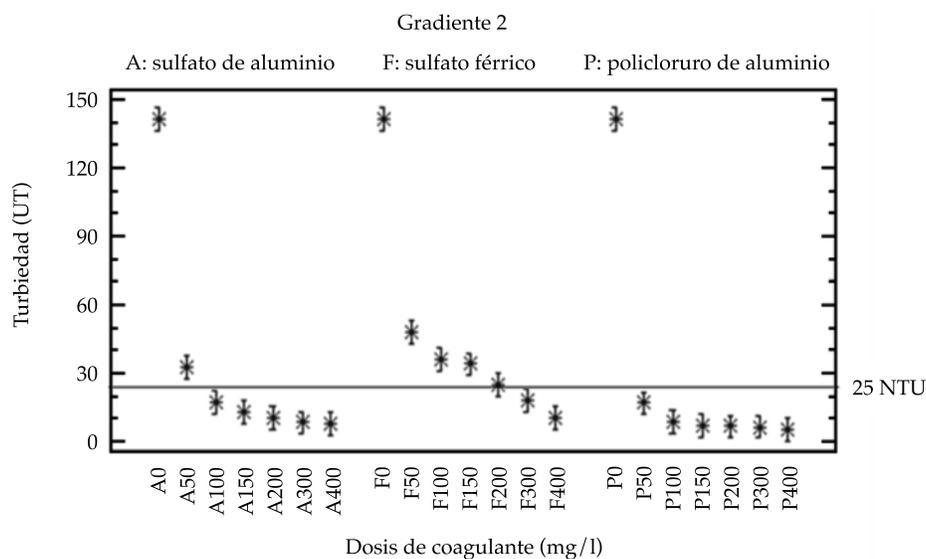


Figura 4. Comparación de los tres coagulantes para las seis dosis aplicadas y el empleo del gradiante 2. A: sulfato de aluminio, F: sulfato férrico, P: policloruro de aluminio.

difiere de modo significativo de los otros dos coagulantes.

De este análisis se decide escoger para este gradiante las siguientes dosis:

PAC = 50 mg/l, sulfato de aluminio = 100 mg/l y sulfato férrico = 200 mg/l.

Estas dosis son similares a las reportadas por otros investigadores para aguas residuales (Durán, González, & Ramirez, 2001; Jubersay & Gilceira, 2011; Ramírez & Sierra, 2014). En otros trabajos se reportan dosis menores, pero en la mayoría de los casos el empleo del coagulante fue seguido de la aplicación de algún producto floculante que ayuda y favorece el proceso, por

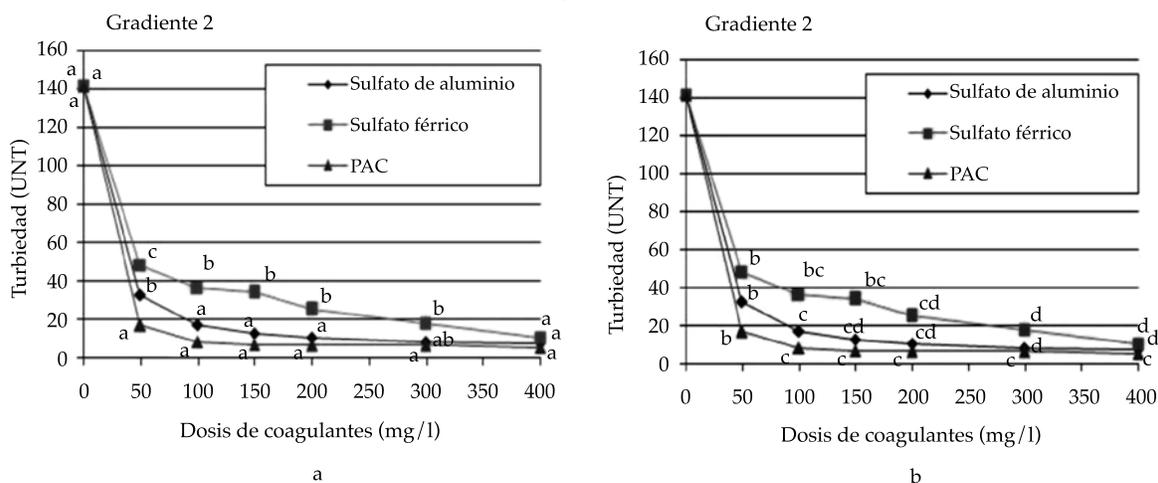


Figura 5. Comparación estadística para el gradiente 2: a) comparación entre coagulantes para cada dosis; b) comparación entre dosis para cada coagulante.

lo que en esos casos se logró reducir las dosis de los coagulantes evaluados (Tsukamoto, 2002).

Al realizar la comparación estadística entre ambos gradientes de velocidad de agitación, se obtuvo que en todos los coagulantes, para las dosis de 50 y 100 mg/l, existan diferencias significativas entre ambos gradientes, obteniéndose los mejores resultados con el gradiente 2. Para las dosis mayores no existen diferencias significativas entre ambos gradientes.

Teniendo en cuenta esta influencia positiva del aumento de la velocidad de agitación en la mezcla rápida para las menores dosis, se recomienda la implementación a escala industrial de sistemas que incrementen la eficiencia de mezcla y disolución de los coagulantes con el agua a tratar, para de esta manera aumentar la posterior formación de flóculos en números y tamaños.

Influencia del pH en el proceso de coagulación-floculación

Para estudiar la influencia que pueda presentar la variabilidad del pH del agua residual en el proceso de coagulación-floculación, se realizó un estudio con tres pH (5, 7, 9), empleando como coagulante sulfato de aluminio en dosis

de 100 mg/l y aplicando el gradiente 2 de velocidad de agitación.

La condición más desfavorecida fue a valores de pH = 9, debido a la formación de aluminatos ($Al_2O_3^{3-}$), que por su carga negativa se repelen entre ellos y con las cargas negativas de los coloides presentes en el agua residual; por este motivo se incrementa la formación de microfloculos que quedan en suspensión y no sedimentan, aportando mayor turbiedad al agua y disminuyendo de forma significativa la eficiencia del proceso.

En la figura 6 (a y b) se presenta la influencia del pH en la reducción de turbiedad y materia orgánica medida a 254 nm en cinco experimentos realizados con agua residual muy contaminada, con valores iniciales de turbiedad superiores a 120 UNT y absorbancia a 254 nm superiores a 1.0.

El análisis estadístico de estos resultados se presenta en la figura 7, donde se aprecia que no existen diferencias significativas entre los valores promedio de turbiedad en las aguas a valores de pH de 5 y 7; lo mismo ocurre al comparar las aguas con valores de pH de 7 y 9. Por el contrario, se evidencian diferencias significativas para la turbiedad en los valores de pH de 5 y 9.

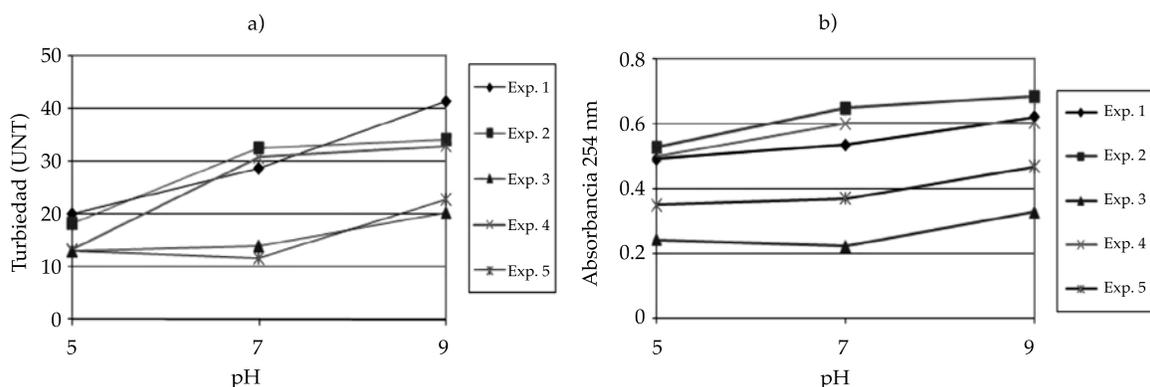


Figura 6. Influencia del pH en la reducción de turbidez (a) y materia orgánica medida a 254 nm (b); $n = 5$.

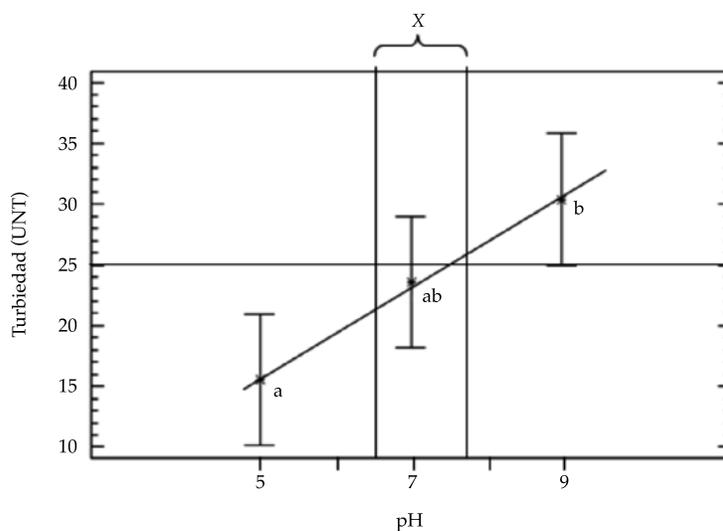


Figura 7. Comparación estadística entre los valores de pH evaluados; $n = 5$.
X: intervalo de pH de las aguas residuales estudiadas.

Teniendo en cuenta que el intervalo de pH de las aguas residuales estudiadas se encontró entre 6.5 y 7.8, y que los valores de turbiedad alcanzados con el ajuste de pH = 7 son inferiores a 25 UNT y no difieren de modo significativo de los obtenidos a pH = 5, se puede plantear que no es necesario la implementación de sistemas de ajuste de pH.

Proceso de filtración

En la figura 8 (a y b) se muestra la influencia de los tres medios filtrantes (a) y los caudales de filtración (b) evaluados en la retención de partículas que aportan turbiedad al agua. Se observa que en todas las condiciones experimentales se logran reducciones de turbiedad con diferencias

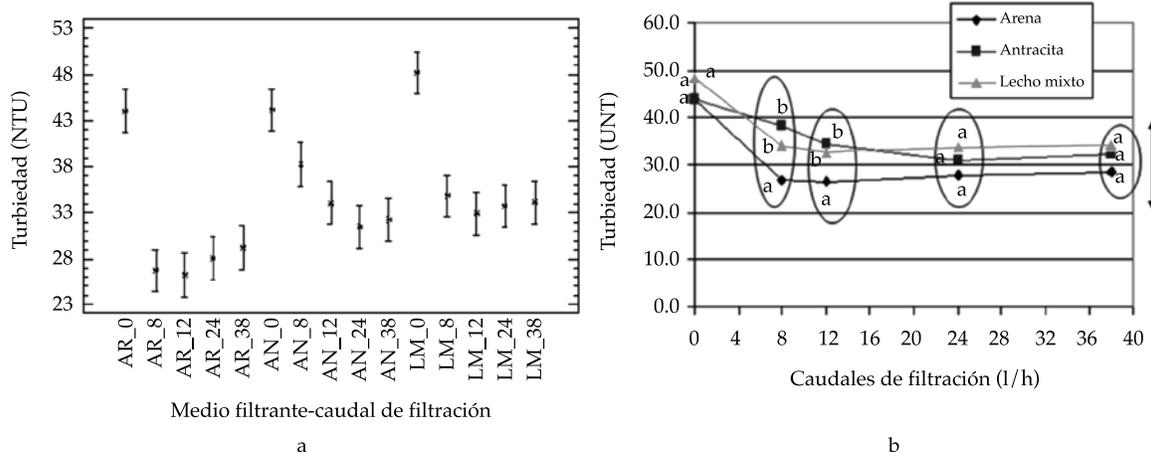


Figura 8. Comparación estadística entre los tres medios filtrantes (a) para cada caudal de filtración (b). AR: arena, AN: antracita, LM: lecho mixto.

significativas con respecto a la muestra inicial, por lo que se considera una buena etapa de seguridad para retener partículas que no fueron sedimentadas en el proceso de coagulación-floculación. En el caso de los menores caudales de filtración (8 y 12 l/h), se logra una mayor reducción de turbiedad con la filtración por arena, con diferencias significativas con respecto a los otros medios filtrantes. Esta diferencia es importante para escoger el medio filtrante si se decidiera utilizar un filtro lento por gravedad.

Para los caudales de filtración de 24 l/h (132 m³/m²/d) y 38 l/h (209 m³/m²/d), se logran para los tres medios filtrantes remociones de turbiedad sin diferencias significativas entre ellos. Esto indica que para filtros rápidos a presión, trabajando con los caudales de filtración recomendados (120-150 m³/m²/d), se puede emplear cualquiera de los medios de filtración evaluados.

Por otra parte, en este estudio se emplearon filtros de material acrílico transparente y se comprobó que en la operación de retrolavado de los filtros (lavado a contracorriente del material filtrante), la arena, al tener mayor peso específico que la antracita (1.7 veces superior), permite mayores caudales y presiones de retrolavado y mejor limpieza del material filtrante sin perder

en el proceso sus partículas más finas, que son las que permiten un mejor filtrado y que no se formen canales dentro del material filtrante. En el caso de la antracita, al aumentar la presión de retrolavado para expandir la capa filtrante, las partículas más finas y de menor peso son arrastradas hacia la salida superior del filtro por el agua de lavado.

Teniendo en cuenta los resultados anteriores y que la arena sílice es uno de los materiales más baratos, comunes y de mejor operación que se emplean en la filtración de aguas, se seleccionó como medio filtrante para el esquema de tratamiento a proponer a mayores escalas. Autores como McNeilla, Almasrib y Mizyed (2009), y Bakopoulou, Emmanouil y Kungolos (2011) refieren el uso de la filtración por arena sílice en los esquemas de tratamiento de aguas residuales. De igual forma, Jiménez (2002) propone el empleo de este medio filtrante para retener partículas que salen de la etapa de coagulación floculación, así como en la retención de huevos de helminto.

Proceso de ozonización

En las condiciones experimentales evaluadas se obtuvieron modelos estadísticos para varios

contaminantes fisicoquímicos y microbiológicos, en un intervalo de dosis de ozono entre 37 y 300 mg/l. El análisis de estos modelos permite conocer cuáles de los parámetros de operación tiene una mayor influencia en la eficiencia de esta etapa de tratamiento. Se presentan a continuación los modelos obtenidos para los parámetros evaluados.

$$\text{– Turbiedad (NTU)} = 34.6 - 0.481 * C(O_3)_g - 0.229 * Q_g$$

$$R^2 = 78.4\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.009; Q_g: 0.0083)$$

$$\text{– Color (UPt-Co)} = 126 - 3.16 * C(O_3)_g - 2.01 * Q_g + 0.05 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 78.0\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0026; Q_g: 0.0076; C(O_3)_g * Q_g: 0.0076)$$

$$\text{– Abs 254 nm} = 0.711 - 0.00693 * C(O_3)_g - 0.00265 * Q_g - 0.00536 * t_c$$

$$R^2 = 83.5\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0001; Q_g: 0.0069; t_c: 0.0065)$$

$$\text{– DQO (mgO}_2\text{/L)} = 335.98 - 2.411 * C(O_3)_g - 1.797 * Q_g$$

$$R^2 = 75.3\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0388; Q_g: 0.0235)$$

$$\text{– Coliformes fecales (NMP/100 ml)} = 9\,965.0 - 246.75 * C(O_3)_g - 162.392 * Q_g + 4.023 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 82.0\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0015; Q_g: 0.0022; C(O_3)_g * Q_g: 0.0028)$$

$$\text{– Salmonella y Shigella (UFC/ml)} = 189.0 - 4.725 * C(O_3)_g - 3.083 * Q_g + 0.077 * C(O_3)_g * Q_g$$

$$R^2 = 81.2\%; \text{ valor-P} = (C(O_3)_g: 0.0017; Q_g: 0.0029; C(O_3)_g * Q_g: 0.0029)$$

Se observa, de forma general, que la concentración de ozono en el gas ($C(O_3)_g$) y el flujo de gas (Q_g) son los parámetros que mayor influencia tienen en la reducción de los contaminantes.

La importancia del flujo de gas y de la concentración de ozono en el mismo también se ve reflejada en el cuadro 2, donde se muestran los resultados de la optimización local de los factores de ozonización, con un criterio de minimización de cada contaminante en el proceso. Se observa que para reducir al mínimo estos contaminantes es necesario aplicar la mayor concentración y flujo de gas evaluado, no siendo así para el tiempo de contacto, donde en varios casos sólo es necesario 15 minutos de ozonización. Esto último es importante si se tiene en cuenta que la mayor contaminación que llega a esta etapa de tratamiento es por microorganismos patógenos, que de acuerdo con los resul-

Cuadro 2. Optimización local de los factores de ozonización para contaminantes físico-químicos y microbiológicos evaluados.

Parámetro	Factores			Valor óptimo del parámetro minimizado
	CO _{3g} (mg/l)	Q _g (l/h)	t _c (min)	
Turbiedad	40.0	60.0	30.0	1.59 NTU
Color	40.0	60.0	15.0	0.0 (U Pt-Co)
Abs. 254 nm	40.0	60.0	30.0	0.114
SAAM	40.0	60.0	30.0	0.1 mg/l
DQO	40.0	60.0	15.0	131.7 mg/l
Coliformes fecales	40.0	60.0	15.0	8.5 NMP/100 ml
Salmonella/Shigella	40.0	60.0	15.0	0.0 UFC/ml

tados obtenidos son eliminados con un menor tiempo de ozonización, permitiendo reducir las dosis de ozono y el costo del tratamiento.

Determinación de la dosis de ozono para posteriores escalados

En el cuadro 3 se muestran las concentraciones promedios de ozono disuelto obtenidas para cada dosis de ozono aplicada según el diseño experimental desarrollado. Las dosis sombreadas corresponden a las concentraciones de ozono disuelto ($C(O_3)_L$) iguales o superiores a 0.1 mg/l. Se escogió este valor como criterio de selección, pues existen investigaciones que demuestran que bajas concentraciones de ozono en líquido son suficientes para obtener altas eficiencias de inactivación de microorganismos (Paraskeva et al., 1998; Janex et al., 2000). Además, con esta concentración de ozono disuelto y un tiempo de contacto de 20 a 30 min, se estaría aplicando un valor de CT entre 2 y 3 mg/l-min, suficiente para lograr la desinfección requerida (Janex et al., 2000). De igual forma, la medición en el agua tratada de concentraciones residuales del desinfectante que se esté aplicando es indicativo que se satisfizo la demanda inicial del mismo y que la mayoría de las reacciones con los contaminantes presentes se completó.

La dosis mínima de ozono que cumple con el criterio de selección mencionado con anterioridad es la de 80 mg/l, y corresponde a la combinación de la mayor concentración de ozono en el gas y el menor flujo de gas. De igual

forma se aprecia, para la menor concentración de ozono en el gas, la influencia positiva del aumento del flujo de gas.

Del análisis de este diseño experimental se obtuvo el siguiente modelo estadístico:

$$CO_{3 \text{ líquido}} \text{ (mg/l)} = -0.1775 + 0.0139(Q_g \cdot CO_{3 \text{ g}}) R^2 = 90\%, N = 27$$

Este modelo permite estimar las concentraciones promedio de ozono disuelto que se obtendrían con la aplicación de la combinación del flujo de gas y la concentración de ozono en el gas, para este tipo de agua residual que previamente se trató por procesos de coagulación-floculación y filtración. Esta estimación también se puede realizar empleando el gráfico de la figura 9 para un 95% de confianza.

Estudio de la combinación de los procesos funcionando en continuo

En el cuadro 4 se muestra la comparación estadística de los resultados obtenidos con la aplicación de tres dosis de ozono (40, 80 y 160 mg/l), en la reducción de los contaminantes físico-químicos y microbiológicos presentes después del proceso de coagulación-floculación y filtración.

En la operación en continuo del esquema de tratamiento se comprueba que las primeras etapas de tratamiento (C-F+F) son muy eficientes en la reducción de turbiedad, SST y color, con niveles de eliminación entre 83 y 91%, y

Cuadro 3. Concentraciones promedio de ozono disuelto para las dosis de ozono evaluadas.

$C(O_3)_g$ (mg/l)	Q_g (l/min)					
	0.5		1.0		1.5	
	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE	Dosis (mg/l)	$C(O_3)_L$ (mg/l) ± DE
20	40	0.05 ± 0.04	80	0.07 ± 0.05	120	0.18 ± 0.09
30	60	0.06 ± 0.04	120	0.16 ± 0.02	180	0.46 ± 0.06
40	80	0.16 ± 0.06	160	0.38 ± 0.11	240	0.84 ± 0.22

$C(O_3)_g$: concentración de ozono en el gas; Q_g : flujo de gas.

$C(O_3)_L$: concentración de ozono en el líquido; DE: desviación estándar.

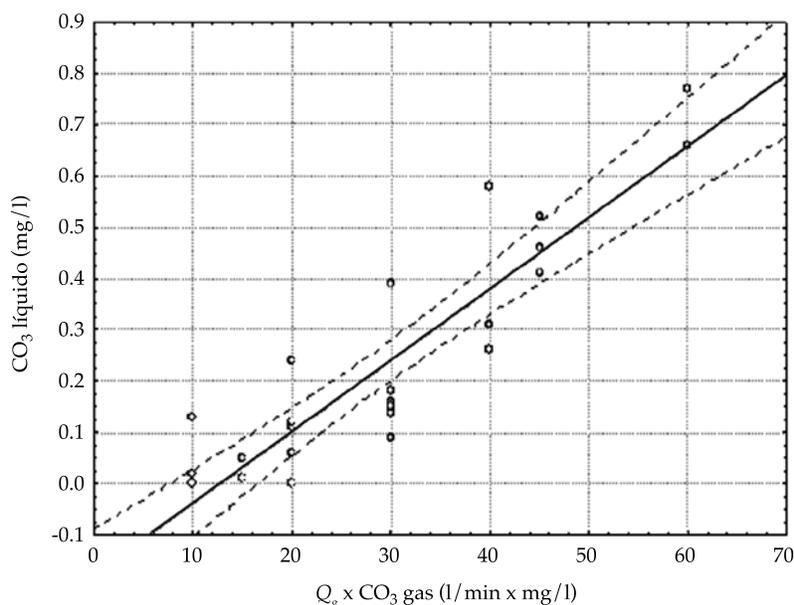


Figura 9. Gráfico para estimar niveles promedio de ozono disuelto.

Cuadro 4. Valores promedio y porcentajes de reducción de cada proceso y totales para todo el esquema de tratamiento a escala de banco. Comparación entre dosis de ozono.

Etapas/parámetros		AC	C - F + F	Ozonización. Dosis O ₃ (mg/l)			ET (%)
				40	80	160	
Turbidez	UNT ± DE	312.7 ± 21.2 ^a	28.2 ± 8.4 ^b	5.7 ± 1.1 ^c	5.2 ± 0.8 ^c	5.0 ± 1.0 ^c	98
	R (%)	-	91	80	82	82	
SST	mg/l ± DE	283.0 ± 19.3 ^a	33.6 ± 8.2 ^b	10.2 ± 2.8 ^c	9.2 ± 1.1 ^c	8.8 ± 0.7 ^c	96
	R (%)	-	88	70	73	74	
Color	U Pt-Co ± DE	1 270.0 ± 90.6 ^a	215.2 ± 18.3 ^b	56.5 ± 5.6 ^c	51.5 ± 3.6 ^c	28.6 ± 4.2 ^d	96
	R (%)	-	83	74	76	87	
Abs. 254 nm	Abs. ± DE	0.988 ± 0.103 ^a	0.543 ± 0.09 ^b	0.155 ± 0.01 ^c	0.137 ± 0.01 ^c	0.111 ± 0.01 ^d	84
	R (%)	-	45	71	75	80	
DQO	mg O ₂ /L ± DE	281.3 ± 10.7 ^a	74.9 ± 14.6 ^b	41.2 ± 9.1 ^c	27.3 ± 6.9 ^c	15.6 ± 1.5 ^d	85
	R (%)	-	73	45	64	79	
Coliformes fecales	NMP/100 ml ± DE	8.10 ± 0.15 × 10 ^{6a}	1.22 ± 0.50 × 10 ^{5b}	830 ± 35 ^c	110 ± 25.0 ^d	0 ^e	99.98
	R (%)	-	98.49	99.32	99.91	100	
Huevos de helminto	HH/L	4.3 ± 1.2 ^a	2.2 ± 0.8 ^b	0 ^c	0 ^c	0 ^c	100

DE: desviación estándar.

AC: agua cruda sin tratamiento. Muestra inicial.

C - F + F: agua residual tratada por coagulación-floculación con sulfato de aluminio en dosis de 100 mg/l, y una posterior filtración por arena sílice.

Dosis O₃: dosis de ozono aplicada en la etapa de ozonización (mg/l).

R (%): porcentaje de reducción parcial, al compararse los valores obtenidos en cada etapa con respecto a la muestra en la etapa anterior.

ET (%): porcentaje de eficiencia total entre AC y la dosis de ozono aplicada de 80 mg/l.

Letras iguales en el superíndice (para cada parámetro): no existen diferencias estadísticamente significativas en relación con el valor de la muestra anterior.

Letras diferentes en el superíndice (para cada parámetro): existen diferencias estadísticamente significativas en relación con el valor de la muestra anterior.

diferencias estadísticamente significativas de sus valores de concentración con respecto a los del agua residual inicial. Con la ozonización se logra disminuir los SST por debajo de 30 mg/l, el valor que exige la norma de reutilización en riego agrícola en Estados Unidos (US-EPA, 1992). Muchas de las normas locales no regulan este parámetro, sin tener en cuenta que es importante garantizar una baja turbidez del agua para evitar taponamiento u obstrucciones en los sistemas de riego por boquillas y aspersión.

En el caso de los compuestos que son medidos a 254 nm, además de los contaminantes que aportan valores de DQO, se verifica que una parte importante de ellos, relacionada de modo fundamental con los compuestos no solubles presentes, son eliminados en las primeras etapas de tratamiento (45 y 73%, respectivamente); los compuestos solubles disminuyen después en la etapa de ozonización. Al compararse estadísticamente los valores obtenidos para las tres dosis de ozono con respecto a la etapa previa, se observa que con la dosis de ozono de 40 mg/l se logran remociones significativas de los mismos.

En cuanto a la eliminación de los coliformes fecales, en las primeras etapas de tratamiento (C-F+F) se logra disminuir más de una unidad logarítmica, con un 98.49% de eficiencia, pero no es suficiente para lograr la calidad microbiológica que exigen las normas establecidas para riego agrícola (WHO, 2006; US-EPA, 1992).

El proceso de ozonización fue muy efectivo en la eliminación de los coliformes fecales. Con la menor dosis evaluada (40 mg/l) se lograron reducciones superiores a 99% y permite cumplir con las regulaciones de la OMS sobre reutilización de agua residual para riego agrícola (< 1 000 NMP/100 ml de coliformes fecales). Para lograr el cumplimiento de las normativas más estrictas establecidas por algunos estados y países (< 200 NMP/100 ml de coliformes fecales) (US-EPA, 1992) sería necesario aumentar la dosis de ozono hasta 80 mg/l. De igual forma, si el objetivo de la desinfección fuera obtener un 100% de eliminación de coliformes fecales, sería necesario aplicar dosis de ozono de 160 mg/l.

El análisis estadístico demostró que existen diferencias significativas entre las dosis de ozono aplicadas y de todas ellas con respecto a la muestra inicial. La decisión de recomendar una dosis de ozono de 40 u 80 mg/l depende del nivel de exigencia que disponga cada país, de la normatividad de reutilización que empleen y de la disponibilidad de financiamiento que posibilite disponer de equipos de ozonización de mayor capacidad. En el caso de Cuba se exige niveles de coliformes fecales iguales a los recomendados por la OMS, por lo que se recomienda una dosis de ozono de 40 mg/l.

En el cuadro 4 se muestra la eficiencia (49%) de las primeras etapas de tratamiento en la retención de los huevos de helminto, y la capacidad ovicida del ozono para destruirlos totalmente (eficiencia de 100%), aun con la menor dosis de ozono aplicada. Esto es muy importante si se tiene en cuenta que estos parásitos son muy controlados en las normas de reutilización de agua residual de origen doméstico, sobre todo en alimentos que se ingieren sin proceso de cocción.

Con el esquema de tratamiento en conjunto se logran eficiencias totales de reducción de los parámetros físico-químicos entre 84 y 98% y para los contaminantes microbiológicos entre 99.98 y 100%, para la menor dosis de ozono evaluada.

Conclusiones

La eficiencia de los coagulantes resultó ser polícloruro de aluminio > sulfato de aluminio > sulfato férrico. Al aumentar las velocidades de agitación en la mezcla rápida (de 72 a 278 G-S⁻¹) se obtienen mejores resultados en la reducción de turbidez y permite disminuir las dosis de coagulante entre 33 y 50%. Se seleccionó el sulfato de aluminio, en dosis de 100 mg/l, como coagulante a recomendar para mayores escalas de tratamiento, por ser más económico y más fácil de emplear que el polícloruro de aluminio.

Se seleccionó la arena sílice por su eficiencia como medio filtrante, ser más económico y duradero que las otras opciones, y con mejor operación de filtrado y retrolavado.

El proceso de ozonización fue muy efectivo en la desinfección de agua residual municipal. Se propone aplicar dosis de ozono entre 40 y 80 mg/l.

Con el esquema de tratamiento propuesto se logran obtener efluentes tratados con una calidad físico-química y microbiológica que cumple con los requisitos para su reutilización en riego agrícola, establecidos por la norma de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (US-EPA, 1992) y la norma de la Organización Mundial de la Salud (WHO, 2006), que son las principales referencias internacionales para las normas locales de muchos países.

Referencias

- Andrade, M. L., Marcet, P., Reyzábal, M. L., & Montero, M. J. (2000). Contenido, evolución de nutrientes y productividad en un suelo tratado con lodos residuales urbanos. *Edafología*, 7(3), 21-29.
- Angelakis, A. N., Bontoux, L., & Lazarova, V. (2003). Challenges and Prospectives for Water Recycling and Reuse in EU Countries. *Water Sci. Technol. Water Supply*, 3(4), 59-68.
- Bakopoulou, S., Emmanouil, C., & Kungolos, A. (February, 2011). Assessment of Wastewater Effluent Quality in Thessaly Region, Greece, for Determining its Irrigation Reuse Potential. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 74(2), 188-194, doi: 10.1016/j.ecoenv.2010.06.022. Epub 2010 Aug 16.
- Bataller, M., Hernández, C., Fernandez, L. A., Lopez, A., Veliz, E., & Alvarez, C. (2005). Effect of O₃/H₂O₂ Molar Concentration Ratio Different pH Values on Cyclophosphamide Degradation. *Journal of Water Supply Research and Technology, AQUA*, 54, 403-410.
- Beltrán, F. J. (2004). *Ozone Reaction Kinetics for Water and Wastewater Systems* (pp. 7-26). Florida: Lewis Publishers.
- Cifuentes, E., Gómez, M., Blumental, U., Tellez-Rojo, M., Romieu, I., Ruiz-Palacios, G., & Ruiz-Velazco, S. (2000). Risk Factors for *Giardia intestinalis* Infection in Agricultural Villages Practicing Wastewater Irrigation in Mexico. *Am. J. Trop. Med. Hyg.*, 62(3), 388-392.
- Durán, A., González, E., & Ramirez, R. M. (2001). Comparación de dos procesos fisicoquímicos para el pretratamiento de aguas residuales. *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*, 16(1), 28-41.
- Ensink, H. H., Mehmood, T., Vand der Hoeck, W., Raschid-Sally, L., & Amerasinghe, F. P. (2004). A Nation-Wide Assessment of Wastewater Use in Pakistan: An Obscure Activity or a Vitally Important One? *Water Policy*, 6, 197-206.
- Fernández, L. A., Hernández, C., Bataller, M., Veliz, E., Lopez, A., Ledea, O., & Padron, S. (2010). Cyclophosphamide Degradation by Advanced Oxidation Processes. *Water and Environmental Journal*, 24(3), 174-180.
- Finch, G. R., Haas, C. N., Oppenheimer, J. A., Gordon, G., & Trussel, R. R. (2001). Design Criteria for Inactivation of *Cryptosporidium* by Ozone in Drinking Water. *Ozone Science and Engineering*, 23(4), 259-284.
- Haapea, P., Coronen, S., & Tunkanen, T. (2002). Treatment of Industrial Leachates by Chemical and Biological Methods; Ozonation, Ozonation + Hydrogen Peroxide, Hydrogen Peroxide and Biological Post-Treatment for Ozonated Water. *Ozone Science & Engineering*, 24, 369.
- Herbold, K., Flehming, B., & Botzenhart, K. (1989). Comparison of Ozone Inactivation in Flowing Water of Hepatitis A Virus, Poliovirus 1, and Indicator Organism. *Applied and Environmental Microbiology*, 2949-2953.
- Hernández, C., Ramos, Y., Fernandez, L. A., Ledea, O., Bataller, M., Veliz, E., Besada, V., & Rosado, A. (2008). Ozonation of Cisplatin in Aqueous Solution at pH 9. *Ozone Science and Engineering*, 30, 189-196.
- Hertemann, P. H., Block, J. C., Joret, J. C., Foliguet, J. M., & Richard, Y. (1983). Virological Study of Drinking and Wastewater Disinfection by Ozonation. *Water Science and Technology*, 15, 145-154.
- IDRC-OPS/HEP/CEPIS (2002). *Sistemas integrados de tratamiento y uso de aguas residuales en américa latina: realidad y potencial. Resumen ejecutivo, 2000-2002*. Recuperado de <http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/e/proyecto/rejecutivo.pdf>.
- Janex, M. L., Savoye, P., Roustan, M., Do-Quang, Z., Lainé, J. M., & Lazarova, V. (2000). Wastewater Disinfection by Ozone: Influence of Water Quality and Kinetics Modeling. *Ozone Science & Engineering*, 22, 113-121.
- Jiménez, B. (Octubre, 2002). *Riego agrícola con agua residual y sus implicaciones en la salud. Caso práctico*. XVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.
- Joss, A., Keller, E., Alder, A. C., Gobel, A., McArdell, C. S., Ternes, T., & Siegest, H. (2005). Removal of Pharmaceuticals and Fragrances in Biological Wastewater Treatment. *Water Resource*, 39(3), 39-52.
- Jubersay, C., & Gilceira, G. (2011). *Procesos de tratamiento de aguas. Coagulación y floculación*. Santa Ana de Coro, Venezuela: Programa Ciencias Ambientales, Universidad Nacional Experimental Francisco de Miranda.
- Keraita, B. N., & Drechsel, P. (2004). Agricultural Use of Untreated Urban Wastewater in Ghana. In C. A. Scott, N. I. Faruqui, & L. Raschid-Sally, *Wastewater Use in Irrigated Agriculture*. Wallingford, UK: CABI Publishing.
- Kuo, C. H., Zappi, M. E., & Chen, S. M. (2000). Peroxone Oxidation of Toluene and 2, 4, 6 Trinitrotoluene. *Ozone Science & Engineering*, 22, 519.
- Lezcano, I., Perez-Rey, R., Baluja, C., & Sanchez, E. (1999). Ozone Inactivation of *Pseudomonas aeruginosa*, *Escherichia*

- coli*, *Shigella sonnei* and *Salmonella thyphimurium* in Water. *Ozone Science & Engineering*, 21(3), 293.
- Liberti, L., Notarnicola, M., & Lopez, A. (2000). Advanced Treatment for Municipal Wastewater Reuse in Agriculture. III-Ozone Disinfection. *Ozone Science & Engineering*, 22, 151-166.
- Maldonado, V. (2000). Capítulo 9: Filtración (pp. 83-152). En *Manual de tratamiento de agua*. CEPIS/OPS.
- Mcneilla, L. S., Almasrib, M. N., & Mizyed, N. (2009). A Sustainable Approach for Reusing Treated Wastewater in Agricultural Irrigation in the West Bank-Palestine, ScienceDirect. *Desalination*, 24(8), 315-321.
- Menéndez, C., & Pérez, J. M. (2007). *Procesos para el tratamiento biológico de aguas residuales industriales*. La Habana: Editorial Félix Varela.
- Miralles-de-Imperial, R., Ma. Beltrán, E., Angel, M., Beringola, Ma. Luisa., Valero, J., Calvo, R., Delgado, & Del Mar, M. (2003). Disponibilidad de nutrientes por el aporte de tres tipos de lodos de estaciones depuradoras. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(3).
- Moscoso, J., & Egocheaga, L. (2003). Sistemas Integrados de tratamiento y reuso de aguas residuales en América Latina. Realidad y potencial. *Revista Agricultura Urbana*, 8. Recuperado de <http://www.ipes.org/images/agriculturaUrbana/documents/revEsp8/ruaf8p7.pdf>.
- Naghashkar, N. J., & Gamal-El-Din, M. (2005). *Aqueous Pharmaceutical Degradation by Advanced Oxidation Processes: A Review (Part II)*. IOA 17th World Ozone Congress. Strasbourg, France.
- Nakonechny, M., Ikekata, K., & Gamal-El-Din, M. (2008). Kinetics of Estione Ozone/Hydrogen Peroxide Advanced Oxidation Treatment. *Ozone Science & Engineering*, 30, 249-255.
- Nascimento, C., Barros, A., Melo, D., & Oliveira, A. (2004). Alterações químicas em solos e crescimento de milho e feijoeiro após aplicação de lodo de esgoto. *Revista Brasileira de Ciência de Solo*, 28(2), 385-392.
- OMS (Marzo 1996). *Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura*. Ginebra: OMS (1989) (pp. 40-64). Serie de informes técnicos. Reproducido en *Repindex*, 57.
- Orta-de-Velásquez, M. A. T., Rojas-Valencia, M. A. N., & Vaca-Mier, M. (2002). Destruction of Helminth Eggs (*Ascaris suum*) by Ozone: Second Stage. *Water Science and Technology: Water Supply*, IWA Publishing, 2(3), 227-233.
- Paraskeva, P., Lambert, S. D., & Graham, N. J. (1998). Influence of Ozonation Conditions on the Treatability of Secondary Effluents. *Ozone Science & Engineering*, 20(2), 134.
- Pei-Xu, H., Janex, M. L., Savoye, P.H., Cockx, A., & Lazarova, V. (2002). Wastewater Disinfection by Ozone: Main Parameters for Process Design. *Water Research*, 36, 1043-1055.
- Ramírez, L. F., & Sierra, L. F. (2014). Evaluación de coagulantes como alternativa de remoción de fósforo en el pulimiento del efluente del sistema lagunar salguero de Valledupar. *Revista Ambiental*, 5(1).
- Ried, A., Mielckle, J., & Kampmann, M. (2003). Ozone and UV Processes for Additional Wastewater Treatment to Meet Existing and Future Limits Regarding Disinfection, Pharmaceuticals and Endocrine Disrupters. *Proceedings IOA 16th World Congress*, Las Vegas, USA.
- Ried, A., Mielckle, J., & Wieland, A. (2007). Ozonation of municipal Waste Water Effluents: A Tool for the Removal of Pharmaceuticals, EDCs and Pathogens. *Proceedings IOA IUVA 18th World Congress*, Los Angeles, USA.
- Rodríguez, T., Arruda, S., Cleidson, F., Machado, F., & Arnaldo, L. (2006). Produtividade de milho e de feijão consorciados adubados con diferentes formas de lodo de esgoto. *Revista de la Ciencia del Solo y Nutrición Vegetal*, 6(1), 52-63.
- Rojas-Valencia, M.N. (2004). *Tratamiento avanzado de desinfección con ozono para eliminar Vibrio cholerae, Salmonella typhi, amebas y huevos de helmintos en aguas residuales tratadas para reuso*. Doctorado en Ciencias e Ingeniería Ambiental. México, DF: Universidad Autónoma Metropolitana.
- Roustan, M., Stambolieva, Z., Duguet, J. P., Wable, O., & Mallevialle, J. (1991). Research Note: Influence of Hydrodynamics on *Giardia* Cyst Inactivation by Ozone. Study by Kinetics and by "CT" Approach. *Ozone Science & Engineering*, 13(4), 451.
- RUAF Foundation (2002). *El uso agrícola de aguas residuales urbanas no tratadas en países de bajos ingresos*. Conferencia electrónica, 24 junio-5 julio, 2002. Recuperado de <http://www.ruaf.org>.
- Santiago, J. F. (2002). *Estrategias de tratamiento de residuales y reuso de aguas tratadas como alternativa de solución ante los eventos de sequía*. II Seminario Internacional del Uso Integral del Agua, Centro de Hidrología y Calidad de las Aguas, La Habana, Cuba.
- Simonete, M., Kiehl, J., & Andrade, T. (2003). Efeito do lodo de esgoto em um Argissolo e no crescimento e nutrição de milho. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 38(10), 1187-1195.
- Snyder, S., Wert, E., Rexing, D., Zegers, R., & Dnury, D.D. (2006). Ozone Oxidation of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals in Surface Water and Wastewater. *Ozone Science & Engineering*, 28, 445-460.
- Thompson, C., & Leong, L. Y. C. (February, 2007). *30 Years of Experience Using Ozone in the United States Disinfecting Wastewater. Current Practice and Future Trends in Disinfection: Water, Wastewater, Stormwater, Water Reuse, and Biosolids*. WEF Specialty Conference Series, Pittsburgh, PA, USA.
- Tsukamoto, R. Y. (2002). Tratamiento primario avanzado: el paradigma moderno del tratamiento de aguas residuales sanitarias, 2^{da} parte. *Revista Agua Latinoamérica*, 2(2). Recuperado de <http://www.agualatinoamerica.com/docs/pdf/5-6-02int.pdf>.

- US-EPA (1992). Environmental Protection Agency/US Agency for International Development. Guidelines for water reuse. Office of Wastewater Enforcement and Compliance, Technical report No. EPA/625/R-92/004, Washington, DC, USA.
- Vaughn, J. M., Chen, Y. S., Lindburg, K., & Morales, D. (1987). Inactivation of Human and Simian Rotaviruses by Ozone. *Applied and Environmental Microbiology*, 2218-2221.
- Wang, F., Gamal El-Din, M., & Smith, D. W. (2004). Oxidation of Aged Raw Landfill Leachate with O₃ only and O₃/H₂O₂: Treatment Efficiency and Molecular Size Distribution Analysis. *Ozone Science and Engineering*, 26, 287.
- WHO (2006). *Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. 2: Wastewater Use in Agriculture*. World Health Organization. Recuperado de <http://www.who.int>.
- Yasunaga, N., & Hirotsuji, H. (2008). Efficient Decomposition of Trichloroethylene (TCE) in Groundwater by Ozone-Hydrogen Peroxide Treatment. *Ozone Science & Engineering*, 30(2), 127-135.
- Yuan, Y. (1998). Etiological Study of High Stomach Cancer Incidence among Residents in Wastewater Irrigated Areas. In: World Resources Institute. A Guide to the Global Environment: Environmental Change and Human Health, Oxford University Press, New York. *Environmental Protection Science*, 19(1), 70-73.
- Zamora, F., Rodríguez, N., Torres, D., & Yendis, H. (2008). Efecto del riego con aguas residuales sobre propiedades químicas de suelos de la planicie de Coro, Estado Falcón. *Bioagro*, 20(3).
- Zhang, J., Huck, P. M., Anderson, W. B., & Stublely, G. (2007). A Computational Fluid Dynamics based Integrated Disinfection Design Approach for Improvement of Full-Scale Ozone Contactor Performance. *Ozone Science & Engineering*, 29(6), 451-460.
- Zinder, A., Pert, E. C., & Rexing, D. J. (2006). Ozone Oxidation of Endocrine Disruptors and Pharmaceuticals in Surface Water and Wastewaters. *Ozone Science & Engineering*, 28(6) 43.

Dirección institucional de los autores

Elíet Veliz
Lidia Asela Fernández
Mayra Bataller

Centro Nacional de Investigaciones Científicas
Dirección de Medio Ambiente
Avenida 25 y 158, Cubanacán, Playa
La Habana, CUBA
eliet.veliz@cnic.edu.cu
asela.fernandez@cnic.edu.cu

José Guadalupe Llanes

Universidad Autónoma de Sinaloa
Facultad de Física y Matemática
Ciudad Universitaria
Blvd. de las Américas y Blvd. Universitarios, s/n, Col
Universitaria
Culiacán, Sinaloa, MÉXICO
Teléfono: +52 (667) 7581 403
fisicomatematicas@live.com.mx