

Artículo de Investigación

## Evaluación de materiales litológicos oxidicos como adsorbentes para el tratamiento de efluentes y aguas residuales

### *Evaluation of oxidic lithological materials as adsorbents for effluent and wastewater treatment*

José G. Prato <sup>1\*</sup>, Fernando Millán <sup>2\*</sup>, Luisa C. González <sup>3,4</sup>, Iván Ríos <sup>1</sup>, Andrés Márquez <sup>2,5</sup>, Jorge Sánchez Molina <sup>6</sup>, Antonio E. Palomares <sup>7</sup>, Juan I. Díaz <sup>8</sup>

<sup>1</sup> Grupo de Investigación Estudios Interdisciplinarios, Carrera Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad Nacional de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 0601003; irios@unach.edu.ec

<sup>2</sup> Escuela de Ingeniería Química, Instituto Universitario Politécnico Santiago Mariño, Mérida, Venezuela; 1073950; fcarlosmillan@gmail.com

<sup>3</sup> Grupo de Investigación Análisis de Muestras Biológicas y Forenses, Carrera Laboratorio Clínico, Facultad de Ciencias de la Salud, Universidad Nacional de Chimborazo, Riobamba, Ecuador, 0601003; lcgonzalez@unach.edu.ec

<sup>4</sup> Laboratorio de Investigaciones Parasitológicas "Jesús Moreno Rangel", Departamento de Microbiología y Parasitología, Facultad de Farmacia y Bioanálisis, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela, 5101; luisacarolinagonzalez@gmail.com

<sup>5</sup> Facultad de Farmacia y Bioanálisis, Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela, 5101; andresmqch@gmail.com

<sup>6</sup> Grupo de Investigación en Tecnología Cerámica, Centro de Investigación de Materiales Cerámicos CIMAC, Universidad Francisco de Paula Santander, Cúcuta, Colombia; 546552; j\_sanchezmolina@yahoo.es/jorgesm@ufps.edu.co

<sup>7</sup> Instituto de Tecnología Química (UPV-CSIC), Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España, 46022; apalomar@iqn.upv.es

<sup>8</sup> Departamento de Ingeniería Mecánica, Universidad Nacional Experimental del Táchira, San Cristóbal, Venezuela; 5001; jidiaz@unet.edu.ve

\*Correspondencia: jose.prato@unach.edu.ec

**Citación:** Prato, J., Millán, F., González, L., Ríos, I., Márquez, A., Sánchez, J., Palomares, A., & Díaz, J., (2021). Evaluación de materiales litológicos oxidicos como adsorbentes para el tratamiento de efluentes y aguas residuales. *NovasinerGía*, 4(2), 93-110. <https://doi.org/10.37135/ns.01.08.06>

Recibido: 01 abril 2021

Aceptado: 18 agosto 2021

Publicado: 01 diciembre 2021

NovasinerGía  
ISSN: 2631-2654

**Resumen:** En la presente investigación se evaluó un sistema de filtración lenta en medio granular utilizando sustratos adsorbentes preparados a partir de materiales litológicos oxidicos de dos localidades andinas identificadas como G y V, que fueron caracterizados químicamente. Se prepararon filtros monocapa y bicapa con lechos tubulares de 5 y 8 mm de longitud como sistema de tratamiento de agua residual con turbidez de 76 UNT, DBO 230 mg/L y DQO 445 mg/L. Se analizó la turbidez, el pH y la conductividad eléctrica en alícuotas de 100 mL del percolado hasta la saturación del lecho filtrante. Los resultados muestran que los materiales estudiados depuran el agua residual a través de un proceso de filtración y adsorción, al emplear un filtro bicapa estructurado con el material G se obtuvo una remoción de la turbidez residual en 61 %. Adicionalmente, se logró la reducción del 97.4 de la DBO y 94 % de la DQO, en contraste con el 86 % obtenido con el filtro de arena convencional de tres capas. Los resultados demuestran la potencialidad del uso de estos medios granulares para la depuración de aguas residuales y efluentes como sistemas filtrantes alternativos, ecológicos y de bajo costo.

**Palabras clave:** agua residual, filtración, material litológico, medio granular, sustrato adsorbente.

**Abstract:** In the present investigation, a slow filtration system in a granular medium was evaluated. We used adsorbent substrates prepared from oxidic lithological materials from two Andean localities identified as G and V, which were chemically characterized. Monolayer and bilayer filters with tubular beds of 5 and 8 mm in length were prepared as a wastewater treatment system with a turbidity of 76 NTU, BOD 230 mg/L, and COD 445 mg/L. The turbidity, pH, and electrical conductivity were analyzed in 100 mL aliquots of the percolate until the filter bed was saturated. The results show that the studied materials purify the residual water through a filtration and adsorption process. For instance, when using a structured bilayer filter with material G, removal of residual turbidity was obtained in 61 %. Additionally, a BOD reduction of 97.4 % and COD of 94 % was achieved, in contrast to the 86 % obtained with the conventional three-layer sand filter. The results demonstrate the potential of using these granular media to purify wastewater and effluents as alternative, ecological, and low-cost filter systems.

**Keywords:** adsorbent substrate, filtration, granular media, lithological material, residual water.



**Copyright:** 2021 derechos otorgados por los autores a NovasinerGía.

Este es un artículo de acceso abierto distribuido bajo los términos y condiciones de una licencia de Creative Commons Attribution (CC BY NC). (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

## 1. Introducción

La remoción de sólidos suspendidos y turbidez en tratamientos de aguas generalmente se realiza por filtración en medio granular con arena y antracita, donde el dimensionamiento del filtro es un parámetro crítico que se estima de acuerdo a los niveles de turbidez y cantidad de sólidos suspendidos (Kenner & McCallion, 2015). El sistema de filtración debe permitir un proceso de colado en concurrencia con la posible adsorción de contaminantes en la superficie del material filtrante. Aunque, la arena y la antracita no poseen propiedades adsorbentes, la filtración es básicamente un proceso de tamizado. Además, la antracita tiene la desventaja de ser costosa, lo que limita su uso, haciendo necesario la búsqueda de nuevos materiales con propiedades adsorbentes que les permita ser aplicados en la fabricación de elementos filtrantes, que puedan incorporar simultáneamente los procesos de cernido y adsorción aplicados en las depuraciones de aguas residuales. Estos materiales deben estar fácilmente disponibles, ser maleables y de bajo costo.

Una excelente opción es el uso de materiales litológicos oxídicos (MLO), pertenecientes a la litósfera terrestre que no puede ser catalogado como “suelos”, debido a su perfil monofásico y que están compuestos básicamente de óxidos de aluminio y de hierro y algunas otras fases cristalinas, con propiedades químicas y físicas que permiten su utilización en la preparación de medios adsorbentes sinterizados con buena resistencia térmica y mecánica (Millán, Prato, García, Díaz, & Sánchez, 2013). La presencia de óxidos anfóteros en los MLO les permite generar cargas eléctricas superficiales que pueden manipularse dependiendo del *pH* del medio, lo que favorece la adsorción específica y no específica en su superficie, de cationes o aniones (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Novikova & Belchinskaya, 2016; Qafoku, Van Ranst, Noble, & Baert, 2004). Varios autores han estudiado la adsorción de diversas especies químicas sobre los MLO logrando la retención de iones arseniato (Xu, Wang, Tiwari, & Wang, 2009), cromatos (Márquez, Millán, Prato, & La Cruz, 2020; Xu, Qafoku, Van Ranst, Li, & Jiang, 2016) y de metales transicionales como  $\text{Cu}^{2+}$ ;  $\text{Pb}^{2+}$ ;  $\text{Cd}^{2+}$  y  $\text{Zn}^{2+}$  (Carbonel, 2018; Millán *et al.*, 2013, Andrade, Covelo, & Vega 2005); reacción que se lleva a cabo principalmente por el mecanismo de formación de enlaces covalentes (quimiadsorción) en la superficie oxídica del MLO, siendo una función del *strength* iónico del medio (Gu, Kang, Wang, Lichtfouse, & Wang, 2019; Novikova & Belchinskaya, 2016; Xu *et al.*, 2016; Jiang, Xu, & Li, 2010).

Los MLO debido a su propiedad de carga variable superficial, han sido probados en el ablandamiento de aguas, se ha reportado que el calcio participa a través de una reacción de intercambio iónico (Millán, Prato, López, & López, 2009). También, se ha encontrado que estos lechos son regenerables cuando se trata el MLO con una solución 0.01 M de NaCl, la cual restaura el material extrayendo el calcio de la superficie. Igualmente, ha sido descrita la retención de aniones sobre materiales oxídicos (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Bejarano, Estrella, Márquez, Ríos, & Rodríguez, 2020; Prato, Ruiz, Djabayan, & Millán, 2019) y se ha comprobado la reducción de la turbidez con 80 % de efectividad en la filtración de aguas intervenidas (Millán, Prato, Montilla, & Tănăselia, 2018).

Dado el potencial que han mostrado los MLO en la remoción de contaminantes en medios acuosos, es necesario mayor estudio para identificar MLO con alta eficacia y capacidad para su uso en filtros o en plantas de tratamiento. Este estudio tiene como objetivo evaluar dos MLO de diferente composición como medio de filtración y la efectividad de diferentes configuraciones de filtros en la depuración de aguas residuales con altos niveles de turbidez.

## 2. Metodología

La investigación se desarrolló en varias etapas, iniciando con la obtención de los materiales naturales en dos puntos de muestreo, con los cuales se prepararon medios granulares como sistemas de filtración a través de un moldeado y tratamiento térmico, para finalmente estructurar las columnas de filtración, como se puede resumir en la figura 1.

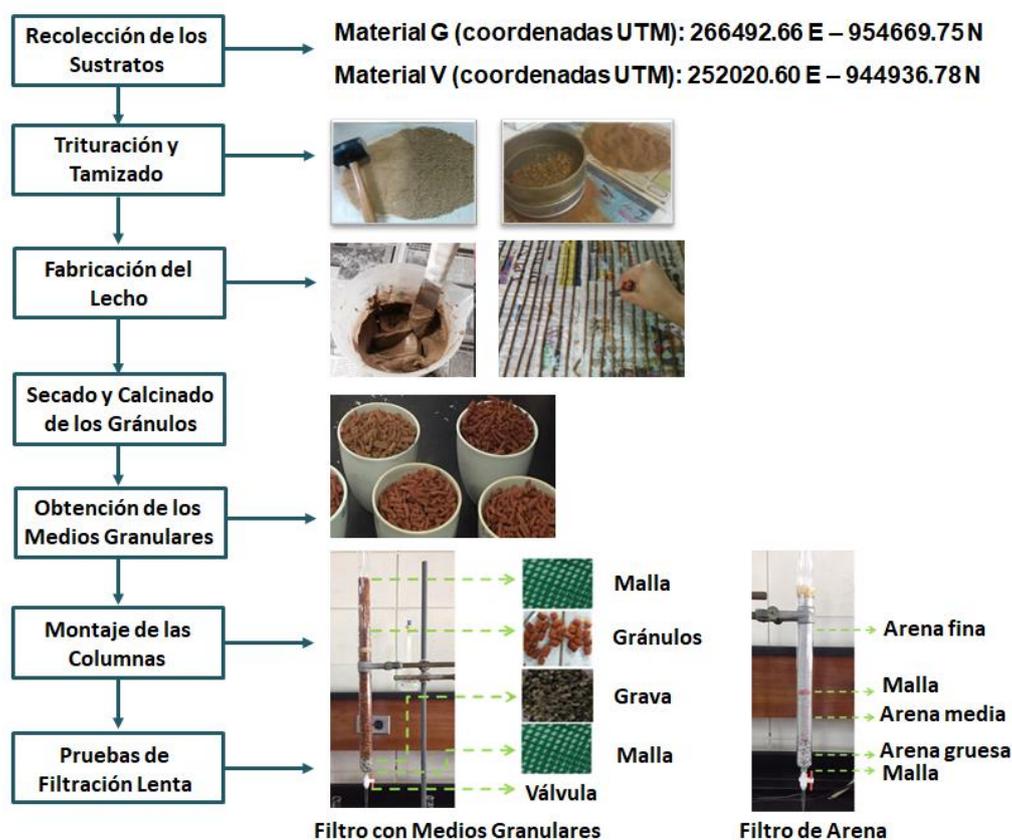


Figura 1: Esquema de las etapas desarrolladas en la investigación.

### 2.1. Recolección del Material y Preparación del Lecho

Se recolectaron dos tipos de materiales litológicos (Figura 1). Las muestras extraídas se conservaron en bolsas plásticas con cierre hermético hasta su traslado al laboratorio. Los materiales fueron triturados con un martillo de caucho para evitar la destrucción de las estructuras minerales y tamizados con mallas de 450  $\mu\text{m}$  de diámetro (ASTM: II Laboratory Test Sieve, Endecotts Ltd, England). La preparación de los lechos se realizó según lo reportado en la literatura (Millán *et al.*, 2013), la fracción utilizada es la menor a 450  $\mu\text{m}$ , ésta se mezcló con agua destilada hasta obtener una pasta saturada homogénea con una consistencia fácilmente moldeable. Utilizando una inyectora de 60 mL se prepararon tiras cilíndricas por extrusión, de entre 3 - 4 mm de diámetro, las cuales se subdividieron

manualmente en gránulos de 5 y 8 mm de longitud empleando una hojilla de acero inoxidable previamente humedecida. El material así preparado se dejó secar a temperatura ambiente durante 24 horas y posteriormente fue secado en estufa a 125 °C, por un periodo de 24 h. Finalmente, el sustrato seco se sometió a una sinterización incipiente durante 4 horas a 700 °C, con el fin de obtener una partícula sólida, eliminar completamente el agua ocluida y la materia orgánica remanente del material original. De esta manera se conformaron los lechos en dos longitudes, 5 mm y 8 mm, denominados G5mm y G8mm para el material G, y V5mm y V8mm para el material V.

## 2.2. Caracterización Fisicoquímica de los Lechos

A los lechos adsorbentes preparados se les realizó una caracterización fisicoquímica donde se aplicaron los siguientes análisis de medición: contenido elemental metálico por Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA) usando un espectrofotómetro Varian EspectrAA-110 (Varian Inc., Middelburg- Netherlands); capacidad de intercambio catiónico (CIC) que se determinó por el método del acetato de amonio a pH 7 (Foth, 1990).

Para calcular el volumen promedio de grano, se tomaron muestras de 50 unidades de cada uno de los lechos preparados (5 y 8 mm). Con la ayuda de un vernier se midió la longitud y el diámetro de cada cilindro, lo que permitió estimar la longitud y el diámetro promedio de cada pieza y finalmente se determinó el volumen promedio de cada material filtrante. La porosidad del lecho se midió por triplicado para cada tamaño de gránulo, y se aplicó la Prueba t de *Student* (Software EXCEL, Microsoft, Los Angeles, USA) para determinar la significancia estadística de la variabilidad de tamaño.

El volumen de agua absorbida, se calculó según la variación del peso de 10 g de sustrato seco y después de saturado con agua (Foth, 1990). Al saturar la muestra del lecho, el espacio de los poros es ocupado por el agua, salvo la parte ocupada por el aire atrapado. Siendo, la cantidad de agua en el lecho saturado una buena referencia del volumen de los poros, lo que constituye un indicador aproximado de la porosidad del material. La determinación del volumen de la muestra se midió por medio del desplazamiento del agua en un cilindro graduado de 50 mL y el porcentaje de porosidad se calcula por la ecuación:

$$\% \text{ porosidad} = \frac{V_{\text{agua absorbida}}}{V_{\text{Muestra}}} \times 100 \quad (1)$$

## 2.3. Recolección y Caracterización de las Muestras de Agua Residual

La muestra de agua residual experimental se recolectó de una descarga de aguas residuales domésticas en envases de agua mineral de 5 L, previamente lavados con el agua a analizar. Se captaron dos muestras de 300 mL en frascos tipo Winkler, destinadas a la determinación de la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO) y la Demanda Química de Oxígeno (DQO), se mantuvieron refrigeradas en contenedores de poliuretano con hielo durante el traslado al laboratorio para su procesamiento. Las muestras de los envases de 5 L se conservaron bajo refrigeración a 4 °C y se analizaron a la brevedad para evitar cambios en sus propiedades. Una submuestra compuesta fue sometida a análisis fisicoquímico de Turbidez, pH y Conductividad Eléctrica (CE).

La Turbidez se analizó con un turbidímetro HACH, modelo DR/890 Colorimeter (Loveland, Colorado, USA), previamente calibrado con 15 mL de agua destilada de turbidez 0 UNT. El pH se midió con un pH-Meter electrónico, modelo pH211 Microprocessor, marca HANNA Instruments (Smithfield, Rhode Island, USA), siendo calibrado con dos soluciones buffer de pH 7 y 4. La CE se determinó en una alícuota de 50 mL de agua utilizando un conductímetro modelo HC3010, marca TRANS Instruments (Petro Centre, Bukit Merah, Singapore). Para la valoración de la DQO y DBO se tomaron dos series de muestras en frascos Winkler de 300 mL, previamente esterilizados y rotulados, la DQO se estimó mediante la técnica de dicromatometría, conservada con 5 mL de una solución ácida al 1 % de sulfato de plata ( $\text{Ag}_2\text{SO}_4$ ), con la finalidad de retardar los cambios químicos y biológicos, que continúan inevitablemente después que la muestra se retira de su fuente. La DBO se determinó por el método Winkler tradicional con incubación de 5 días (Rice, Baird, & Eaton, 2017).

#### 2.4. Instalación del Sistema de Filtración

El sistema de filtración estuvo constituido por columnas de separación cromatográficas de vidrio, de 3 cm de diámetro por 70 cm de longitud con una válvula en el extremo inferior que controla el flujo de salida. El relleno de cada columna se construyó con una capa de 1 cm de grava como medio de soporte y 200 g de material adsorbente (altura de 36 cm), este procedimiento se realizó para cada tipo y tamaño de lecho. En el tope del relleno de la columna, se colocó una malla de plástico con orificios de 2 mm de diámetro (Figura 1), para retener los sólidos de mayor tamaño. La grava antes de ser usada se trató durante 12 horas con una solución de ácido clorhídrico (HCl) 0.3 M, con la finalidad de eliminar restos de materia orgánica. Posteriormente, se lavó con agua destilada hasta obtener un pH neutro, permitiendo su secado durante 2 horas en la estufa a una temperatura de 125 °C.

Se estructuraron 7 configuraciones entre filtros monocapa y bicapa (Tabla 1), en donde se varió el tipo de MLO del medio filtrante y el tamaño del grano del lecho.

Tabla 1. Configuración de los sistemas de filtración

Tipo de filtro	MLO	Código del filtro	Especificación
Monocapa	Material V	V5mm	200 g de lecho de 5 mm
		V8mm	200 g de lecho de 8 mm
	Material G	G5mm	200 g de lecho de 5 mm
		G8mm	200 g de lecho de 10 mm
Bicapa	Material G	FG1	100 g de lecho de 5 mm (capa superior) y 100 g de lecho de 8 mm (capa inferior)
		FG2	150 g de lecho de 5 mm (capa superior) y 50 g de lecho de 8 mm (capa inferior)
		FG3	50 g de lecho de 5 mm (capa superior) y 150 g de lecho de 8 mm (capa inferior)

### 2.5. *Ensayos de Purificación de las Muestras de Agua Residual*

Previo al proceso de filtración se pasó lentamente a través de cada columna la muestra de agua residual, inclinando la columna durante el llenado con la muestra de agua a tratar, de manera de desplazar el aire contenido en el espacio entre los medios granulares, y se dejó el agua en la columna un tiempo de retención de 15 minutos, antes de iniciar los ensayos de filtración. El flujo del efluente a través de la columna fue de 6 – 7 mL/min o aproximadamente 0.4 L/h. Se recolectaron alícuotas de 100 mL cada 15 min durante el proceso de purificación, midiendo la turbidez, pH y CE durante el tiempo de filtrado y hasta la saturación u obstrucción del lecho por la acumulación de sólidos, lo que permitió conocer la carga hidráulica que es capaz de soportar cada filtro. Se mantuvo una altura de agua constante de 15 cm sobre el nivel del lecho, para que la presión hidráulica en la columna de sustrato permaneciera constante y evitar alteración en la velocidad de filtración.

Inicialmente se realizaron pruebas con los 4 filtros monocapas (Tabla 1), a partir de los mejores rendimientos obtenidos con estos filtros se seleccionó material G para la elaboración de los filtros bicapa. Finalmente, con la finalidad de comparar el elemento filtrante bicapa del sustrato adsorbente seleccionado con un filtro lento de arena convencional, se instalaron dos columnas, una con material G y otra con arena previamente tratada con una solución de ácido clorhídrico 0.3 M, durante 24 h, para eliminar las trazas de materia orgánica y antes de su uso se lavó con agua destilada para eliminar el exceso de ácido. En la primera columna se colocaron 200 g de lecho filtrante, equivalente a una altura de 28 cm (Filtro FG2), mientras que, en la segunda columna se colocaron tres capas de arena con diámetros de partícula entre 0.85 y 2 mm (Filtro de arena).

## 3. Resultados

### 3.1. *Caracterización de los Materiales*

Los valores de los parámetros fisicoquímicos de la caracterización de los materiales (Tabla 2) muestran que el silicio es el principal componente de estos MLO, además, presentan contenidos variables de hierro y aluminio, lo que condiciona la capacidad de intercambio catiónico (CIC) de cada material.

Tabla 2: Caracterización de los MLO sin calcinar.

MLO	Composición química elemental (% p)						CIC (cmol/kg)
	Si	Fe	Al	Ti	K	Mn	
Material G	52.23	8.39	21.96	0.63	7.02	0.012	61.19
Material V	71.44	7.83	18.20	0.53	1.56	0.007	56.30

### 3.2. *Tamaño Promedio del Gránulo y Macroporosidad*

Se determinaron las dimensiones promedio (longitudes, diámetros y volúmenes) para los gránulos de los diferentes lechos preparados a partir de los MLO. El proceso de cortado manual del lecho produjo longitudes del gránulo con una variabilidad entre 11 y 12 % para los de 5 mm, y entre 8 y 9 % para los de 8 mm (Tabla 3). La aplicación del Test *t*

demuestra que las longitudes para los gránulos de 5 y 8 mm son diferentes ( $P=0.001$ ), como se indica en la tabla 3 señalando con distintas letras (a y b) las magnitudes que presentan diferencias estadísticas.

La porosidad aparente de cada uno de los lechos preparados con los diferentes MLO se reporta en la tabla 4. La macroporosidad de los lechos G (G5mm y G8mm) fue ligeramente mayor que la determinada en los lechos V (V5mm y V8mm).

Tabla 3: Dimensiones promedio de los lechos filtrantes.

Lecho	Longitud promedio (mm)	% Cv*	Diámetro promedio (mm)	% Cv	Volumen promedio (mm <sup>3</sup> )
V5mm	5.43 ± 0.66 a	12.26	3.52 ± 0.28 a	7.99	51.29 ± 1.70 a
V8mm	8.17 ± 0.78 b	9.60	3.61 ± 0.26 a	7.41	81.88 ± 1.05 b
G5mm	5.56 ± 0.65 a	11.72	3.47 ± 0.28 a	8.04	52.55 ± 2.07 a
G8mm	8.25 ± 0.78 b	8.06	3.48 ± 0.21 a	6.14	79.81 ± 1.29 b

\* % Cv = Coeficiente de variación en porcentaje

Tabla 4. Porosidad aparente de los gránulos de cada lecho preparado.

Lecho	Porosidad (%)	% Cv	Lecho	Porosidad (%)	% Cv
V5mm	27.95 ± 0.37	1.32	G5mm	29.26 ± 0.24	1.33
V8mm	27.42 ± 0.22	0.81	G8mm	28.92 ± 0.90	0.90

### 3.3. Caracterización de las Aguas Residuales

Se realizó la caracterización fisicoquímica de las aguas residuales sin tratar, los valores de los parámetros medidos se muestran en la tabla 5. Además, se compara con los niveles exigidos por la normativa para la Clasificación y el Control de Calidad de los Vertidos y Efluentes (Decreto 883; 1995), para aguas que pueden ser acondicionadas por sistemas convencionales de potabilización (aguas tipo 1B).

Tabla 5: Resultados del análisis fisicoquímico del agua residual sin tratar.

Parámetro	Medición	Estándar legal*
Turbidez (UNT)	76.0	< 250
pH	7.1	6.0 – 9.0
CE (µS/cm)	341.0	Sin restricción
Temperatura (°C)	22.2	Sin restricción
DBO (mg/L)	230.0	60.0
DQO (mg/L)	445.0	50.0

\* Para aguas clasificadas 1B (Decreto 883, 1995)

Como se puede observar en la tabla 5, la caracterización permite evidenciar que el agua residual no cumple con las normas, tal como lo indican los valores de los parámetros de DBO y DQO, que sobrepasan los límites máximos permitidos en aguas que pueden ser tratadas fisicoquímicamente para potabilización.

### 3.4. Ensayos con los Filtros Monocapa

La tecnología de filtración lenta propuesta, se basa principalmente en el fenómeno de adsorción sobre la superficie del lecho poroso, donde quedan retenidos los contaminantes

de menor tamaño presentes en el agua residual. Las partículas suspendidas de mayor tamaño que los poros del lecho filtrante quedan atrapadas en los intersticios mediante el mecanismo de cernido u obstrucción. La eficacia del proceso de filtración a través del lecho adsorbente se evaluó por medio de la medición de la turbidez, el  $pH$ , la CE en el filtrado. En la figura 2 se muestra la variación de la turbidez en función del volumen de agua tratada por medio de los filtros monocapa de 5 y 8 mm.

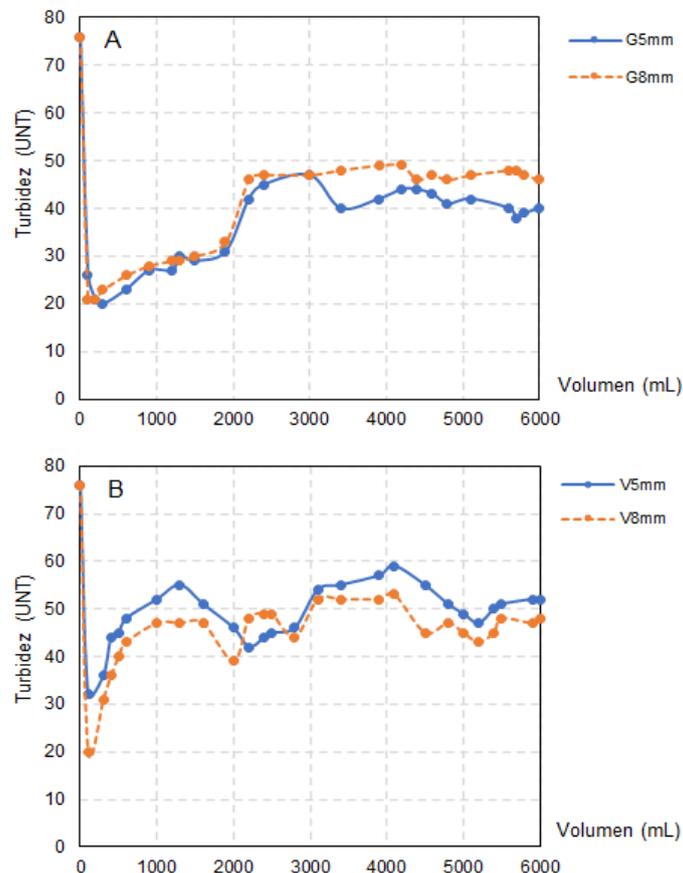


Figura 2: Variación de la turbidez en función del volumen de agua residual filtrada con los lechos: **A)** Material G, **B)** Material V.

Con los lechos del material G se observó una influencia del tamaño del gránulo en la eficacia de la remoción de turbidez, en los primeros 100 mL de agua filtrada, con el filtro G5mm se logró una reducción de 76 hasta 20 UNT, lo que equivale a 73 % de remoción con respecto al valor inicial, y con el filtro G8mm disminuyó hasta 21 UNT (72 % de eficacia). A medida que la columna se fue saturando la turbidez se incrementó, sin embargo, luego de 2.5 L de residual filtrado el parámetro se estabilizó en 44 UNT, en promedio, hasta la finalización del experimento con la filtración de 6 L de agua residual.

En el caso de la filtración con el lecho preparado con material V, los resultados evidencian que con el filtro V8mm se mantiene valores de turbidez ligeramente por debajo (49 UNT) que los niveles obtenidos con el filtro V5mm (53 UNT) después de 15 h.

Es importante que el elemento filtrante no modifique el potencial de hidrógeno del agua tratada más allá del rango permitido en el Decreto 883 (1995). En la figura 3 se muestra la variación de  $pH$  en función del volumen de agua residual filtrada en los sistemas monocapa. Los valores de  $pH$  en el experimento de filtrado permanecieron dentro del rango establecido

por la normativa legal, pero se evidenció una influencia del lecho sobre el  $pH$  del filtrado. Con los filtros G5mm se obtuvieron niveles mayores de  $pH$  en el percolado durante el transcurso de la filtración de 6 L del agua residual. Para el caso del filtro G8mm, en los primeros 200 mL de agua filtrada, se aprecia una disminución de 0.8 unidades de  $pH$ , luego se incrementó durante el proceso de filtrado, y se estabilizó en niveles de 7.5 a partir de los 4.3 L de residual tratado.

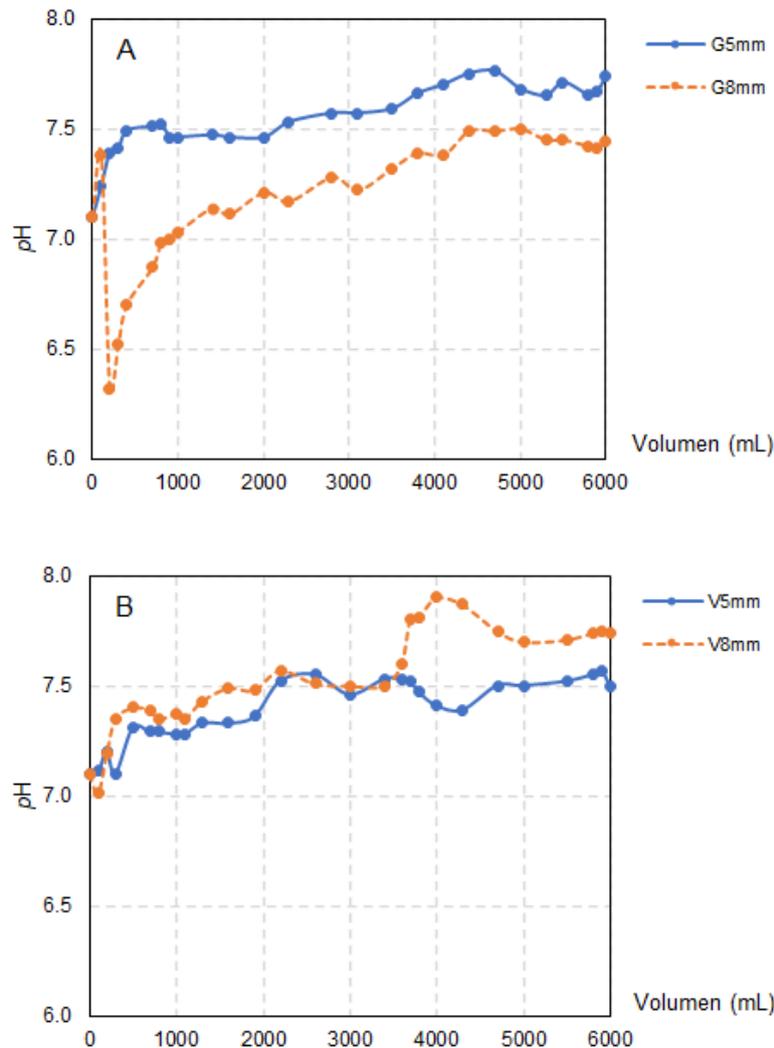


Figura 3: Variación del  $pH$  en función del volumen de residual filtrado con los lechos: A) Material G, B) Material V.

En los filtros del material V, el tamaño del gránulo no influyó sobre los valores de  $pH$ , al menos durante la mayor parte del proceso de filtración. El potencial de hidrógeno se estabilizó a partir de 4.6 L de agua tratada, mostrando un nivel inferior cuando se usó el lecho V5mm.

La variación de la CE en función del volumen de agua residual tratada con los cuatro filtros monocapa se muestra en la figura 4. Al inicio de la percolación hay un incremento significativo de la CE que disminuyó a medida que el lecho fue lavado. Para el caso de los filtros preparados con el material G se evidenció una influencia del tamaño del gránulo sobre los valores de la CE, durante los primeros 3 L de percolado (7.5 h de funcionamiento), los niveles de la CE obtenidos con el filtro G5mm son inferiores, sin embargo, esta influencia es menos evidente con los filtros preparados con el material V.

La carga hidráulica del filtro se puede asumir como aquella cantidad de agua que puede soportar el filtro antes de que se sature o se obstruya por la materia filtrada (Maldonado, 2004). En la tabla 6 se muestran los valores de la carga hidráulica para los diferentes filtros monocapa. Los elementos filtrantes G5mm y V5mm soportaron una carga hidráulica mayor que los filtros G8mm y V8mm.

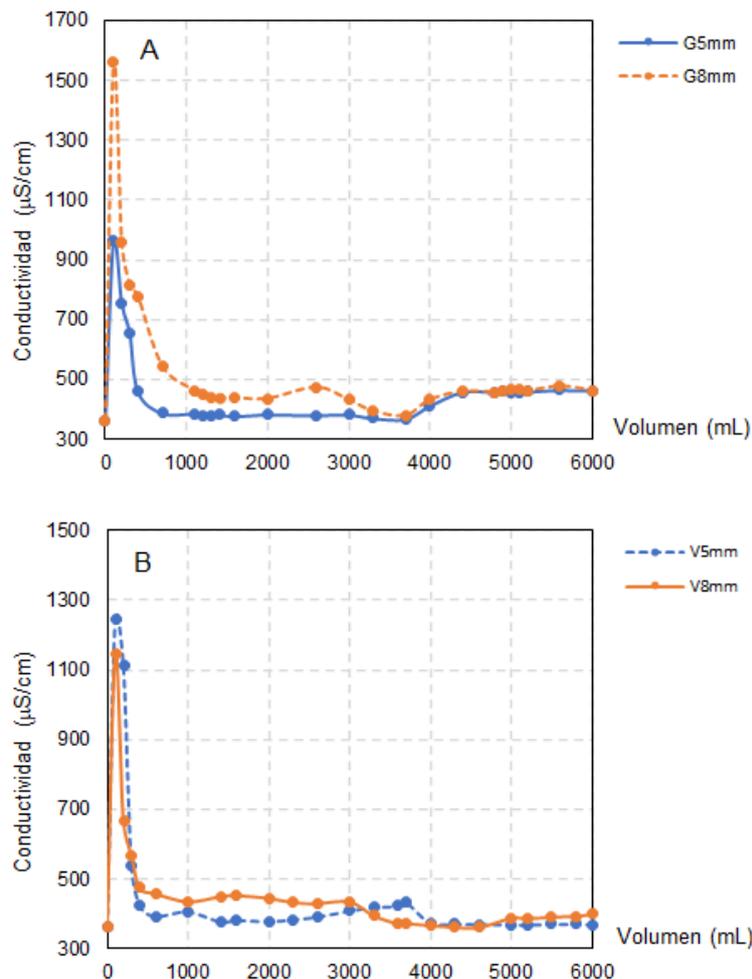


Figura 4: Variación de la conductividad eléctrica en función del volumen de agua filtrada con los lechos: A) Material G, B) Material V.

Tabla 6: Carga hidráulica soportada por los elementos filtrantes.

Tamaño de gránulo	Carga hidráulica (L)	
	Lecho G	Lecho V
5 mm	11.2	8.8
8 mm	9.0	6.2

### 3.5. Ensayos con los Filtros Bicapa

De acuerdo a los resultados obtenidos con los filtros monocapa, se seleccionaron los lechos fabricados con el material G para conformar 3 filtros bicapa (Tabla 1). En la figura 5 se muestra la variación de la turbidez en función del volumen percolado por cada filtro. Se evidenció una influencia en la proporción de las cantidades de los lechos de 5 y 8 mm sobre los valores de turbidez medidos, en términos cuantitativos el Filtro FG2 disminuyó en un 54 % este parámetro, en comparación al 40 y 30 % de reducción obtenido con los Filtros FG3

y FG1, respectivamente. Es importante destacar que, el sistema FG2 mantiene el nivel de turbidez aproximadamente constante por debajo de 36 UNT durante la percolación de 6 L de agua residual, lo que representan 15 h de funcionamiento al caudal dado. Estos niveles de turbidez son superados a las 3 h de funcionamiento en el caso del FG1 y después de 6.8 h de funcionamiento para el Filtro FG3.

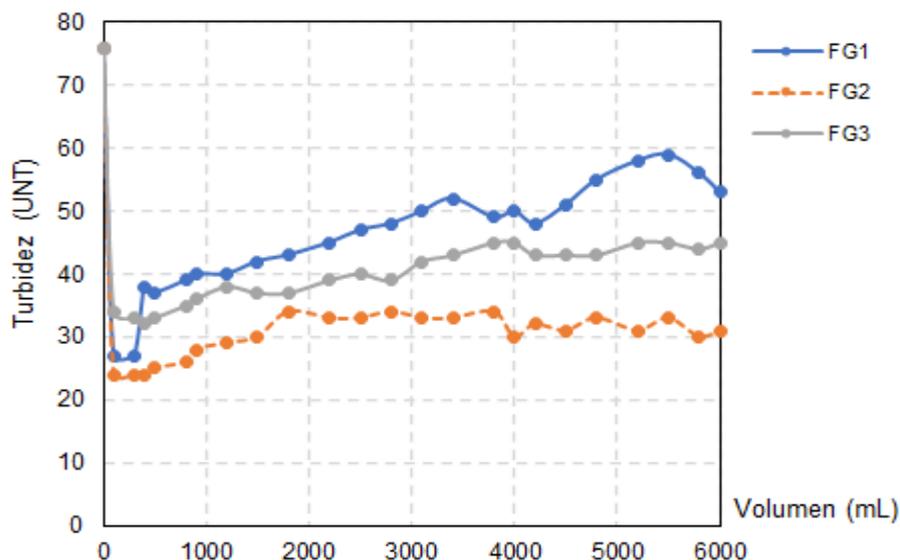


Figura 5: Variación de la turbidez en función del volumen de agua residual percolada por cada filtro.

En cuanto a la variación del  $pH$ , en función del volumen filtrado con los sistemas bicapa (Figura 6) se evidenció una influencia de la proporción de las cantidades de los lechos de 5 y 8 mm sobre los valores del potencial de hidrógeno. El Filtro FG2 mantiene valores de  $pH$  mayores en relación a los filtros FG1 y FG3 produciendo una mayor alcalinización del filtrado.

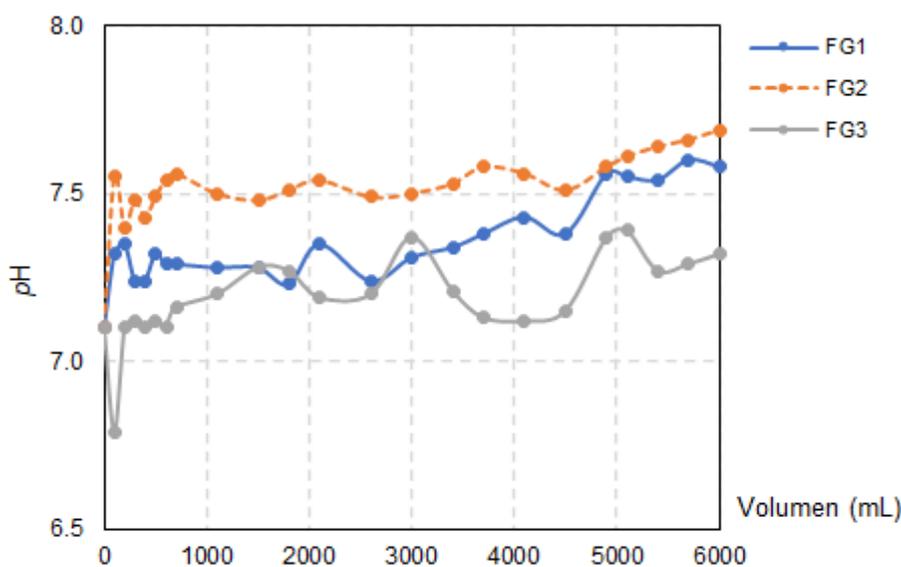


Figura 6: Variación de  $pH$  en función del volumen de agua residual percolada por cada filtro bicapa.

La medición de la variación de la CE, en función del volumen de agua residual percolada a través de los filtros bicapa se muestra en la figura 7. Inicialmente, se observó que la CE

aumenta para los tres filtros estudiados, estabilizando sus valores a partir de los 1000 mL de agua tratada, siendo el filtro FG2 el que registró una variación más uniforme y un menor nivel. De todos los experimentos realizados con los filtros bicapa, el sistema de filtración FG2, presentó una mejor remoción de la turbidez y produjo un menor cambio de pH en el filtrado.

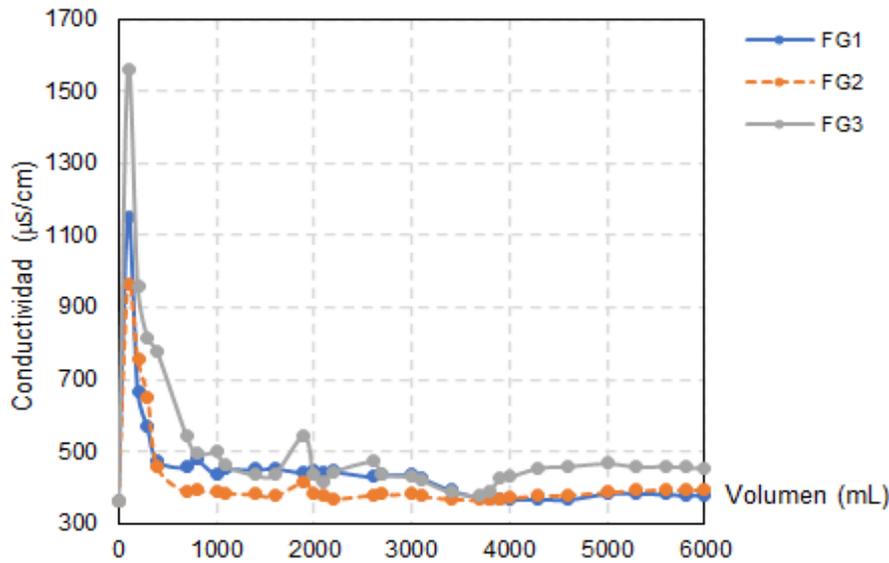


Figura 7: Variación de la conductividad eléctrica en función del volumen de agua residual percolada por cada filtro.

### 3.6. Comparación del Desempeño del Filtro FG2 con el Filtro de Arena

Al comparar la variación de la turbidez, empleando el filtro FG2 y el filtro de arena, se observa claramente que el lecho adsorbente del material G presenta un mejor desempeño en la reducción de la turbidez del agua residual (Figura 8). En los primeros 100 mL el filtro FG2 reduce el nivel de turbidez en un 70 % frente a la disminución del 43 % obtenida con el filtro de arena convencional, los niveles de turbidez de las pruebas se estabilizaron a partir de los 2 L de agua tratada, siendo menores los registros con el filtro FG2.

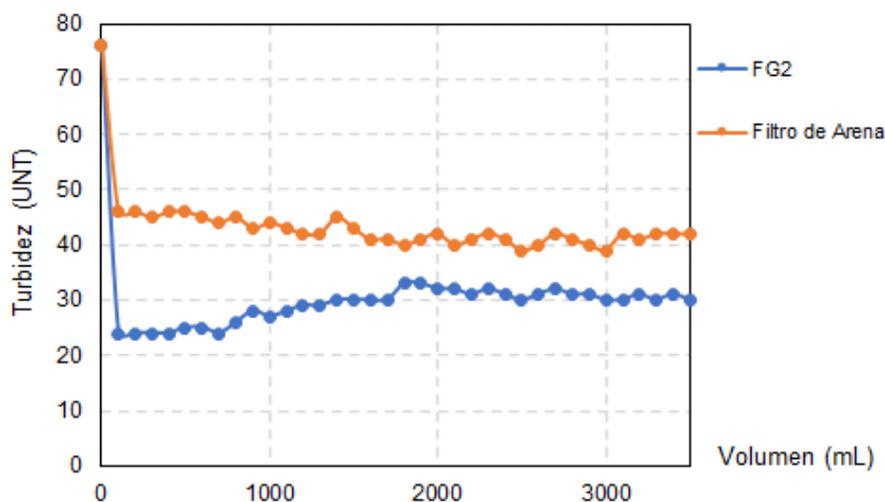


Figura 8: Variación de la turbidez en función del volumen del percolado por los filtros FG2 y de arena.

### 3.7. Caracterización de las Aguas Residuales Filtradas

Los resultados muestran que el filtro FG2 reduce en mayor grado los valores de los parámetros analizados en relación al filtro de arena (tabla 7).

Tabla 7: Valores de parámetros fisicoquímicos del residual sin tratar, y filtrada por el FG2 y la arena.

Parámetro	Agua Residual	Filtro FG2	Filtro de Arena	Estándar legal*
Turbidez (UNT)	76	32	42	250
pH	7.1	7.2	7.6	6 - 9
CE (microS/cm)	341	390	346	<i>Sin restricción</i>
Temperatura (°C)	22.2	22.2	22.0	<i>Sin restricción</i>
DBO (mg/L)	230	6.0	32	60
DQO (mg/L)	445	27.0	75	350

\* Para aguas clasificadas 1B (Decreto 883, 1995).

## 4. Discusión

La filtración lenta en medio granular es una de las técnicas de purificación más empleadas, por ser una tecnología efectiva, sencilla y de relativo bajo costo, que permite reducir en gran medida los contaminantes presentes en el agua residual (Ncube, Pidou, Stephenson, Jefferson, & Jarvis, 2016; Kenner & McCallion, 2015). Sin embargo, la imposibilidad de la arena de participar en fenómenos de adsorción iónica, la limita en su capacidad de purificación de efluentes con cargas contaminantes importantes (Millán *et al.*, 2018). En este trabajo se investigó la eficacia de medios granulares adsorbentes de 5 y 8 mm de longitud preparados con MLO que fueron comparados con el sistema de filtración convencional de arena.

Los materiales estudiados presentan en su estructura proporciones diferentes de minerales Al, Fe, Ti y Mn (Tabla 2), los filtros G5mm y G8mm mostraron mayor eficacia reduciendo la turbidez del agua residual en 47 y 40 %, respectivamente, en comparación con el 35 % de los filtros V5mm y V8mm (Figura 2). La diferencia de eficacia de los materiales se debe a su composición química. Resultados similares fueron reportados por Millán *et al.*, (2018), afirman que el rendimiento en la filtración se ve favorecido por la capacidad de retención de cationes y aniones en los MLO, debido al mayor contenido de sesquihidróxidos (hidróxidos de Al y Fe) (Schlesinger & Bernhardt, 2020; Gu *et al.*, 2019, Prato *et al.*, 2021, 2019; Jiang *et al.*, 2010). Lo que sugiere que ambos materiales reducen la turbidez debido al proceso de adsorción no específica del material coloidal suspendido (Millán *et al.*, 2019; Novikova & Belchinskaya, 2016; Xu *et al.*, 2016; Qafoku *et al.*, 2004) y al cernido durante el filtrado.

La caracterización inicial del agua residual permitió deducir que, no están presentes sustancias acidificantes o alcalinizantes, debido a su valor de pH, pero existe un nivel de turbidez considerable (Tabla 5), que puede ser causado por sustancias moleculares no disociadas como detergentes, jabones, aceites y material orgánico que no contribuyen al cambio de pH, ni a la conductividad (Kenner & McCallion, 2015), aunque el valor encontrado de 76 UNT no supera el límite de la Norma para la Clasificación y el Control de Calidad de los Vertidos y Efluentes (Decreto 883, 1995).

La presencia de compuestos orgánicos, detergentes y aceites, se ve reflejado en los niveles de DBO y DQO encontrados en el agua residual, valores que superan en 4 y 1.3 veces, respectivamente, los estándares expuestos para los efluentes (Decreto 883, 1995), por lo tanto, estos parámetros al igual que la turbidez pueden ser buenos indicadores de la eficacia del proceso de filtración con los lechos preparados. En general, los resultados del análisis fisicoquímico de los parámetros de la tabla 5 en la muestra de agua residual, permiten disponer de una referencia para evaluar el proceso de filtración a través de los MLO de carga variable (Millán *et al.*, 2018).

Durante las pruebas con los dos materiales se observó una leve alcalinización del agua filtrada al inicio del experimento de columna, obteniéndose un incremento del *pH* de 0.3 para los lechos G y de 0.6 unidades para el material V (Figura 3). El aumento de *pH* con relación al valor inicial, puede ser ocasionado por el aporte de iones alcalinos y alcalinos térreos presentes en el lecho que son arrastrados por el lavado inicial de los materiales filtrantes una vez estructurado el filtro, aunque en todos los ensayos los niveles finales del potencial de hidrógeno del agua tratada no superan los límites establecidos por la normativa de efluentes (Decreto 883, 1995).

El efecto del lavado de los lechos se ve reflejado en los resultados de la conductividad eléctrica (CE) del agua tratada (Figura 4), donde se aprecia un aumento de la CE en los primeros mililitros del filtrado. Este incremento es debido a la fracción de sales que aportan los lechos sinterizados sin previo lavado, que arrastran cargas iónicas a la solución, variando en 80 microS/cm por encima del valor original para el caso de los sustratos G y 20 microS/cm en el caso del material V.

Los resultados obtenidos con ambos MLO durante los ensayos de filtración, mostraron que el tamaño del gránulo influye en la carga hidráulica, en los filtros G5mm y G8mm se comprobó una mayor reducción de la turbidez y una mayor capacidad antes de saturarse u obstruirse (Tabla 6). La carga hidráulica es un factor significativo en la distribución uniforme de la película de agua a través del filtro, al aumentar se logra una mayor superficie mojada total del lecho incrementando la eficacia de remoción de la turbidez (Ncube *et al.*, 2016; Reyes-Lara & Reyes-Mazzoco, 2009).

Al evaluar los filtros bicapa preparados con el material G (Tabla 1), se evidenció una influencia de la proporción de las cantidades empleadas de lechos de 5 y 8 mm sobre los parámetros de turbidez, *pH* y CE del agua residual filtrada. El filtro FG2 mostró una reducción del 61 % de la turbidez inicial del agua, además de la rápida estabilización del parámetro y registros prácticamente constantes durante la filtración, en comparación con los filtros FG1 y FG3 (Figura 5), esto se explica debido a que los gránulos pequeños funcionan como medios de adsorción y filtración y la menor proporción del gránulo de 8 mm en la parte inferior funciona como soporte de los lechos de menor tamaño, lo que favorece la hidrodinámica dentro de la columna (Ncube *et al.*, 2016), resultados que concuerda con los descritos en sistemas de multicapa estructurados con materiales de menor granulometría en la parte superior del filtro (Carreño-Mendoza, Lucas-Vidal, Hurtado, Barrios-Maestre, & Silva-Acuña, 2018; Millán *et al.*, 2018).

El filtro FG2 mostró ser más eficiente en el tratamiento del agua residual que el filtro convencional de arena con una rápida reducción de la turbidez (Figura 8), y menores niveles pH, DBO y DQO (Tabla 7), cabe destacar la remoción de la materia orgánica, al eliminarse el 97.4 % de la DBO y el 94 % de la DQO. La mayor eficacia del filtro FG2 se debe a la capacidad de adsorber y filtrar asociada a las características estructurales de los MLO, que contienen diferentes sitios de adsorción de carga variable (Gu *et al.*, 2019; Millán *et al.*, 2019; Novikova & Belchinskaya, 2016; Xu *et al.*, 2016), ausentes en la arena. Estos hallazgos son confirmados por varios estudios que reportan eficacias superiores al 80 % en la remoción de la contaminación orgánica de aguas residuales al emplear materiales oxídicos (Zhang, He, & Zheng, 2018; Carreño-Mendoza *et al.*, 2018).

Este material puede usarse como sistema de filtración y purificación ofreciendo ventajas que los hacen útiles en áreas rurales, puesto que pueden ser construidos con materiales locales, de fácil acceso y bajo costo. Los requerimientos de operación y mantenimiento son pocos, y personal sin experiencia puede ser entrenado para construirlos y estructurarlos. Los resultados muestran que filtro FG2 propuesto parece una buena alternativa para la reducción de los niveles de contaminación de efluentes que permitiría tratarlos antes de ser descargados a cursos de agua reduciendo el impacto ambiental. El lecho adsorbente podría igualmente reutilizarse después de un tratamiento térmico para quemar la materia orgánica adsorbida y cualquier material volátil retenido.

## 5. Conclusiones

El uso de sustratos adsorbentes, fabricados con MLO de carga variable, como medio filtrante garantiza una alta eficacia en la descontaminación de aguas residuales domésticas e industriales, debido al efecto polifuncional del lecho que participa en los fenómenos de adsorción específica e inespecífica, permitiendo la remoción de sales disueltas, así como, la filtración de material sedimentable y carga orgánica. La reducción significativa de la turbidez del filtro FG2 indica la remoción de especies contaminantes como sólidos y formas coloidales en suspensión.

El presente trabajo representa un avance en la búsqueda de nuevos sistemas de filtración con materiales litológicos innovadores, que poseen propiedades refractarias y adsorbentes adecuadas para ser aplicados en el tratamiento de aguas residuales y de acuíferos potabilizables.

## Conflicto de Interés

Los autores declaran que no existen conflictos de interés de naturaleza alguna con la presente investigación.

## Agradecimiento

Esta investigación ha sido posible gracias al intercambio científico internacional ejecutado en el marco del proyecto Lechos de materiales oxídicos como medios de adsorción y filtración para el tratamiento de la contaminación de aguas naturales de la Dirección de Investigación de la Universidad Nacional de Chimborazo, y al respaldo brindado por el

Grupo de Investigación Estudios Interdisciplinarios. Los autores agradecen al Instituto de Tecnología Química de la Universidad Politécnica de Valencia donde se realizó la caracterización química de los materiales.

## Contribución de Autores

En concordancia con la taxonomía establecida internacionalmente para la asignación de créditos a autores de artículos científicos (<https://casrai.org/credit/>). Los autores declaran sus contribuciones en la siguiente matriz:

	José G. Prato	Fernando Millán	Luisa C. González	Iván Ríos	Andrés Márquez	Jorge Sánchez M	Antonio E. Palomares	Juan I. Díaz
Conceptualización								
Análisis formal								
Investigación								
Metodología								
Recursos								
Validación								
Redacción – revisión y edición								

## Referencias

- Andrade, L., Covelo, E.F., & Vega, F.A. (2005). Uso de arcillas especiales para depuración de aguas residuales. *Información Tecnológica*, 16(1), 3-10. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642005000100002>.
- Bejarano, M., Estrella, A., Márquez, O., Ríos, A., & Rodríguez, M. (2020). Estudio de la adsorción de los colorantes Drimaren Amarillo CL-2R y Basic Azul Marino 2 RN en arcillas activadas. *Novasinergia*, 3(2), 93-107. <https://doi.org/10.37135/ns.01.06.08>.
- Carbonel, D. (2018). Adsorción de cadmio, cobre y plomo en bentonita, caolín y zeolitas naturales y modificadas: Una revisión de los parámetros de operación, isothermas y cinética. *Ingeniería*, 23(3), 253-273. <https://doi.org/10.14483/23448393.13418>.
- Carreño-Mendoza, A., Lucas-Vidal, L., Hurtado, E.A., Barrios-Maestre, R., & Silva-Acuña, R. (2018). Sistema de tratamiento de aguas superficiales para consumo humano en la Microcuenca del río Carrizal, Ecuador. *Ciencia UNEMI*, 11(28), 76-87. <https://doi.org/10.29076/issn.2528-7737vol11iss28.2018pp76-87p>
- Decreto 883. (1995). Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos. *En Normas oficiales para la calidad del agua*

Venezuela Gaceta oficial N° 5.021. Recuperado de <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ven174040.pdf>

- Foth, H. D. (1990). *Fundamentals of Soil Science* (8<sup>th</sup> ed.). New York, USA: John Wiley & Sons, Inc.
- Gu, S., Kang, X., Wang, L., Lichtfouse, E., & Wang, C. (2019). Clay mineral adsorbents for heavy metal removal from wastewater: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 17, 629-654. <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0813-9>.
- Jiang, J., Xu, R. K., & Li, S. (2010). Effect of ionic strength and mechanism of Cu(II) adsorption by Goethite and  $\gamma$ -Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>. *Journal of Chemical & Engineering Data*, 55(12), 5547-5552. <https://doi.org/10.1021/jc100271u>.
- Kenner, F. N., & McCallion, J. (2015). *Manual del agua: Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones*. México D.F, México: McGraw Hill-Interamericana.
- Maldonado, V. Y. (2004). Filtración. In L. Vargas (Coordinadora), *Tratamiento de aguas para consumo humano: plantas de filtración rápida. Manual I: Teoría* (pp. 83-151). Lima, Perú: Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente (CEPIS).
- Márquez, A., Millán, F., Prato, J. G., & La Cruz, C. (2020). Adsorción de iones Cr(VI) sobre lechos adsorbentes calcinados con superficie de carga variable químicamente modificada. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 43(2), 72-81. <https://doi.org/10.22209/rt.v43n2a03>.
- Millán, F., Prato, J., López, A., & López, L. (2009). Estudio de la retención de iones calcio por materiales térmicamente modificados provenientes de suelos de la región de San Juan de Lagunillas, Mérida, Venezuela. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 32(1), 48-54. Recuperado de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0254-07702009000100007&lng=es&tlng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702009000100007&lng=es&tlng=es).
- Millán, F., Prato, J. G., Montilla, T., & Tănăsela, C. (2018). Utilización de lechos adsorbentes de carga variable para la filtración de aguas residuales. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 41(1), 2-14. Recuperado de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0254-07702018000100002&lng=es&tlng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702018000100002&lng=es&tlng=es).
- Millán, F., Prato, J. G., García, M., Díaz, I., & Sánchez, J. (2013). Adsorción de iones Cu<sup>+2</sup> y Zn<sup>+2</sup> por materiales litológicos de carga variable, provenientes de suelos del estado Mérida, Venezuela. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia*, 36(3), 195-201. Recuperado de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0254-07702013000300001&lng=es&tlng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0254-07702013000300001&lng=es&tlng=es).
- Millán, F., Prato, J. G., González, L. C., Márquez, A., & Djabayan, P. (2019). Quimioadsorción de Cu(II) sobre un sustrato calcinado preparado con un material litológico refractario de carga variable. *Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad de Zulia*, 42(1), 10-17. <https://doi.org/10.22209/rt.v42n1a02>.

- Ncube, P., Pidou, M., Stephenson, T., Jefferson, B., & Jarvis, P. (2016). The effect of high hydraulic loading rate on the removal efficiency of a quadruple media filter for tertiary wastewater treatment. *Water Research*, 107, 102-112. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.10.060>.
- Novikova, L., & Belchinskaya, L. (2016). Adsorptions of industrial pollutions by natural and modified aluminosilicates. In M. do Nascimento, G (ed.). *Clays, Clay Mineral and Ceramic Materials based on Clay Minerals* (pp. 89-128). Retrieved from <https://doi.org/10.5772/61678>.
- Prato, J.G., González-Ramírez, L.C., Pérez, M.C. & Rodríguez, M.E. (2021). Adsorción de la dureza del agua sobre lechos de rocas volcánicas de Ecuador. *Información Tecnológica*, 32(2), 51-60. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-07642021000200051>
- Prato, J. G., Ruiz, L. B., Djabayan, P., & Millán, F. (2019). Adsorción de iones fosfatos de aguas naturales a partir de lechos calcinados de suelos lateríticos, Cap. 8. In J. R. Arboleda (Ed.), *Investigación y Academia: la Visión desde la Universidad Ecuatoriana* (pp. 133–151). Red Iberoamericana de Pedagogía (REDIPE).
- Qafoku, N.P., Van Ranst, E., Noble, A., & Baert, G. (2004). Variable charge soils: Their mineralogy, chemistry and management. *Advance in Agronomy*, 84, 159-214. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84004-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84004-5).
- Reyes-Lara, S., & Reyes-Mazzoco, R. (2009). Efecto de las cargas hidráulica y orgánica sobre la remoción másica de un empaque estructurado en un filtro percolador. *Revista Mexicana de Ingeniería Química*, 8(1), 101-109. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/620/62011375009.pdf>.
- Rice, E. W., Baird, R. D., & Eaton, A. D. (eds) (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. In *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (23rd ed)*. Washington DC., USA: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Recuperado de <https://www.awwa.org/Store/Product-Details/productId/65266295>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2020). *Biogeochemistry: An analysis of global change* (4<sup>th</sup> ed.). New York: EE.UU. Academic Press. 99-139. <https://doi.org/10.1016/C2017-0-00311-7>.
- Xu, R., Wang, Y., Tiwari, D., & Wang, H. (2009). Effect of ionic strength on adsorption of As(III) and As(V) on variable charge soils. *Journal of Environmental Sciences*, 21(7), 927-932. [https://doi.org/10.1016/s1001-0742\(08\)62363-3](https://doi.org/10.1016/s1001-0742(08)62363-3).
- Xu, R. K., Qafoku, N. P., Van Ranst, E., Li, J. Y., & Jiang, J. (2016). Adsorption properties of subtropical and tropical variable soils: Implication from climate change and biochar amendment. *Advances in Agronomy*, 135, 1-58. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2015.09.001>.
- Zhang, C., He, J. & Zheng, Z. (2018). Modelling nutrients and organics removal by biological slow filtration in micro-polluted water source treatment. *Processes*, 6, 128. <https://doi.org/10.3390/pr6080128>.