

Using of variable charge adsorption beds for filtration of residual waters

Fernando Millán¹, José G. Prato², Tábatha Montilla¹ y Claudiu Tănăselia³

¹IUPSM Mérida, Esc. Ing. Química y Agronomía; ²ULA, Fac. Ing. Escuela de Química, ³INCDO-INOR 2000, Research Institute for Analytical Instrumentation, Cluj Napoca, Rumania.

Abstract

Present work show results from the experimental filtration process of a residual water trough different adsorbent beds made with three lithological refractory materials of variable charge. Four types of substrates were prepared: calcined without activation, calcined activated with HCl 0.1N (positive charges activated), calcined activated with NaOH 0.1N (negative charges activated) and a mixed at 50 %. Substrates washing with bidistilated water in a column experiment show increments in solution conductivities, this ionic charge is produced by the dissolution of metals however, their concentration is at trace level. Alkaline and alkaline earth get to denary of *ppm* but these cations are common in natural waters. Filtration processes of a residual water sample produce a 50 % reduction of turbidity after first 200 ml of percolation and under 2 NTU after 600 ml percolation. Filtrated solutions conductivity initially increase because of ionic contribution of calcined substrate, but it is reduced to more than 50 % after 600 ml of filtration. *pH* values keeps constant between 6 and 8 during the percolation of 1200 ml of liquid. Results show that this kind of filtrating beds can be used in reducing residual water turbidity and conductivity or any other similar residual water or intervened natural waters.

Key words: residual water; filtration; variable charge substrate.

Utilización de lechos adsorbentes de carga variable para la filtración de aguas residuales

Resumen

El trabajo muestra resultados de la filtración experimental de una muestra de agua residual, a través de lechos adsorbentes fabricados con materiales litológicos refractarios de carga variable. Se prepararon cuatro lechos: calcinado sin activar, calcinado activado con HCl 0,1N (activación de cargas positivas), calcinado activado con NaOH 0,1N (activación de cargas negativas) y composición mixta 50 %. El lavado de los lechos con agua bidestilada muestra un aporte de carga catiónica, sin embargo, la concentración está a niveles trazas. Alcalinos y alcalino térreos a decenas de *ppm* pero estos cationes están comúnmente en aguas naturales. La filtración de una muestra del agua residual, reduce la turbidez un 50 % en los primeros 200 ml de filtrado y a menos de dos UNT a los 600 ml de percolación. La conductividad del filtrado, después de lavar el incremento inicial disminuye aproximadamente un 50% en relación al valor original, después de unos 600 ml de percolación. Los valores de *pH* son estables entre 6 y 8 durante la percolación de los 1200 ml de líquido. Los resultados indican que los diferentes lechos preparados pueden ser utilizados en la reducción de la turbidez y conductividad del agua residual, o de cualquier agua residual similar o aguas naturales intervenidas.

Palabras clave: agua residual; filtración; lechos de carga variable.

Introducción

La filtración en medio granular con arena y/o antracita se ha aplicado en la eliminación de sólidos suspendidos, pero para poder reducir los niveles de turbidez a valores por debajo de 1 UNT la cantidad de estos sólidos y el tamaño del filtro son parámetros críticos [1]. La eliminación de estos sólidos incluye los pasos de tamizado y de adsorción, el último depende de las características fisicoquímicas de los sólidos coloidales y/o disueltos y del medio filtrante. Tanto la arena como la antracita no tienen propiedades adsorbentes y por lo tanto el proceso de filtración es básicamente un tamizado y los sólidos disueltos pasan con el agua percolada. En la actualidad el tratamiento de aguas en general está requiriendo el desarrollo de nuevas técnicas de filtración y con ellas la búsqueda de nuevos materiales con ciertas propiedades adsorbentes que les permita ser aplicados en la fabricación de elementos filtrantes y que puedan retener contaminantes de manera efectiva. Estos nuevos materiales deben a su vez cumplir con requerimientos como son: bajo costo, disponibilidad, maleabilidad y deben ser amigables con el ambiente. En la literatura [2, 3] se han recomendado algunos materiales litológicos de carga variable dependientes del pH que cumplen con estas condiciones y con los cuales se pueden fabricar lechos calcinados adsorbentes que actúan como retentores o inmovilizadores de especies iónicas así como material orgánico y sólidos causantes de turbidez. El mecanismo que explica la variabilidad de las cargas con el pH está descrito en la literatura [4, 5]. El mismo se basa en que los óxidos anfóteros de hierro como la goethita o hematita y de aluminio como la gibsitita así como los óxidos de titanio y manganeso pueden variar sus cargas superficiales según el pH del medio. En medio ácido, los óxidos son protonados creando una densidad de carga superficial positiva pudiendo generar adsorción aniónica o de especies con cargas negativas. Pero en medio alcalino los óxidos son deprotonados creando una densidad de cargas superficial negativa pudiendo dar lugar a la adsorción catiónica o de especies químicas cargadas positivamente. Estos materiales han sido aplicados en el ablandamiento de aguas por adsorción de iones Ca^{+2} [6] donde el calcio participa en una reacción de intercambio. Luego de la regeneración del medio adsorbente por medio de una solución 0,01 M de NaCl, la eficiencia del intercambio se incrementó hasta en un 500 %. La adsorción de Cu^{+2} y Zn^{+2} sobre este tipo de material fue estudiada [7], los cuales participan en una reacción de adsorción específica (quimioadsorción) que es pH dependiente. Por otro lado la adsorción de iones sulfato y fosfato fue estudiada [8, 9] y después de un tratamiento ácido del lecho, la adsorción de sulfato fue incrementada en un 9 %. De hecho la adsorción de iones fosfato sobre este tipo de material ha sido

bien estudiada [10]. Estos iones sufren una adsorción específica (quimioadsorción) formando un complejo de esfera interna con la superficie oxidada quedando prácticamente inmovilizado. El objetivo del presente trabajo es investigar la capacidad de estos lechos adsorbentes para su aplicación en la reducción de los niveles de turbidez y conductividad de un agua residual a escala de laboratorio, aprovechando justamente esta propiedad de la variabilidad de sus cargas superficiales para mejorar el proceso de purificación por adsorción en la filtración en medio granular. Estos elementos filtrantes pueden aplicarse, a una escala mayor, a sistemas de filtración en medio granular en combinación con otros medios de filtración convencionales para mejorar la eficiencia del proceso.

Materiales y métodos

La ubicación y la caracterización físico química de los materiales litológicos utilizados en la fabricación de los lechos calcinados adsorbentes está descrita en la literatura [2, 3]. Para los efectos del presente trabajo se denominarán Lagunillas, L, Vallecito, V y Guáimaras, G. La preparación de los lechos adsorbentes igualmente está descrita en la literatura [6, 7]. Este es un proceso manual que consta de una trituración del material, un tamizado a un tamaño de partícula menor a 1 mm, preparación de una pasta saturada con agua destilada seguida de un proceso de extrusión de "espaguetis" de unos 4 mm de diámetro. El espagueti húmedo es cortado en unidades de unos 7 mm de longitud y sometido a un proceso de secado y finalmente calcinado a 700 grados durante 4 horas. Para la determinación del tamaño promedio de la pastilla del lecho, se tomó una muestra significativa de unos 100 gránulos de los diferentes lechos y se determinó su longitud y diámetro promedio por medio de un vernier. Con estos datos se determinó el volumen promedio y la variabilidad asociada a la fabricación del medio adsorbente. La superficie específica del lecho calcinado se midió por adsorción de N_2 y la macroporosidad se determinó gravimétricamente por absorción de agua. [11]. Las muestras de ensayo del agua residual fueron tomadas del Río Albarregas, específicamente en el punto llamado puente de La Cruz Verde, justamente donde existe una descarga directa de residuales domésticos al río incrementando el grado de contaminación. Una vez recolectadas las muestras de agua fueron refrigeradas y trasladadas al laboratorio para su análisis en las subsiguientes 24 horas. Los sólidos de la muestra de ensayo fueron determinados por el método gravimétrico [12], discriminando sólidos fijos o minerales y sólidos volátiles, siendo estos últimos equivalentes a los sólidos orgánicos. En el mismo, una muestra previamente pesada de la muestra de ensayo

se somete a evaporación a 120 oC hasta sequedad y el residuo es pesado, obteniéndose así los sólidos totales. Esta misma muestra seca se somete a un tratamiento térmico de 400 oC por una hora, la misma se enfría en un desecador y luego pesada hasta peso constante. La diferencia de pesada se interpreta como los sólidos orgánicos. La filtración de la muestra de agua residual se realizó a través de cuatro (4) columnas: Para la columna uno (1) se utilizó el lecho sin activación química, para la columna dos (2) se utilizó un lecho adsorbente activado en medio ácido (*HCl* 0,1 N), para la columna 3 se utilizó un lecho activado en medio alcalino (*NaOH* 0,1 N) y para la cuarta columna se utilizó lecho mixto, con 50 % de lecho activado con *HCl* y otro 50 % de lecho activado con *NaOH*. El experimento de columna para el proceso de filtración igualmente está descrito en la literatura [6]. Este sistema consta de 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 consta de un tapón de gasa de 1 cm, seguido de una capa de 1 cm de grava como medio de soporte y 200 g de lecho adsorbente. Si la columna es lo suficientemente larga y el flujo es lo suficientemente lento entonces los equilibrios de adsorción sobre la superficie del lecho tendrán oportunidad de establecerse. A una velocidad de percolación de 6 a 7 ml por minuto, se recolectaron nuestras consecutivas de 100 ml para su análisis respectivo. El pH se midió por medio de un pH-metro Hanna Instruments pH 211, la conductividad con un conductímetro marca Trans Instruments modelo HC3010 TDS, la Turbidez se midió usando el método normalizado 2130 A-B, empleando un Colorímetro digital marca Hach modelo DR/890 y se expresa en Unidades Nefelométricas de Turbidez, UNT [13]. La dureza total se determinó siguiendo la técnica estandarizada Método 2340C [13]. Se estudió el aporte de carga iónica del lecho por medio de un experimento de percolación de agua bidestilada donde se midió la conductividad del agua bidestilada de percolación y se determinó el perfil metálico en muestras selectas a lo largo del proceso de filtración. Se seleccionaron muestras al inicio de la percolación (1A, muestra de agua bidestilada), en el punto máximo de conductividad (2LA, 2G y 2V) y dos muestras a lo largo del descenso de la curva de conductividad (11LA, 21LA, 9G, 21G y 9V y 21V) para la realización de un perfil metálico de

las muestras. El mismo se realizó en el Instituto de Investigación para la Instrumentación Analítica (ICIA), Cluj Napoca Rumanía, por medio de un Plasma de inducción acoplado a un espectrómetro de masas (ICP-MS), equipado con una celda de reacción dinámica ELAN DRC II, Perkin Elmer, Canada.

Resultados y Discusión

Superficie específica y macroporosidad del lecho

Los gránulos de los lechos preparados tienen una longitud promedio de $(6,37 \pm 0,98)$ mm y un diámetro promedio de $(4,09 \pm 0,29)$ mm, resultando en un volumen promedio de gránulo de $84,37$ mm³, con una variabilidad asociada del 22,36 %. Esta variabilidad se debe a la fabricación manual del lecho que hace difícil reproducir el tamaño del gránulo, sin embargo, este aspecto no influye en el proceso de adsorción. En la Tabla 1 se muestran algunos parámetros medidos en relación al lecho calcinado. En todos los casos la superficie específica tiene valores bajos comparables con la caolinita, sin embargo, el lecho fabricado con el material de Lagunillas se ve un poco favorecido en relación a los otros dos tipos de materiales. La macroporosidad es el espacio vacío hasta donde el agua puede penetrar y no incluye la Microporosidad donde el agua por motivos de tensión superficial no puede acceder. En todos los casos esta macroporosidad representa más de un cuarto del volumen del lecho. Según la literatura [14] los valores de la superficie específica pudiesen estar subestimados, ya que el método de adsorción de N_2 posee limitaciones de exactitud en sólidos con superficies cargadas y que posean superficies específicas cercanas a 10 m² g⁻¹, debido justamente a la no polaridad de la molécula de N_2 . Esta no tiene un buen acceso a todos los sitios cargados como lo tendría una molécula polar como el agua [15].

Tomando en cuenta los resultados de la superficie específica para los 200 g de lecho utilizado se cuenta entonces con una superficie total de 6764 m² para la adsorción física en el caso del lecho preparado con el material litológico de Lagunillas y de 1304 y 2940 m² para los lechos preparados con los materiales de Los Guáimaras y El Vallecito respectivamente.

Tabla 1
Superficie específica, densidad y macroporosidad de los lechos calcinados preparados

| Parámetro | Lagunillas | Guáimaros | Vallecito |
|--|------------|-----------|-----------|
| Superficie específica ($m^2 g^{-1}$) | 33,82 | 6,52 | 14,70 |
| Volumen de poro ($\mu L g^{-1}$) | 140,06 | 71,63 | 91,6 |
| Ancho de poro (Å) | 165,65 | 439,48 | 249,31 |
| Densidad ($g ml^{-1}$) | 1,70 | 1,68 | 1.60 |
| Macroporosidad del pellet (%) | 29,39 | 24,83 | 32,57 |

Caracterización de la muestra del agua residual

En la Tabla 2 se muestran algunas de las características físico químicas analizadas en muestras, La muestra de agua residual es ligeramente alcalina y la conductividad es relativamente baja lo que puede explicarse porque la carga contaminante debe ser en su mayoría sustancias químicas orgánicas no disociadas

que no contribuyen a la acidez o a la alcalinidad del agua y tampoco a la conductividad. De hecho los sólidos volátiles representan un 40 % de los sólidos totales lo que puede explicar el olor desagradable de la muestra. El valor de la turbidez es bajo debido a la dilución con el agua del río donde es vertida la descarga residual. Sin embargo, el punto de muestreo está ubicado dentro de la zona de mayor turbidez de las aguas del río Albarregas en relación a la zona alta del río [16].

Tabla 2
Características físico químicas de muestras compuestas del río Albarregas

| Parámetro | Valor |
|--------------------------------------|------------------|
| pH | 7,4 |
| Conductividad ($\mu S cm^{-1}$) | 180 |
| Temperatura ($^{\circ}C$) | 22,2 |
| Turbidez (UNT) | 8 |
| Sólidos Totales ($mg ST L^{-1}$) | $98,97 \pm 2,17$ |
| Sólidos Fijos ($mg SM/ L^{-1}$) | $59,56 \pm 0,74$ |
| Sólidos volátiles ($mg SO L^{-1}$) | $39,42 \pm 1,80$ |
| Dureza Total ($mg L^{-1} CaCO_3$) | 28,69 |
| Olor | Desagradable |

Lavado del lecho filtrante

Para determinar cuál es el aporte de los diferentes lechos a la carga iónica del agua que será sometida al proceso de filtración, se realizó un lavado de los diferentes materiales adsorbentes con agua bidestilada en un experimento de columna. En la Figura 1 se muestra, en escala logarítmica, la variación de la conductividad de las alícuotas de 100 ml que fueron recolectadas para el proceso de filtrado con los diferentes lechos. Se evidencia un aporte inicial significativo de carga iónica al agua de lavado por parte del lecho calcinado preparado con el material de Lagunillas.

La literatura [3] reporta que este material litológico es mucho más rico en especies metálicas, que los materiales

provenientes de Los Guáimaras y El Vallecito. Muchas de estas especies metálicas pueden establecer un equilibrio de solubilidad entre la superficie del lecho y la fase acuosa que en este caso está representada por el agua bidestilada. A pesar de que el proceso de calcinación del lecho tiene como objetivo evitar su dispersión y solubilización en el agua, en la superficie de las pastillas puede quedar material no cementado (óxidos metálicos) que es fácilmente extraíble por el agua bidestilada y solubilizarse haciendo que la conductividad de la muestra se incremente. Una vez lavado el lecho la conductividad disminuye a menos de $50 \mu\text{S cm}^{-1}$. Los lechos adsorbentes preparados con los materiales de Los Guáimaras y El Vallecito aportan carga iónica en cantidades mucho más pequeñas pero tienen un comportamiento similar.

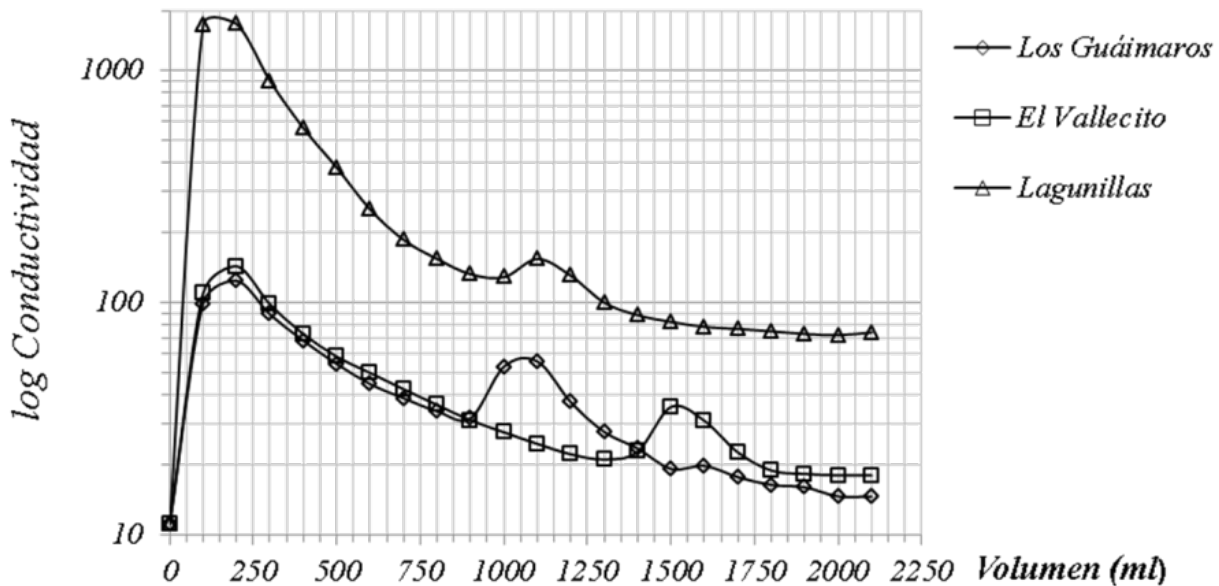


Figura 1.- Variación de la conductividad durante la percolación de agua bidestilada a través de los diferentes lechos adsorbentes preparados.

Perfil metálico en el agua de lavado

En las siguientes Figuras se muestran los contenidos metálicos en el agua de lavado inicial del lecho. Se encontraron gran variedad de especies metálicas a diferentes niveles de concentración, la gran mayoría a nivel de trazas. En la Figura 2 se muestra que el mayor aporte de Ca, Mg, K y Na proviene del lecho calcinado fabricado con el material de Lagunillas, sin embargo, el agua de lavado muestra un contenido de calcio de unos 10 ppm que es rápidamente retenido en los diferentes medios adsorbentes.

Estos aportes disminuyen drásticamente a niveles de concentración por debajo de 5 ppm con el proceso de lavado. En la Figura 3 se muestra el contenido metálico en las muestras del agua de lavado de aquellas especies metálicas en concentraciones por debajo de 1 ppm. Hay un mayor aporte inicial de Br y Li (> 1 ppm) por parte del lecho calcinado fabricado con el material de Lagunillas así como de Cr, Al y Ti. El resto de los aportes metálicos en los otros lechos calcinados están por debajo de 0,5 ppm los cuales se reducen a menos de 0,1 ppm por el proceso de lavado del lecho.

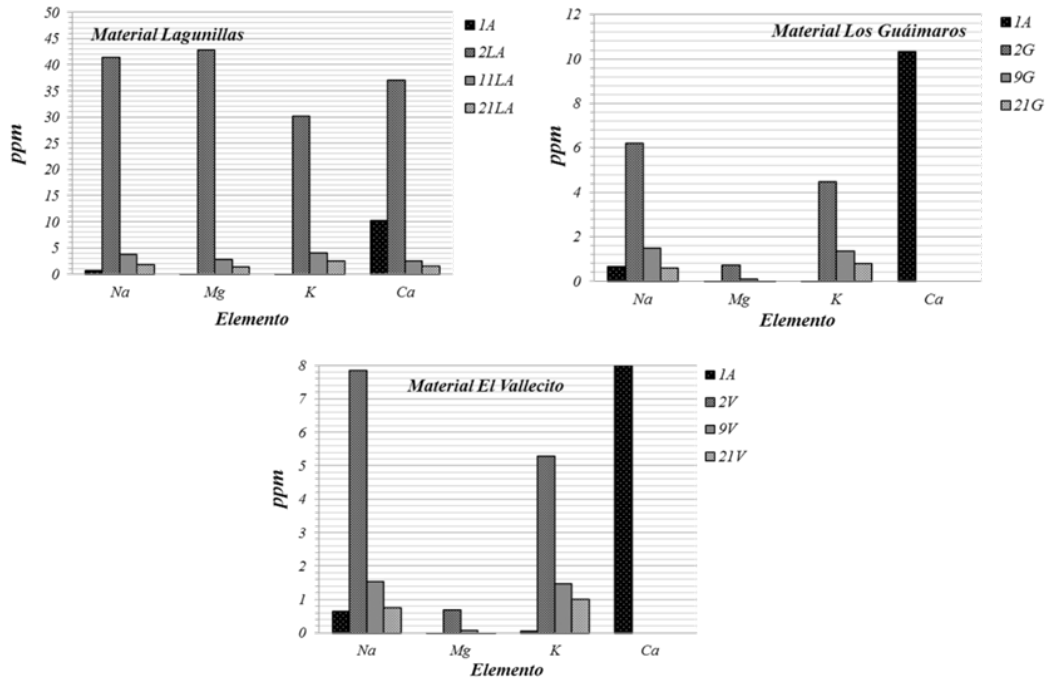


Figura 2.- Perfiles de especies metálicas mayoritarias
 1A, muestra de agua bidestilada 2LA, 2G y 2V muestras de agua al máximo de conductividad, 11LA, 21LA, 9G, 21G y 9V y 21V muestras a lo largo del descenso de la curva de conductividad.

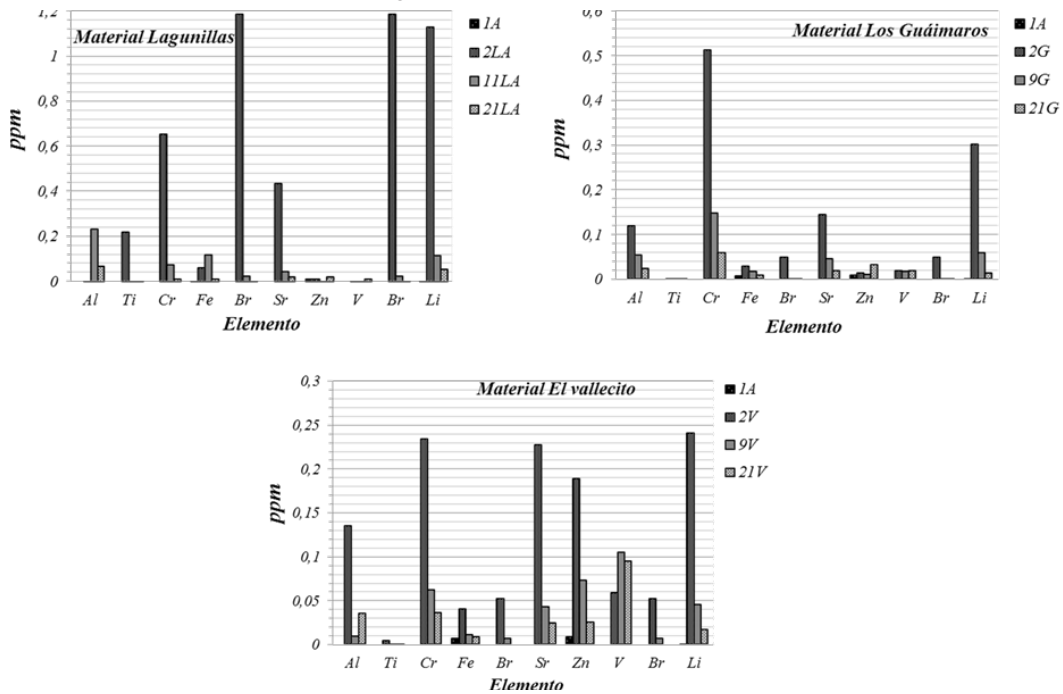


Figura 3.- Perfil de especies metálicas secundarias o subunitarias.
 1A, muestra de agua bidestilada 2LA, 2G y 2V muestras de agua al máximo de conductividad, 11LA, 21LA, 9G, 21G y 9V y 21V muestras a lo largo del descenso de la curva de conductividad.

En la Figura 4 se muestran los contenidos de especies metálicas a niveles de decenas de ppb. En la primera de estas se nota un aporte de *Se* y *As* por parte del agua bidestilada. El primero disminuye a niveles no detectables con el proceso de lavado, sin

embargo, el *As* continúa solubilizándose durante el proceso de lavado, especialmente en el lecho calcinado fabricado con el material de Lagunillas donde se llegan a cuantificar cantidades de hasta 30 ppb.

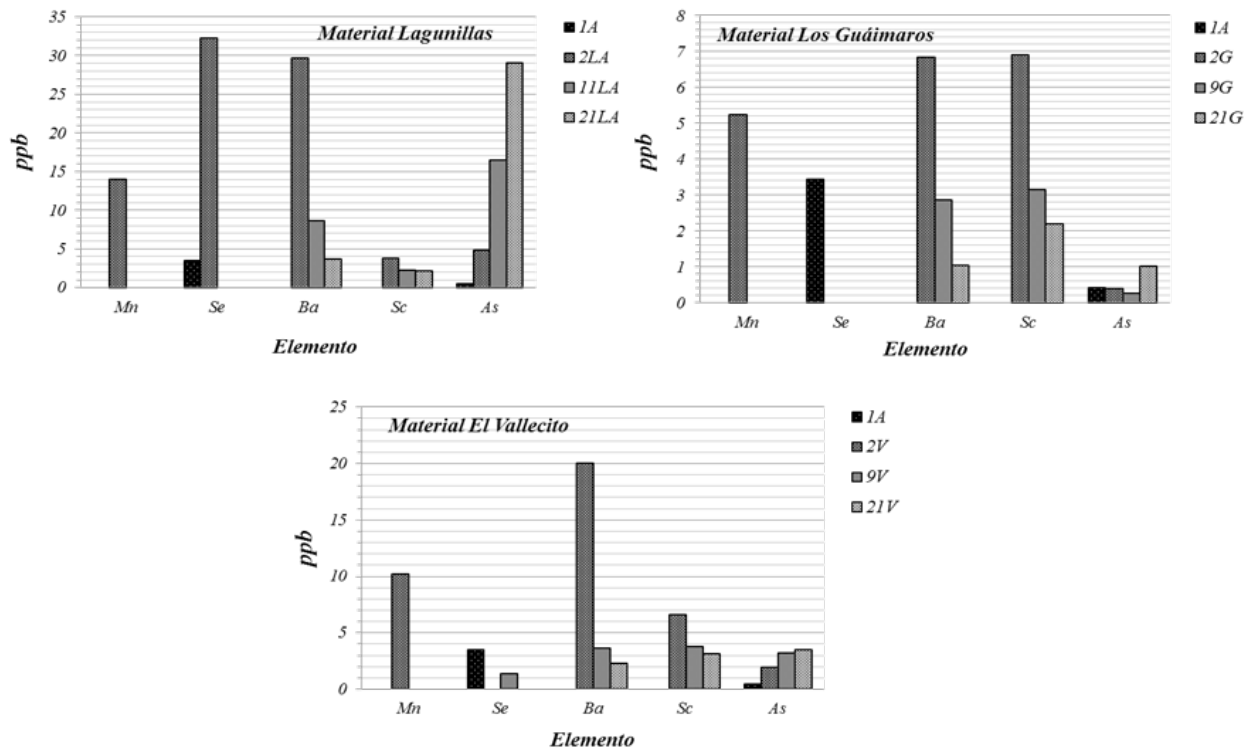


Figura 4.- Perfil de especies metálicas a nivel de unidades y decenas de ppb

1A, muestra de agua bidestilada 2LA, 2G y 2V muestras de agua al máximo de conductividad, 11LA, 21LA, 9G, 21G y 9V y 21V muestras a lo largo del descenso de la curva de conductividad.

En la Figura 5 se muestran los perfiles de especies metálicas por debajo de 3 ppb y se observan aportes mayores de *Co*, *Ni* y *Mo* en los lechos fabricados con los materiales de Lagunillas y El Vallecito. Se nota la presencia de *Mo* en la muestra de agua bidestilada que se suma al aporte de los lechos calcinados, por lo que proceso de lavado no logra disminuir significativamente como se observa en el caso del lecho calcinado fabricado con el material de Los Guáimaras.

Si bien los diferentes lechos aportan una carga iónica al agua filtrada, ésta es pequeña y la misma disminuye a niveles de concentración de unidades o décimas de ppb después del proceso de lavado. Esto es de esperarse ya que las constantes de solubilidad para las diferentes especies metálicas bajo la forma de óxidos o hidróxidos son bastantes pequeñas, de hecho pueden tener valores de entre 10^{-10} y 10^{-40} lo que indica la poca solubilidad de los mismos [17].

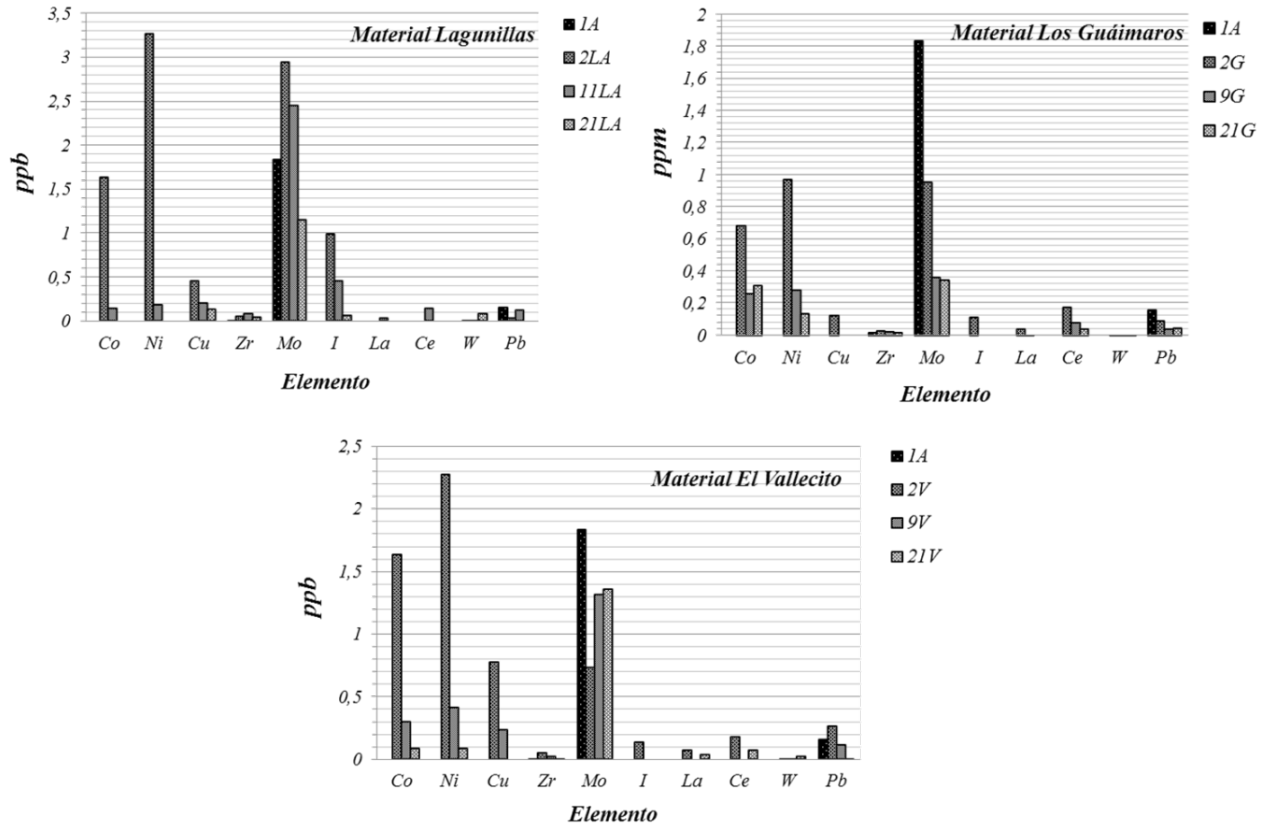


Figura 5.- Perfil de especies metálicas a nivel de unidades de ppb.

1A, muestra de agua bidestilada 2LA, 2G y 2V muestras de agua al máximo de conductividad, 11LA, 21LA, 9G, 21G y 9V y 21V muestras a lo largo del descenso de la curva de conductividad.

Estos niveles de concentración están por debajo de las normativas para aguas residuales e inclusive normativas para aguas potables [18]. Siendo el objetivo del trabajo el filtrado de aguas con cargas contaminantes importantes, estos niveles de concentración metálica no deberían representar peligro alguno para el medio ambiente en el destino final del agua residual.

A fin de confirmar la hipótesis de que el incremento de la conductividad de la solución es causado por el

aporte catiónico de los diferentes lechos calcinados al agua de lavado se calcularon las correlaciones entre la concentración de especies metálicas en milimoles y los valores de la conductividad de las soluciones respectivas. En la Figura 6 se muestran las correlaciones lineales entre estos dos parámetros y en los tres casos de los diferentes lechos calcinados, los coeficientes de correlación muestran una relación directa entre la conductividad de la solución y el contenido metálico como era de esperarse.

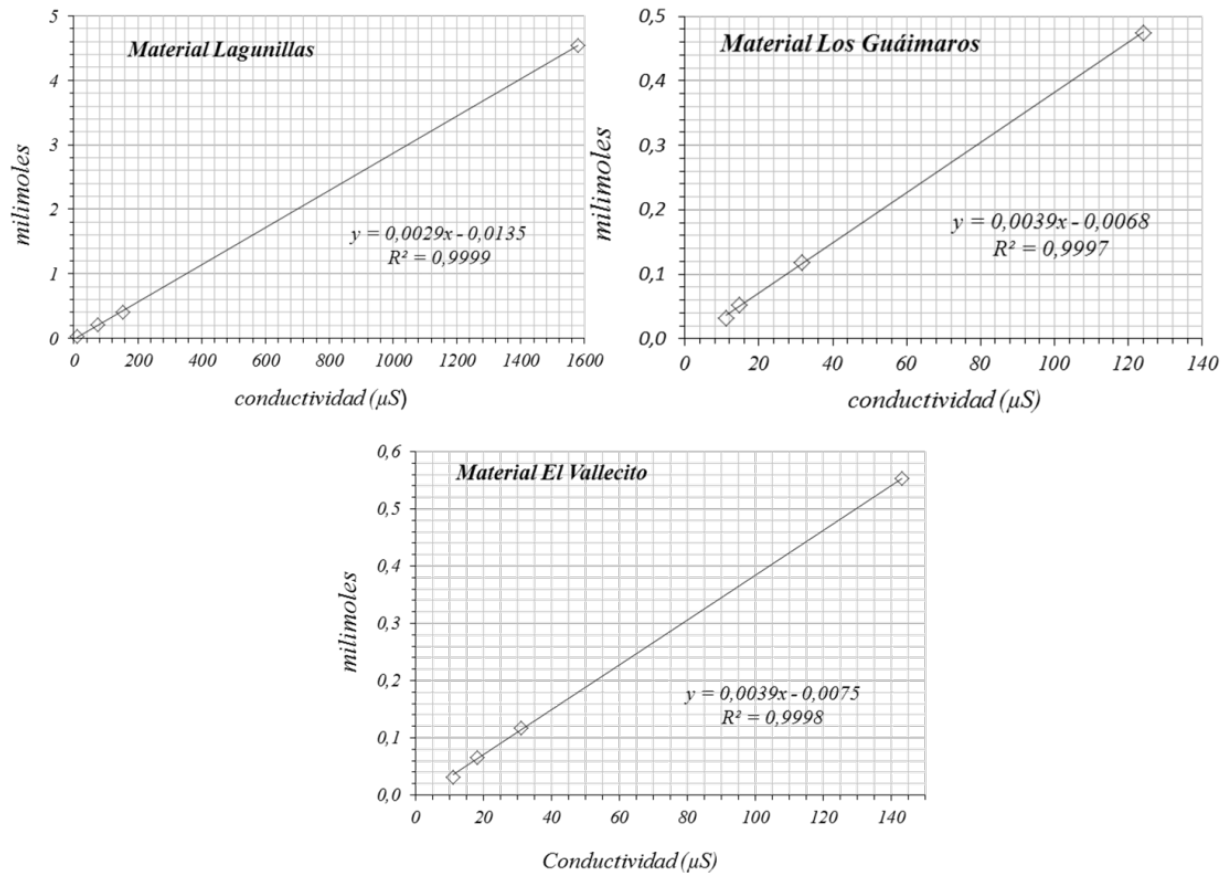


Figura 6.- Correlación entre la concentración de metales en la solución y la conductividad.

Experimentos de columna

La filtración de la muestra de agua residual se realizó a través de diversas columnas empacadas con los lechos tanto activados como no activados tal como se explicó anteriormente. En la Figura 7 se muestran las variaciones de la turbidez de la muestra de ensayo filtrada a través de los diferentes lechos a lo largo de la percolación.

En general, los 4 lechos evaluados logran una reducción de la turbidez del 50 %, con respecto al valor inicial, después de unos 200 ml de agua percolada, y de aproximadamente un 70 %, después de 600 ml de percolación. El incremento inicial de la turbidez en algunos de los casos se debe al arrastre

de material no cementado en el lecho adsorbente por el flujo de la muestra por la columna y el mismo es rápidamente lavado. Según lo mostrado en las gráficas, los filtros preparados con los lechos sin tratamientos químicos de activación de cargas presentan un mejor desempeño. Sin embargo, se observa un comportamiento diferencial entre los lechos preparados con los diferentes materiales litológicos. En el caso de los lechos activados por tratamiento ácido, el lecho preparado con el material del vallecito logra reducir entre un 25 y un 50 % más turbidez en relación a los lechos fabricados con los materiales del Lagunillas y Los Guáimaras. Algo similar ocurre con los lechos activados en medio alcalino y el sistema mixto.

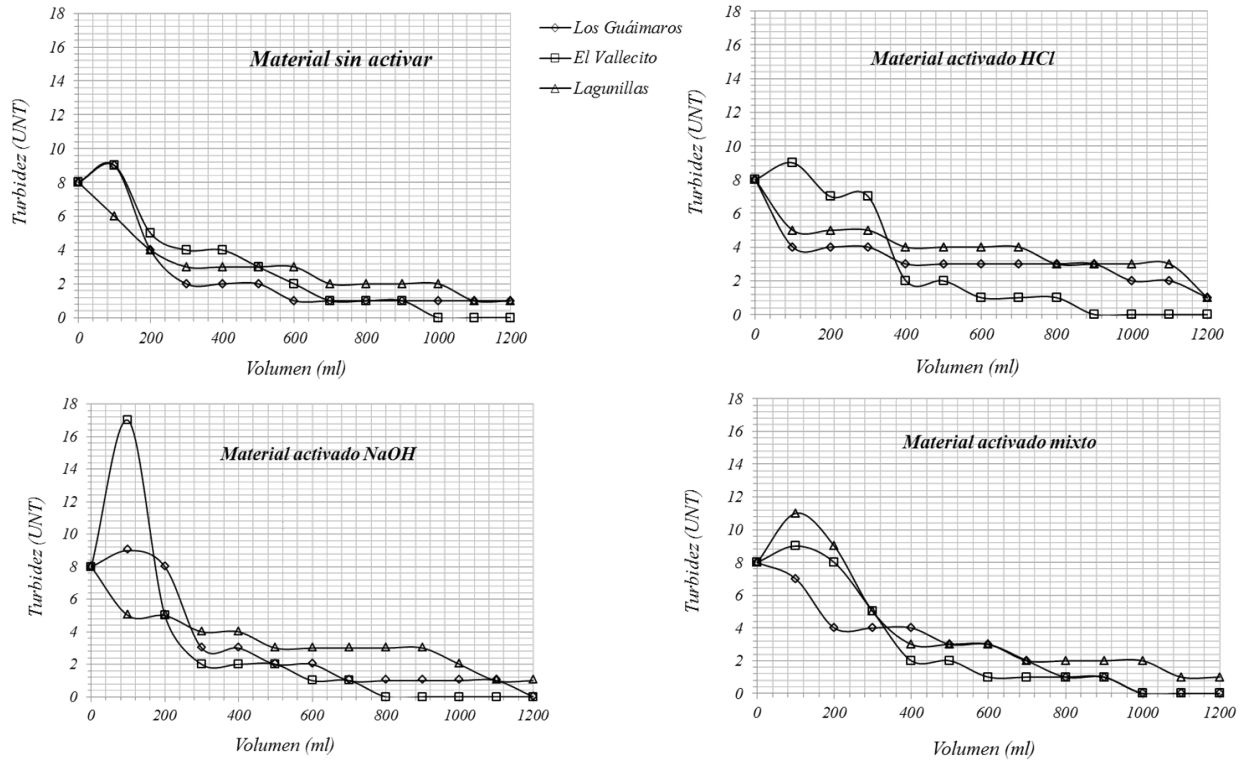


Figura 7.- Reducción de la Turbidez en los diferentes lechos no activados y activados.

En la Figura 8 se muestran las variaciones de la conductividad del agua de muestra filtrada a través de los diferentes lechos a lo largo de la percolación en una escala logarítmica a fin de apreciar mejor el comportamiento diferencial de los diferentes lechos adsorbentes. El incremento inicial de la conductividad se asocia a la disolución de parte del material no sementado del lecho, como se explicó anteriormente.

En general hay una tendencia a la disminución de la conductividad en todos los casos estudiados, sin embargo, los lechos preparados con los materiales de El Vallecito y Los Guáimaras presentan un mejor desempeño en la reducción de la conductividad de la muestra de ensayo. De estos, los lechos sin activar y activados en medio ácido logran una reducción en la conductividad entre 60 y 63 % en relación al valor inicial.

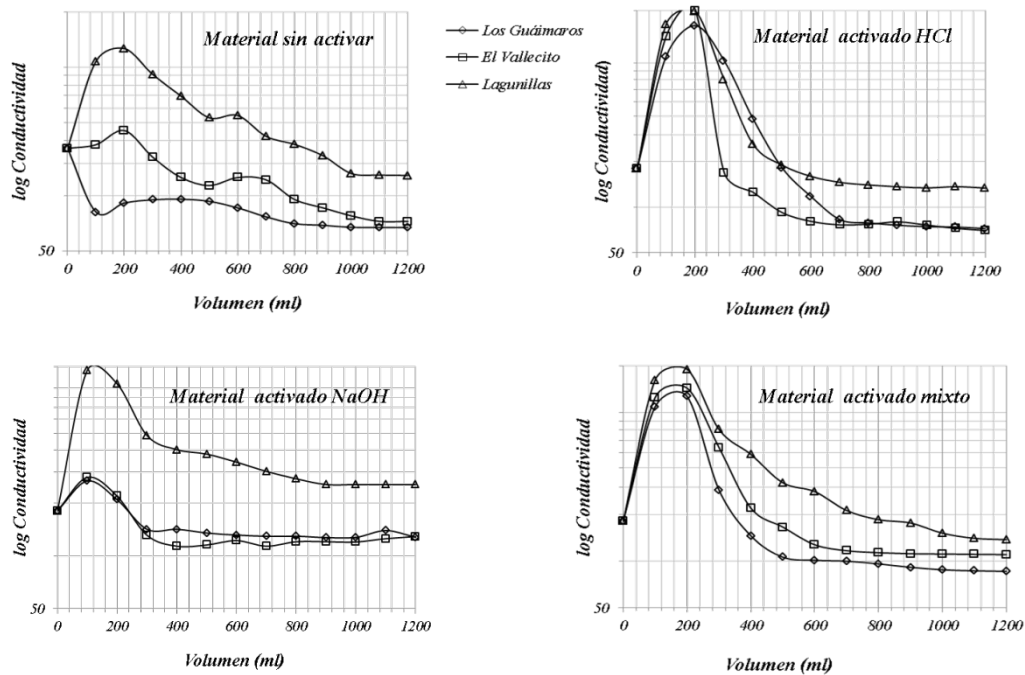


Figura 8.- Variación de la conductividad en los diferentes lechos no activados y activados.

Los mismos lechos tanto el activado en medio alcalino como el lecho mixto solo logran disminuir la conductividad entre el 30 y 40 % con respecto al valor inicial. Finalmente, el lecho fabricado con el material de Lagunillas sólo logra disminuir la conductividad sólo por debajo del 25 %. La disminución de la conductividad se debe básicamente a la adsorción (específica o no específica) de especies químicas cargadas sobre la superficie del lecho, lo que ya ha sido demostrado en trabajos ya mencionados anteriormente [6, 7, 9]. Estas especies pueden incluir principalmente aniones como fosfatos o sulfatos, cloruros o sulfuros que pueden ser removidos con estos lechos no activados y

activados en medio ácido, con lo que se generan cargas positivas debido a la protonación de los óxidos anfóteros en la superficie del lecho.

Otro aspecto importante del lecho es que el mismo no produzca cambios importantes de pH en el agua filtrada y así evitar etapas de neutralización en el tratamiento. En la Figura 9 se muestran las modificaciones del pH del agua de muestra filtrada a través de los diferentes lechos a lo largo de la percolación. Hay una influencia diferenciada de cada uno de los materiales sobre el pH , sin embargo, en general se observa que después de cierto cambio inicial (hasta los 200 ml percolados) los valores de pH se estabilizan.

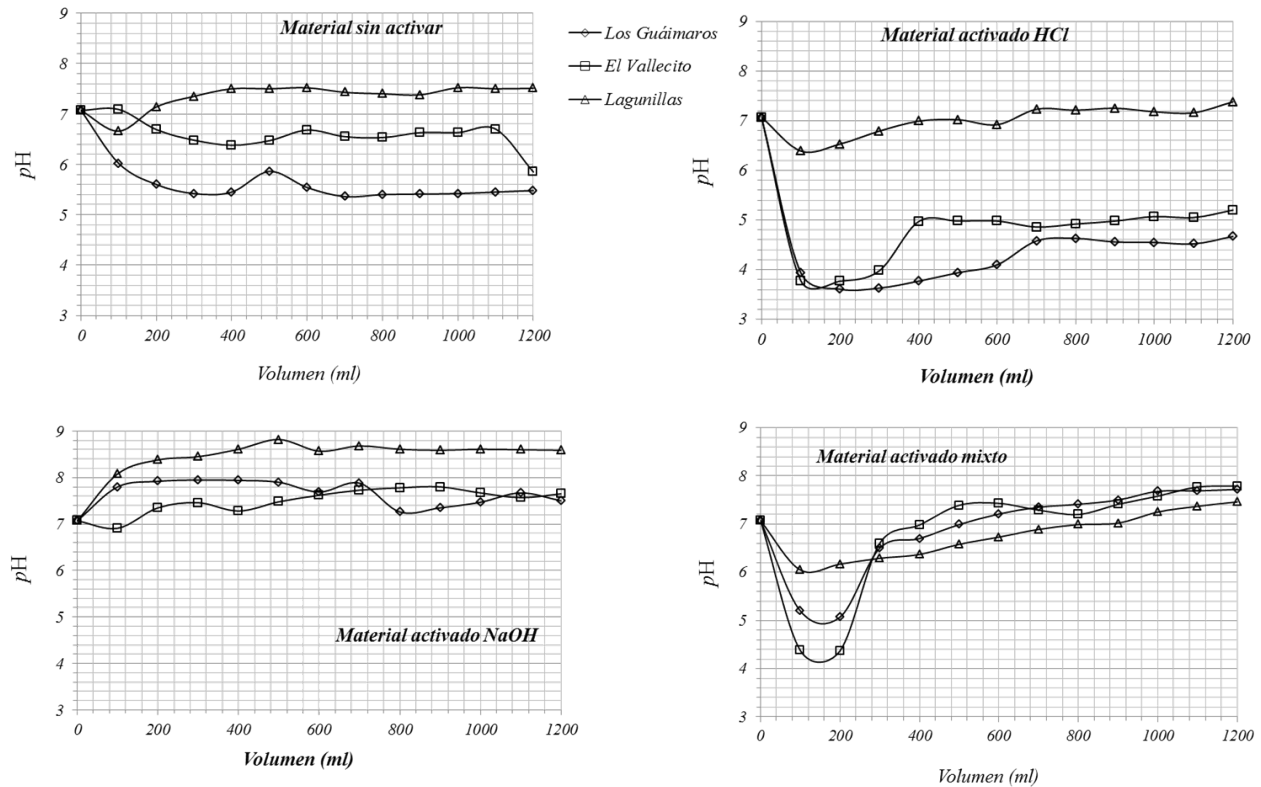


Figura 9.- Modificación del pH en los diferentes lechos no activados y activados.

En la mayoría de los casos los valores de pH oscilan dentro del rango aceptado (6 – 8). Los lechos activados con *HCl* fabricados con los materiales de El Vallecito y Los Guáimaras acidifican significativamente la muestra de agua, lo que puede ocasionar la disolución del *Al* y *Fe* desde la fase sólida, es decir, desde el lecho.

Conclusiones

En la búsqueda de nuevos materiales naturales que puedan ser utilizados en la preparación de elementos filtrantes para tratamiento de aguas residuales, los materiales litológicos seleccionados muestran unas propiedades refractarias que les confiere resistencia térmica y mecánica. Su composición química rica en metales como *Fe* y *Al*, además de *Ti* y *Mn* en forma de óxidos anfóteros permite la generación de cargas superficiales que dependen del pH con lo que se pueden preparar lechos adsorbentes con cargas eléctricas superficiales diferenciadas para la retención, vía adsorción específica o no específica de especies químicas cargadas presentes en el agua. Los resultados del presente trabajo mostraron

que la aplicación de estos medios granulares adsorbentes al proceso de filtración de una muestra de agua residual, o algunas aguas naturales intervenidas, puede reducir los niveles de turbidez y conductividad de manera significativa, lo que sugiere que el lecho filtrante puede participar en los procesos de cernido de material causante de turbidez como materia orgánica y de adsorción de iones que están en solución, como nutrientes o metales pesados. Otra de las ventajas del lecho propuesto es que el mismo se puede regenerar por medio de un recalcinado a altas temperaturas para quemar a materia orgánica adsorbida y/o un lavado químico que regenere la superficie.

Referencias Bibliográficas

- [1] Kemmer, F. N., y McCallion, J. (Nalco Chemical Co.). "Manual del agua. Su naturaleza, tratamiento y aplicaciones". McGraw Hill, México, 1996.
- [2] Millán, F., Prato J. G. y García, M. "Caracterización de materiales litológicos oxídicos de carga variable para estudios de adsorción iónica". Publicación *in Extensu* Memorias XIX Congreso de la Sociedad

- Venezolana de la Ciencia del Suelo, Instituto Nacional de Investigaciones Agronómicas, Calabozo, 2011.
- [3] Millán, F., Zerpa, D., Prato, J. G., Senila, M., Levei, E. A., Tanaselia, C., Lomónaco, S. "Caracterización química de tres fracciones granulométricas de materiales litológicos oxídicos". Publicación "in extensu" Memorias XXI Congreso de la Sociedad Venezolana de la Ciencia del Suelo, INIA, UNET, San Cristóbal. ISBN: 978-980-6300-94-1. (2015) 300-305 http://www.unet.edu.ve/evento/suelos/files/Memorias_cvcs2015.pdf
- [4] McBride, M. B. "Environmental Chemistry of Soils", Ed. Oxford Univ. Oxford, 1994.
- [5] Qafoku, N. P., van Ranst, E., Noble, A. y Baes, G. "Variable charge soils: their mineralogy, chemistry and management". *Advances in Agronomy*. Vol. 84, (2004), 170 - 172.
- [6] Millán, F.; Prato, J. G., López, Ma. A. y López. L. "Estudio de la retención de iones calcio por materiales térmicamente modificados provenientes de suelos de la región de San Juan de Lagunillas, estado Mérida, Venezuela". *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*.; Vol. 32, No.1 (2009) 48 - 54.
- [7] Millán, F., Prato, J. G., García, M., Díaz, I. y Sánchez Molina, J. "Adsorción de iones Cu⁺² y Zn⁺² por materiales litológicos de carga variable, provenientes de suelos del estado Mérida, Venezuela". *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*. Vol. 36, No. 3 (2013) 195 - 201.
- [8] Prato, J. G., Millán, F., Pariata, A. y Fuentes, M. "Caracterización de materiales litológicos térmicamente modificados para la adsorción de iones SO₄⁻² en aguas". Memorias X Congreso de la Sociedad Venezolana de Química, Universidad Simón Bolívar, Núcleo Vargas, Venezuela. 2011.
- [9] Prato, J. G., Ortiz, L., Gómez, R., Millán, F., Palomares, A. E., Díaz, I. y Sánchez Molina, J. "Evaluación de la adsorción de fosfatos de aguas naturales a partir de lechos preparados con suelo proveniente de Lomas Bajas, municipio Independencia, estado Táchira". Publicación *in extensu* Memorias XX Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo, Universidad Experimental de Los Llanos Centrales "Rómulo Gallegos", San Juan de Los Morros, Venezuela. 2013.
- [10] Wang, Y., Jiang, J., Xu, R. K. y Tiwari, D. "Phosphate adsorption at variable charge soils/water interfaces as influenced by ionic strength". *Aust. J. of Soil Res.*, Vol. 47, (2009) 529 - 536.
- [11] Foth, H. D. "Fundamentals of Soil Science". 8th ed., John Wiley & Sons, New York. 1990.
- [12] Tchobanoglous, G. y Schroeder, E. D. "Water quality: Characteritics-Modeling- Modification". Addison - Wesley Publishing Co. Massachusetts, USA. 1986.
- [13] APHA, AWWA, WPCF. "Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales". 19 ed. Editorial: Díaz de Santos S.A., New York. 1995.
- [14] Lombardi, B., Dapino, M. A., Montardit, P. R. y Torres Sánchez, R. M. "Aproximación del valor de superficie específica por un método normal y simple". Jornadas SAM - CONAMET - AAS 2001. Buenos Aires, (2001) 251 - 256.
- [15] Newman, A. C. "Chemistry of clays and clay minerals". Longman Sci. Tech. Mineralog. Soc. 1987.
- [16] Burguera, J. L., Burguera, M., Rivas, S., Fontana de W, P., y Oropeza, J. G. "Estudios sobre la contaminación del Río Albarregas". *Acta Científica Venezolana*, Vol. 37, No. 6 (1986) 657 - 666.
- [17] Lurie, J. "Handbook of analytical chemistry". MIR Publishers, Moscow. 1975.
- [18] Decreto 883. "Normas para la Clasificación y el Control de la Calidad de los Cuerpos de Agua y Vertidos o Efluentes Líquidos". Gaceta oficial N° 5.021. 1995.

Recibido el 2 de Noviembre de 2016
En forma revisada el 19 de Mayo de 2017