

Uso de Carbón Activado Granular (CAG) en un biofiltro para el tratamiento de efluentes acuícolas

R. Aragón-Monter¹, J. Ramírez-Godínez¹, C. Coronel-Olivares¹, C. Lucho-Constantino²,
G. Vázquez-Rodríguez¹

¹Centro de Investigaciones Químicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo.
Carr. Pachuca-Tulancingo Km. 4.5, Mineral de la Reforma, Hgo., México 42067. Tel. 717 2000+2220,
e-mail: roberto.aragon.monter@gmail.com

²Universidad Politécnica de Pachuca. Programa de Ingeniería en Biotecnología.
Carr. Pachuca-Cd. Sahagún km 20, Rancho Luna, Ex-Hacienda de Santa Bárbara. Zempoala, Hgo., México 42830.

Resumen (BBR)

En este trabajo se caracterizó un carbón activado granular (CAG) en términos de su capacidad de adsorción tanto de una molécula modelo (el azul de metileno, AM) como de los contaminantes presentes en efluentes acuícolas. Para evaluar la remoción del AM, primero se realizaron pruebas estáticas por lote, cuyos resultados se ajustaron al modelo de Langmuir y permitieron estimar una capacidad de adsorción máxima de 67.57 mg AM/g CAG. Así mismo, se realizaron pruebas dinámicas para estudiar la cinética de adsorción del AM; los resultados de estas pruebas se ajustaron adecuadamente a un modelo de pseudo segundo orden y arrojaron capacidades de adsorción y constantes cinéticas comprendidas entre 4.21–14.81 mg AM/g CAG y 0.046–0.421 g CAG/mg AM·h, respectivamente. Para estudiar la capacidad de remoción de los contaminantes de un efluente acuícola, se hicieron ensayos continuos en una columna empacada. En estos ensayos se pudo eliminar alrededor de un 60% de la DQO, UV₂₅₄, N-NH₄⁺ y P-total del efluente acuícola, mientras que se observó una capacidad de eliminación decimal de coliformes totales de 0.68. Sin embargo, dado que sólo se eliminó el 26% del N total Kjeldhal, se advirtió que es necesario implementar un proceso biológico para la remoción total de este contaminante.

Palabras clave: Acuicultura, adsorción, azul de metileno, biofiltro, modelo de Langmuir

Abstract (BBR)

In this work, we characterized the adsorptive properties of a granular activated carbon (GAC) for both methylene blue (MB, a model compound) and the pollutants of aquacultural wastewater. First, the removal of MB was studied in static tests, which allowed the maximal adsorption capacity to be estimated at 67.57 mg MB/g GAC by fitting of Langmuir equation. Dynamic tests were also carried out, and their results could be properly depicted by a pseudo-second order kinetic model. From these tests, equilibrium adsorption capacities and kinetics constants were measured as 4.21–14.81 mg MB/g GAC and 0.046–0.421 g GAC/mg MB·h, respectively. Finally, continuous adsorption tests were conducted in a fixed-bed GAC column fed with aquacultural wastewater. COD, UV₂₅₄, N-NH₄⁺ and total P were removed at substantial levels (about 60%), and an important decimal elimination capacity of total coliforms (0.68) could be measured. However, since only 26% of total Kjeldhal N could be eliminated by adsorption, further biological treatment of the wastewater was deemed necessary for the full removal of this pollutant.

Key words: Aquaculture, adsorption, biofilter, Langmuir equation, methylene blue

INTRODUCCIÓN

En México, el desarrollo de la acuicultura es muy importante debido a que permite obtener, a bajo precio, alimentos con altos contenidos de proteínas y lípidos, así como de una amplia variedad de nutrientes. También tiene gran relevancia económica, ya que es el sector de producción animal que más rápido se expande en el mundo [1].

Por otra parte, la acuicultura tiene un impacto ambiental considerable, ya que ocupa el segundo lugar en cuanto a demanda de agua en México (42%) [2]. En consecuencia, es una actividad que descarga grandes volúmenes de

aguas residuales, que se caracterizan por la presencia de alimento sin ingerir, metabolitos y aditivos destinados a aumentar la producción, entre otros contaminantes. Si estos efluentes se descargan sin recibir un tratamiento adecuado, pueden aportar sólidos suspendidos, materia orgánica, nutrientes (como amonio y fosfatos) y microorganismos patógenos a los cuerpos receptores, y afectar así la calidad del agua [1].

Una solución para la eliminación o la reducción de la concentración de estos compuestos es el uso de Carbón Activado Granular (CAG), que por ser un adsorbente eficiente y de bajo costo es el más empleado para el tratamiento de aguas residuales [3]. La capacidad de

adsorción del carbón activado se debe a que es altamente poroso y posee un área superficial elevada [4]. Esta capacidad de adsorción depende del tamaño medio de las partículas de carbón, del material a partir del cual se preparó y del pH de la solución acuosa, así como de la naturaleza química del adsorbato.

Para determinar la capacidad de adsorción de un carbón activado en medio líquido, es frecuente llevar a cabo ensayos con yodo o con azul de metileno (AM). Los primeros permiten estimar el número de yodo, que es una medida de la capacidad de adsorción de solutos con bajo peso molecular, por lo general inorgánicos, y por lo tanto ligada a la microporosidad. En cambio, los ensayos con AM sirven para determinar la capacidad de adsorción de compuestos orgánicos con peso molecular semejante al de este pigmento (319.9 g/mol), la cual a su vez está definida por la mesoporosidad del carbón [5].

Los biofiltros de CAG son una alternativa interesante para el tratamiento de efluentes acuícolas, ya que ofrecen soporte a poblaciones microbianas (*i.e.*, capaces de biodegradar o nitrificar), al tiempo que remueven contaminantes por adsorción. Así, el objetivo de este estudio fue la caracterización del CAG que se utilizará en un biofiltro para el tratamiento de efluentes acuícolas. Para ello, se llevaron a cabo ensayos de adsorción por lote (estáticos y dinámicos) con AM, así como ensayos continuos en una columna empacada alimentada con agua residual de la industria acuícola.

MATERIAL Y MÉTODOS

Carbón activado granular

El CAG empleado es de origen vegetal (elaborado a partir de cáscara de coco; Filtratec, Pachuca, Hgo.), con micro a mesoporos (5-50 nm). La Fig. 1 muestra una fotografía del CAG obtenida con un microscopio electrónico de barrido (Jeol JSM-6300, Japón). Una muestra se recubrió con oro en una evaporadora (Dentum Vacuum, DESK II, E.U.A.) durante 2 minutos, a una presión de 20 millitorrers. Posteriormente, la muestra se colocó en un soporte y se introdujo al microscopio.

Previamente a las pruebas de adsorción, el carbón se humedeció en agua destilada y se mantuvo en agitación por 12 h, tras las cuales se recuperó por filtración. Para conocer el peso seco de CAG introducido a las pruebas de adsorción, se determinó su humedad en una muestra que se secó a 105°C por 24 h.

Pruebas de adsorción por lote

Las pruebas se llevaron a cabo en vasos de precipitados de 500 mL a los que se agregaron 200 mL de solución de AM (10^{-5} M). El pH de la solución de AM se ajustó previamente a 7 con HCl 0.1 M, debido a que el pH modifica los resultados de las pruebas de adsorción [4]. A cada vaso se agregaron diferentes cantidades de CAG. El contenido de cada vaso se mantuvo en agitación (aprox. 100 rpm) con una barra magnética.

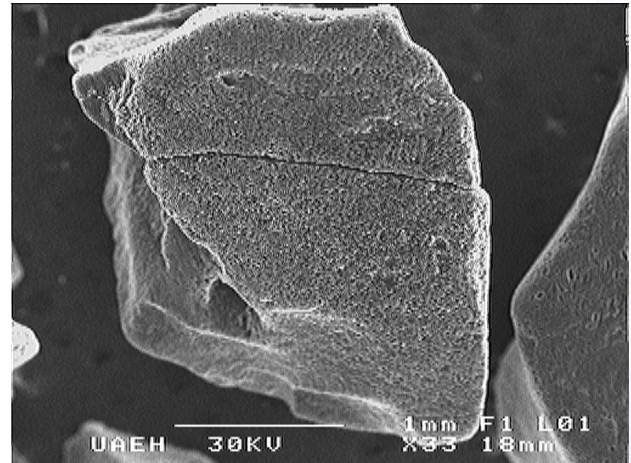


Fig. 1. Fotografía del CAG en microscopía electrónica de barrido.

Para las pruebas estáticas, se tomaron muestras una vez alcanzado el equilibrio (*i.e.*, tras 24 h de tiempo de contacto). Para las pruebas dinámicas, el muestreo se realizó a intervalos de tiempo regulares. Cada muestra se centrifugó por 10 minutos a 10,000 rpm en una centrífuga MiniSpin® (Eppendorf, Alemania) para separar el CAG. La absorbancia a 655 nm del sobrenadante se midió de inmediato en un espectrofotómetro Genesys 10 vis® (Thermoscientific, E.U.A.) y se comparó contra una curva estándar para calcular la concentración de AM.

Análisis de las pruebas estáticas de adsorción. Los resultados de las pruebas estáticas se ajustaron a la ecuación de Langmuir (1):

$$q_e = \frac{q_{\max} b C_e}{1 + b C_e} \quad (1)$$

donde q_e es la capacidad de adsorción (mg de AM por g de CAG) en el equilibrio, C_e es la concentración de AM (mg/L) en el equilibrio y q_{\max} y b son constantes empíricas. Éstas se determinaron por linealización de (1):

$$\frac{C_e}{q_e} = \frac{1}{b q_{\max}} + \frac{C_e}{q_{\max}} \quad (2)$$

Así, al graficar (C_e/q_e) contra C_e se ajustó por regresión lineal una ecuación cuyos valores de ordenada al origen y pendiente permitieron obtener los valores de q_{\max} y b .

Análisis de las pruebas dinámicas de adsorción. Se usó un modelo de pseudo segundo orden [6] para describir las cinéticas de adsorción (3), cuya forma integrada (con los límites $t = 0$ a $t = t$ y $q_t = 0$ a $q_t = q_t$) está dada por (4):

$$\frac{dq_t}{dt} = k(q_e - q_t)^2 \quad (3)$$

$$\frac{1}{(q_e - q_t)} = \frac{1}{q_e} + kt \quad (4)$$

donde q_t es la capacidad de adsorción (en mg AM por g CAG) a un t dado, q_e es la capacidad de adsorción en el equilibrio y k (en g CAG por mg AM y por h) es la constante cinética de pseudo segundo orden. Por linealización de (4) se obtiene la siguiente ecuación:

$$\frac{t}{q_t} = \frac{1}{k q_e^2} + \frac{1}{q_e} t \quad (5)$$

Así, k y q_e se obtuvieron de la pendiente y de la ordenada al origen de la línea obtenida al graficar (t/q_t) vs. t [6].

Pruebas continuas de adsorción

Se usó un contactor de lecho fijo de 360 cm^3 de volumen total y 346.4 cm^3 de volumen de lecho empacado con CAG (Fig. 2). La columna se alimentó por la parte superior con 5.55 mL/min de efluente acuícola con una bomba peristáltica (Masterflex®, E.U.A.). Estas condiciones equivalen a un tiempo de residencia de lecho vacío (TRLV) de 62.4 min .

Muestreo de efluentes acuícolas. El muestreo se llevó a cabo el 1 de junio de 2013. Se obtuvo una muestra compuesta de alrededor 3.5 L de un estanque de la Granja Integral de Policultivo (Tezontepec de Aldama, Hgo.). Se tomaron 4 muestras individuales en diferentes puntos del estanque, dedicado principalmente a la producción de *Cyprinus* spp., que luego se mezclaron para obtener una muestra compuesta. Una parte de la muestra se almacenó en recipientes estériles de un litro para llevar a cabo los análisis microbiológicos. Las muestras se transportaron al laboratorio y se preservaron a 4°C hasta su análisis. Las determinaciones microbiológicas se hicieron el mismo día del muestreo.

Análisis de efluentes acuícolas. El análisis del agua de entrada y salida de la columna se llevó a cabo según los métodos estándar de la APHA [7]. Los sólidos suspendidos totales (SST) se midieron gravimétricamente a $105 \pm 5^\circ\text{C}$ (método 2540-D). La demanda química de oxígeno (DQO) se analizó después de digestión de las muestras por medición espectrofotométrica (600 nm) de la disminución en la concentración de Cr(VI) (método 5520). La UV_{254} se midió en una celda de cuarzo de 10 mm de trayecto óptico, en un espectrofotómetro Lambda 40 UV-Vis (Perkin Elmer, E.U.A.). Para medir el nitrógeno total Kjeldahl (NTK), las muestras se sometieron a digestión a 400°C y se destilaron (Gerhardt® Vapodest 20, Alemania) para transformar el nitrógeno orgánico en NH_4^+ , el cual se determinó posteriormente por valoración con HCl 0.01N (método 4500-B). El N-NH_4^+ se analizó por el método del fenato (4500-NH_3). Para medir la concentración de P total, se usó el método del ácido ascórbico (4500-P F). La cantidad de coliformes totales se determinó según el método de vertido en placa sobre agar selectivo cromogénico (Hi Chrome™) con base de agar soya tripticasa. Después de 24 h de incubación a $35 \pm 2^\circ\text{C}$, se contaron las colonias de color rojo [8]. Todas las determinaciones se hicieron por duplicado.

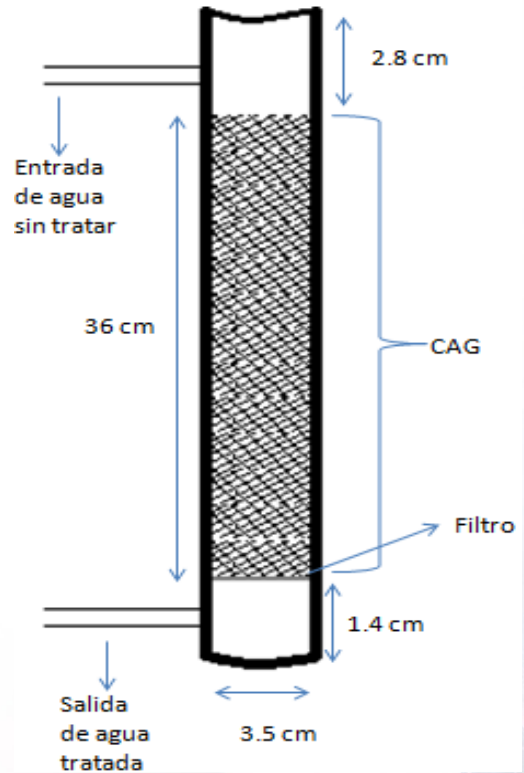


Fig. 2. Columna usada en las pruebas continuas de adsorción.

Modelado de la remoción de contaminantes en la columna de adsorción. Los resultados de las pruebas continuas se ajustaron a un modelo de decaimiento exponencial (SigmaPlot 12.0, Systat Software Inc., E.U.A.):

$$\frac{C}{C_0} = ae^{-bt} \quad (6)$$

donde C es la concentración de cada contaminante a la salida de la columna en un instante dado y C_0 es la concentración medida a la entrada de la columna, mientras que a y b son parámetros empíricos.

Cálculo de la capacidad de eliminación decimal (CED). La CED de los coliformes totales del GAC se calculó a partir de las concentraciones a la entrada (C_0) y a la salida (C) de la columna [9]:

$$\text{CED} = \log_{10} \frac{C_0}{C} \quad (7)$$

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de las pruebas de adsorción por lote

Análisis de las pruebas estáticas. Los resultados se ajustaron adecuadamente a la ecuación de Langmuir, ya que al graficar (C_e/q_e) contra C_e se obtuvo un buen ajuste a una línea recta ($r=0.98$; gráfico no mostrado).

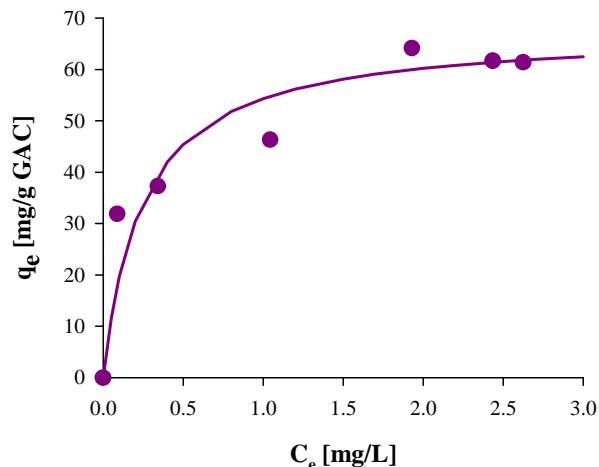


Fig. 3. Isotherma de adsorción de azul de metileno al CAG. Los puntos representan los datos experimentales y la línea continua, los datos obtenidos por simulación de la ecuación de Langmuir.

Con la ecuación de esta línea recta se obtuvieron los valores de q_{max} (67.57 mg AM/g GAC) y b (4.11 L/mg). La Fig. 3 muestra la isoterma correspondiente a la adsorción de AM al CAG, así como los resultados de la simulación con los parámetros determinados. La literatura reporta por lo general mayores capacidades de adsorción de AM; por ejemplo, para CAG obtenidos a partir de mijo, bagazo de caña y sorgo, se reportaron q_{max} de 390, 502 y 662 mg AM/g CAG [5]. Es posible que en el presente estudio las pruebas estáticas de adsorción hayan subestimado la q_{max} real del CAG, ya que sólo se emplearon concentraciones reducidas del colorante y éste es un factor que modifica los valores de las constantes de Langmuir [3].

Análisis de las pruebas dinámicas. En la Tabla 1 se muestra un resumen de las constantes del modelo de pseudo segundo orden que se calcularon para los ensayos de adsorción, así como los coeficientes de correlación que se obtuvieron al linearizar los datos según (5).

En términos generales, a mayor masa de CAG el ajuste al modelo cinético de pseudo segundo orden es mejor. No se observó ninguna tendencia en los valores de k ; sin embargo, se encontró que el valor de la capacidad de adsorción en el equilibrio (q_e) aumenta al introducir menores cantidades de CAG en los ensayos dinámicos, lo cual confirma lo reportado por otros autores [10].

Tabla 1. Resumen de constantes cinéticas calculadas.

Masa CAG seco [mg]	k [g CAG/mg·h]	q_e [mg /g CAG]	r
53	0.046	14.81	0.96
61	0.321	7.08	0.98
86	0.076	9.74	0.97
117	0.101	7.21	0.97
122	0.294	4.34	0.98
142	0.247	5.90	0.98
173	0.164	5.18	0.97
226	0.421	4.21	0.99

El CAG analizado tiene una capacidad de adsorción menor a la reportada en la bibliografía (218.8 – 309.1 mg AM/g CAG) [4]. Al igual que en los estudios estáticos, la q_e pudo haber sido subestimada al utilizar una baja concentración de AM en los ensayos. Sin embargo, las constantes cinéticas determinadas en el presente estudio son sustancialmente mayores a las reportadas previamente (1.06×10^{-4} – 1.49×10^{-4} g CAG/mg AM·h) [4]. En la Fig. 4 se muestran los resultados de los ensayos dinámicos realizados con diferentes cantidades de CAG, así como los resultados de simulación del modelo de pseudo-segundo orden.

Análisis de las pruebas continuas de adsorción

Calidad del agua de alimentación. La Tabla 2 resume las características del efluente acuícola que se alimentó a la columna de adsorción. Los valores obtenidos de DQO, NTK, P-total y coliformes totales son similares a los obtenidos previamente en el mismo sitio de muestreo: 208.2, 400.5 y 11.9 mg/L y 1.6×10^3 UFC/mL respectivamente [11]. La presencia de DQO y NTK en altas concentraciones se asocia a la presencia de materia fecal producida por los peces, alimento no ingerido e incluso a animales muertos localizados en el fondo de los estanques, mientras que la presencia de estos contaminantes microbiológicos se ha relacionado con la densidad de peces en el estanque y con la estación del año [12]. Aunque el efluente cumple con los límites máximos permisibles (LMP) establecidos por la NOM-001-SEMARNAT-1996 para los SST (150 mg/L) y el P total (20 mg/L) de descargas a ríos con calidad apta para riego agrícola, no ocurre lo mismo si se considera el NTK, cuyo LMP es de 40 mg/L.

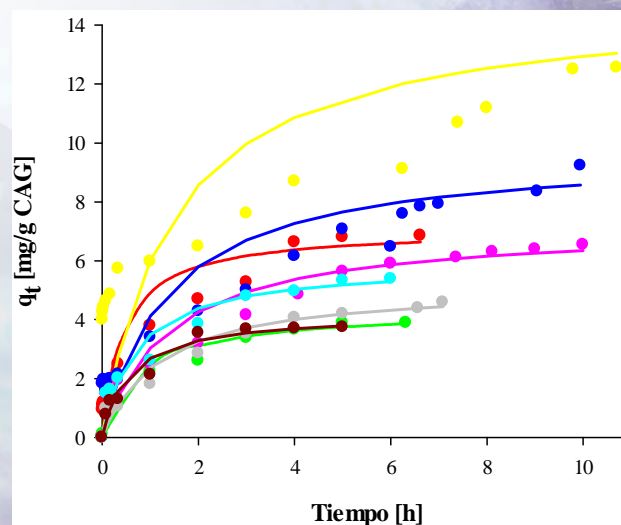


Fig. 4. Capacidad de adsorción de azul de metileno en función de la cantidad de CAG (mg) usado en las pruebas: (●)53; (●)61; (●)86; (●)117; (●)122; (●)142; (●)173; (●)226. Los puntos representan los datos experimentales y las líneas continuas, los datos obtenidos por simulación del modelo de pseudo segundo orden.

Tabla 2. Calidad del agua de alimentación usada en las pruebas continuas de adsorción.

Parámetro	Valor medido
pH	8.4
SST [mg/L]	20.5
DQO [mg/L]	226.7
UV ₂₅₄	0.477
NTK [mg/L]	406.0
N-NH ₄ ⁺ [mg/L]	0.93
P-total [mg/L]	11.4
Coliformes totales [UFC/mL]	1·10 ³

Dado que el contenido de nutrientes (N y P) es alto, estos efluentes deben recibir algún tratamiento antes de ser descargados; para ello, el tratamiento biológico (e.g., por humedales o biofiltros) es la mejor opción. Sin embargo, se debe tener en cuenta que los efluentes acuícolas analizados presentan concentraciones de nitrógeno desproporcionadamente elevadas en relación con el contenido de carbono; para ello se debe recurrir a una fuente adicional de carbono que ayude a aumentar la relación C:N [1].

Remoción de contaminantes. La Fig. 5 muestra las concentraciones de los contaminantes analizados en el agua de salida de la columna al cabo de 1-4 días, así como la CED de los coliformes totales. En la figura no se muestran las concentraciones que se midieron para los SST, ya que las partículas finas de CAG que se desprendieron de la columna durante los tres primeros días interfirieron con los análisis.

El buen ajuste ($r > 0.92$) de las cinéticas al modelo de decaimiento exponencial indica que la velocidad de remoción de DQO, UV₂₅₄, NTK, N-NH₄⁺ y P-total fue inicialmente rápida y luego disminuyó conforme transcurrieron los días.

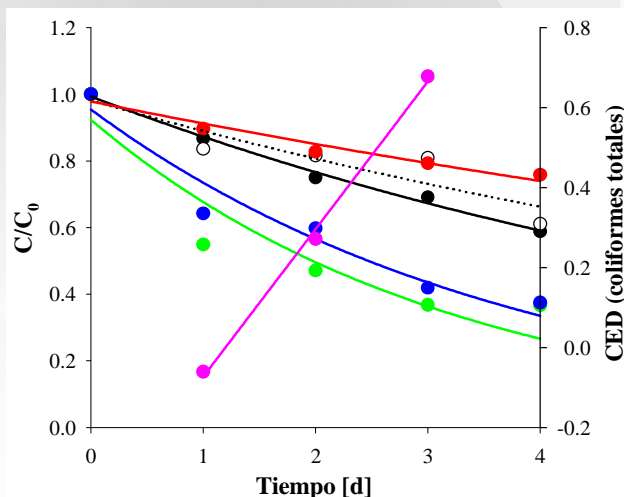


Fig. 5. Remoción de contaminantes en los ensayos continuos de adsorción. Los puntos representan los datos experimentales y las líneas, el ajuste a un modelo de decaimiento exponencial con dos parámetros.

(●) DQO; (○) UV₂₅₄; (●) NTK; (●) N-NH₄⁺; (●) P-total; (●) CED (coliformes totales).

Una posible explicación de este comportamiento es que con el paso de los días se fue desarrollando una biopelícula que modificó el mecanismo de remoción de los contaminantes. Así, mientras luego del arranque de la columna estos se removieron principalmente por adsorción sobre el CAG, al transcurrir el tiempo los microorganismos empezaron a competir con los contaminantes por sitios de adhesión. El CAG es un excelente soporte microbiano, ya que debido a su superficie irregular y a su elevada porosidad, posee numerosos sitios para que los microorganismos se adhieran [13]. Por lo anterior, se prefiere el CAG a otros materiales de empaque no adsorbentes, como la arena o la antracita, y es el relleno más utilizado en biofiltros [14].

Las concentraciones de DQO y UV₂₅₄ mostraron tendencias similares de remoción en la columna, y una eliminación máxima de 59 y 61%, respectivamente, al cabo de cuatro días. La UV₂₅₄ está asociada a grupos aromáticos, y se le usa como un indicador de la concentración de sustancias húmicas [15] y de la fracción refractaria de la materia orgánica natural. A pesar de que sólo representa el carácter aromático y la hidrofobicidad de ésta, se le considera un sustituto potencial del análisis de carbono orgánico total (COT) [15]. Nuestro trabajo parece confirmar la correlación que existe entre la UV₂₅₄ y la materia orgánica, en este caso determinada como DQO ($r = 0.84$).

El menor nivel de remoción se observó con el NTK, ya que al término del estudio el agua de salida de la columna contenía aún el 74% de la concentración inicial en el agua de entrada. En un estudio que estimó la adsorción del NTK y la DQO del agua residual de un rastro sobre CAG [16], se estimaron capacidades de adsorción máximas de 48 y 915 mg/g, respectivamente. Esta reducida adsorbabilidad del NTK sobre el CAG concuerda con la baja remoción observada en la columna. Dado que la concentración del NTK es aún muy alta a la salida de la columna (i.e., 308 mg N/L), es necesario poner en marcha un proceso biológico que permita su remoción total y posteriormente su descarga o reúso.

El N-NH₄⁺ y el P-total se removieron con tendencias semejantes y con eficiencias elevadas (63.4 y 62.6%, respectivamente, al cabo de 4 días). En un estudio que buscó comparar la capacidad de adsorción de ortofosfatos sobre tres materiales (CAG, zeolita y ceramisita), se concluyó que el CAG era la mejor opción, puesto que la concentración inicial disminuyó en un 83% en pruebas por lote estáticas [17].

En cuanto a la remoción microbiana, la CED del CAG fue negativa el primer día, pero aumentó hasta alcanzar un valor de 0.68 al término del tercer día (equivalente a una eliminación del 79% de los coliformes totales presentes en el agua de entrada). Éste es un valor de CED superior al medido en un estudio previo (0.4) y

correspondiente sólo a la eliminación de *Escherichia coli* en un filtro de CAG nuevo y con un tiempo de contacto de 12 minutos [9]. En ese mismo estudio, los autores mencionan que el CAG presenta comúnmente CED de 0.5–1.1 log para *E. coli*, mientras que las remociones suelen ser mayores para quistes de *Cryptosporidium parvum* (1.1–2.7 log) y para *Giardia lamblia* (2.0 log). Aunque estos resultados permiten considerar a los filtros de CAG como una barrera contra protistas patógenos, cuya eficiencia aumenta conforme progresa la colonización microbiana [18], no ocurre lo mismo contra bacteriófagos [9]. Los mecanismos por los cuales los microorganismos se adhieren al CAG son fuerzas electrostáticas y de van der Waals a cortas y largas distancias, respectivamente [9].

CONCLUSIÓN

En pruebas de adsorción por lote (estáticas y dinámicas), el CAG mostró una capacidad de adsorción menor a la reportada en la bibliografía para una molécula modelo, el azul de metileno. Sin embargo, en pruebas continuas en una columna de adsorción alimentada con un efluente acuícola, removió significativamente el contenido de N-NH_4^+ , P-total y coliformes totales. Aunque la carga contaminante del efluente se redujo de modo importante, aún es necesario implementar un sistema de tratamiento biológico para la remoción total del NTK del agua que permita su descarga al medio acuático o bien su reúso en el proceso productivo.

Reconocimientos

Los autores agradecen al COCyTEH el apoyo económico brindado a J. Ramírez Godínez para realizar una estancia de investigación en la Universidad Politécnica de Pachuca (UPP). Así mismo, agradecen las gestiones de la Dra. R. Icela Beltrán para la obtención de dicho apoyo.

REFERENCIAS

- [1] Ramírez-Godínez, J.; Beltrán-Hernández, R.; Coronel-Olivares, C.; Contreras-López, E.; Quezada-Cruz, M.; Vázquez-Rodríguez, G.A. "Recirculating systems for pollution prevention in aquaculture facilities". *Journal of Water Resource and Protection*. Vol. 5. 2013. pp. 5-9.
- [2] CONAGUA. "La demanda de aguas nacionales en México 2002-2007". *Reporte económico de administración del agua*. 2008. Comisión Nacional de Agua. México.
- [3] Kavitha, D.; Namasivayam, C. "Experimental and kinetic studies on methylene blue adsorption by coir pith carbon". *Bioresource Technology*. Vol. 98. 2007. pp. 14-21.
- [4] Wang, S.; Zhu, Z.H.; Coomes, A.; Haghseresh, F.; Lu, G.Q. "The physical and surface chemical characteristics of activated carbons and adsorption of methylene blue from wastewater". *Journal of Colloid and Interface Science*. Vol. 284. 2005. pp. 440-446.
- [5] Lori, J.A.; Lawal, A.O.; Ekivanem, E.J. "Adsorption characteristics of active carbons from pyrolysis of bagasse, sorghum and millet straws in ortho phosphoric acid". *Journal of Environmental Science and Technology*. Vol. 1. 2008. pp. 124-134.
- [6] Ho, Y.S.; Chang, C.C. "Sorption studies of acid dye by mixed sorbents". *Adsorption*. Vol. 7. 2001. pp. 139-147.
- [7] APHA. *Standard methods for the examination of water*. 17th edition. 1989. American Public Health Association. Baltimore.
- [8] Coronel-Olivares, C. "Justificación del empleo de nuevos indicadores biológicos en la relación con la calidad de agua". Tesis doctoral. 2006. Universidad Politécnica de Madrid, Madrid. p. 100.
- [9] Hijnen, W.A.M.; Suylen, G.M.H.; Bahlman, J.A.; Brouwer-Hanzens, A.; Medema, G.J. "GAC adsorption filters as barriers for viruses, bacteria and protozoan (oo)cysts in water treatment". *Water Research*. Vol. 44(4). 2010. pp. 1224-1234.
- [10] Kannan, N.; Sundaram, M.M. "Kinetics and mechanism of removal of methylene blue by adsorption on various carbons—a comparative study". *Dyes and pigments*. Vol. 51(1). 2001. pp. 25-40.
- [11] Ramírez-Godínez, J.; Beltrán-Hernández, R.; Coronel-Olivares, C.; Contreras-López, E.; Quezada Cruz, M.; Vázquez-Rodríguez, G.A. "Characterization of aquaculture effluents for *in situ* treatment and reuse". *Memorias del XXXIV Encuentro Nacional de la Academia Mexicana de Investigación y Docencia en Ingeniería Química (AMIDIQ)*. Mazatlán, Sin. 7-10 de mayo 2013. pp 536-541
- [12] Davis, E.M.; Mathewson, J.J.; de la Cruz, A.T. "Growth of indicator bacteria in a flow-through aquaculture facility". *Water Research*. Vol. 29(11). 1995. pp. 2591-2593.
- [13] Chaudhary, D.S.; Vigneswaran, H.H.; Shim, W.G.; Moon, H. "Granular activated carbon (GAC) biofilter for low strength wastewater treatment". *Environmental Engineering Research*. Vol. 8. 2003. pp 184-192.
- [14] Stoquart, C.; Servais, P.; Barbeau, B.; Vázquez-Rodríguez, G. "Quantifying bacterial biomass fixed onto biological activated carbon (PAC and GAC) used in drinking water treatment". *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA* (en prensa).
- [15] Matilainen, A.; Gjessing, E.T.; Lahtinen, T.; Hed, L.; Bhatnagar, A.; Sillanpää, M. "An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment". *Chemosphere*. Vol. 83(11). 2011. pp. 1431-1442.
- [16] Sirianuntapiboon, S.; Manoonpong, K. "Application of Granular Activated Carbon-Sequencing Batch Reactor (GAC-SBR) System for Treating Wastewater from slaughterhouse". *Thammasat International Journal of Science and Technology*. Vol. 6(1). 2001. pp. 16-25.
- [17] Wang, J.; Zhang, Y.; Feng, C.; Wang, H.; Wang, L. "Adsorption capacity comparison among three filter media for phosphorus". *4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering (iCBBE)*. IEEE. 2010 (June). pp. 1-4.
- [18] Papineau, I.; Tufenkji, N.; Servais, P.; Barbeau, B. "Impact of media aging on the removal of *Cryptosporidium* in granular media filters". *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 139(5). 2012. pp. 603-611.