

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO DE FILTRACIÓN EN MÚLTIPLES ETAPAS USANDO CARBÓN ACTIVADO GRANULAR Y MANTAS SINTÉTICAS NO TEJIDAS

Edson Pereira Tangerino, Laryssa Melo Rosa Araujo, Rívea Medri Borges e Iván Andrés Sánchez Ortiz

RESUMEN

La filtración en múltiples etapas (FIME) es una alternativa que permite ampliar el espectro de aplicación de la filtración lenta en cuanto a calidad del efluente y duración de las corrientes. Se evaluó la tecnología FIME asociada a columnas de carbón activado granular (CAG) como mecanismo de pulimento final del efluente. En los filtros lentos se usó CAG como capa intermedia y se emplearon mantas sintéticas no tejidas como primera capa del medio filtrante. Se llevaron a cabo cinco ensayos diferentes donde se sometió la instalación al tratamiento de: agua proveniente del lago Ipê (Ilha Solteira, Sao Paulo, Brasil); agua del lago con agua de una estación de pesca deportiva; agua del lago con una simulación de sobrecarga de fitoplancton y cianobacterias, con y sin inclusión de los prefil-

tros como etapa del tratamiento. El uso de manta y CAG resultó en la mayor remoción de turbidez y contribuyó a la eficiente reducción de color aparente y verdadero, aunque pese a ello las columnas de pulimento reportaron resultados similares para tales parámetros; la utilización de CAG como capa intermedia contribuyó a una mayor remoción de materia orgánica, y las mantas mejoraron la remoción de clorofila-a. Las columnas de pre filtración realizaron una eficiente remoción de algas y cianobacterias, lo que al ser complementado por los filtros lentos alcanzó una eficiencia >98%. La incorporación de mantas no tejidas y de CAG en la operación de FIMEs mejoró el desempeño de esta tecnología con fácil aplicación y operación.

Introducción

La filtración lenta en lecho de arena es un eficiente método de potabilización del agua donde el tratamiento se realiza por la combinación de procesos físicoquímicos y biológicos. De acuerdo con Muhammad y Hooke (2003), buena parte del tratamiento se produce en la capa biológica activa que se presenta en la parte superior de los filtros y que es conocida como 'schmutzdecke'; según Galvis *et al.* (1999), la capa se produce en los primeros centímetros del lecho debido a la acumulación de material inorgánico y orgánico, incluyendo biomasa, lo que da origen a una especie de biomembrana. Di Bernardo y Dantas (2005) afirman que es una comunidad heterogénea

compuesta entre otros por bacterias, algas, protozoarios e invertebrados, y sus productos extracelulares, siendo considerada como uno de los factores claves para la obtención de agua de buena calidad.

De acuerdo con Langlais *et al.* (1991), varios investigadores que usaron carbón activado granular (CAG) en filtración lenta han confirmado aumentos en la remoción de color, sabor y olor en el efluente del proceso. El CAG se puede usar como capa intermedia, bajo un lecho de arena, que lo protege de cargas excesivas de materia orgánica particulada. La capa superior de arena funciona como filtro lento natural y el CAG como elemento adsorbente (Coelho, 2002), y en algunos casos se ha utilizado este material para remoción de com-

puestos como los trihalometanos (Logsdon *et al.*, 2002).

Entre las consecuencias de la actividad desordenada del hombre en el medio ambiente se encuentra la contaminación de las fuentes hídricas por aguas servidas, con o sin tratamiento previo. Cuando efluentes con altos niveles de nutrientes alcanzan a lagos artificiales estimulan el crecimiento de algas, incluyendo las cianobacterias, y aceleran los procesos de eutroficación (Oberholster *et al.*, 2005).

Las cianobacterias o cianofíceas son organismos microscópicos, procariontes, aerobios y fotoautótrofos, que a través de reacciones fotosintéticas liberan oxígeno molecular para la atmósfera (Yoo *et al.*, 1995). Entre los géneros más notorios observados en las floraciones registradas en Brasil destacan

Microcystis, *Anabaena* y *Cylindrospermopsis*, descritos en la literatura como potencialmente productores de cianotoxinas (Sant'anna y Azevedo, 2000).

Las cianotoxinas son metabolitos secundarios presentes en la mayoría de las cianobacterias. Entre estas toxinas se encuentran neurotoxinas, hepatotoxinas y dermatotoxinas (Stewart *et al.*, 2006), las cuales se hallan predominantemente en el interior (forma intracelular) en las células viables (sanas) de las cianobacterias tóxicas. En condiciones normales, solo una pequeña porción de cianotoxinas es liberada por las células viables hacia el agua (forma extracelular). No obstante, cuando ocurre la lisis celular, bien sea por envejecimiento natural, por un ambiente desfavorable o por la acción de productos quí-

PALABRAS CLAVE / Carbón Activado Granular / Eficiencia de Remoción / Filtración Lenta / Manta Sintética No Tejida /

Recibido: 31/05/2012. Modificado: 08/11/2013. Aceptado: 19/11/2013.

Edson Pereira Tangerino. Ingeniero Civil. Doctor en Hidráulica y Saneamiento, Escuela de Ingeniería de São Carlos, Brasil. Profesor, Universidad Estatal Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), Brasil. e-mail: edtang@dec.feis.unesp.br

Laryssa Melo Rosa Araujo. Bióloga, UNESP, Brasil. Magister en Ecología y Recursos Naturales, Universidad Federal de São Carlos (UFSCar), Brasil. e-mail: laryssa-mra@hotmail.com

Rívea Medri Borges. Bióloga y Magister en Ingeniería Civil,

UNESP, Brasil. Estudiante de Doctorado en Ingeniería Ambiental, Universidad Federal de Santa Catarina, Brasil e-mail: rivea_borges@hotmail.com

Iván Andrés Sánchez Ortiz. Ingeniero Civil. Magister en Ingeniería Civil, UNESP, Brasil.

Profesor, Universidad de Nariño (UDENAR), Colombia. Dirección: Departamento de Recursos Hidrobiológicos, UDENAR. Ciudad Universitaria Torobajo, Carrera 22 No.18-109, San Juan de Pasto, Nariño, Colombia. e-mail: iaso@udenar.edu.co

PERFORMANCE EVALUATION OF MULTI-STAGE FILTRATION WITH USE OF GRANULAR ACTIVATED CARBON AND SYNTHETIC NON-WOVEN FABRICS

Edson Pereira Tangerino, Laryssa Melo Rosa Araujo, Rívea Medri Borges and Iván Andrés Sánchez Ortiz

SUMMARY

The multi stage filtration (MSF) is an alternative that permits to enlarge the spectrum of application of the slow sand filtration as for the effluent quality and run duration. In this research the use of MSF technology associated to a granular activated carbon (GAC) column as polishing mechanism of the final effluent was evaluated; in the slow sand filters GAC was used as an intermediate layer and non-woven synthetic fabrics were utilized as a first layer of the filter media. Five different tests were conducted, where the systems subjected to the treatment were: water from the Ipê Lake (Ilha Solteira, Sao Paulo, Brazil); water from the lake with water from a recreational fish pond; water from the lake with a phytoplankton and cyanobacteria overload simula-

tion, with and without the use of the pre-filters as a stage of the treatment. The synthetic fabrics and GAC use resulted in the best turbidity removal and an efficient apparent and true color removal; in spite that the polishing columns reported similar results for those parameters. The utilization of GAC as an intermediate layer contributed to a better organic matter removal and the fabrics improved chlorophyll-a removal. The pre-filtration columns made an efficient algae and cyanobacteria removal, a function that was completed by the filters and reached >98% efficiency. The synthetic non-woven fabrics and GAC inclusion in MSF operation improved performance of this technology with ease of application and operation.

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE FILTRAÇÃO EM MÚLTIPLAS ETAPAS COM O USO DE CARVÃO ATIVADO GRANULADO E MANTAS NÃO TEXTURIZADAS

Edson Pereira Tangerino, Laryssa Melo Rosa Araujo, Rívea Medri Borges e Iván Andrés Sánchez Ortiz

RESUMO

A filtração em múltiplas etapas (FIME) é uma alternativa que tem permitido ampliar o espectro de aplicação da filtração lenta em relação à qualidade do efluente e duração das carreiras. Foi avaliada a tecnologia FIME associada a colunas de carvão ativado granular (CAG) como mecanismo de polimento final do efluente; nos filtros lentos foi utilizado CAG como capa intermediária e foram empregadas mantas sintéticas não tecidas como primeira camada do meio filtrante. Foram realizados cinco ensaios diferentes nos quais a instalação foi submetida ao tratamento de: água proveniente do lago Ipê (Ilha Solteira, São Paulo); água do lago com água de um pesque-pague; água do lago com uma simulação de sobrecarga de fitoplâncton e cianobactérias, com e sem a inclusão dos pré-filtros como

etapa do tratamento. O uso da manta e do CAG reportou uma maior remoção da turbidez e contribuiu à eficiente redução da cor aparente e verdadeira, no entanto as colunas de polimento reportaram resultados similares para estes parâmetros; a utilização do CAG como camada intermediária contribuiu numa maior remoção da matéria orgânica, e as mantas melhoraram a remoção da clorofila-a; as colunas de pré-filtração realizaram uma eficiente remoção de algas e cianobactérias, trabalho que ao ser complementado pelos filtros lentos evidenciou uma eficiência >98%. A inclusão de mantas não tecidas e do CAG na operação de FIMEs melhorou o desempenho desta tecnologia com fácil aplicação e operação.

micós, las cianotoxinas son liberadas en la columna de agua (Yoo *et al.*, 1995).

La microcistina, una de las toxinas más comúnmente asociadas a eventos de intoxicación por cianobacterias, es sintetizada y liberada principalmente por especies de los géneros *Anabaena* y *Microcystis*. Los envenenamientos causados por cianobacterias en su mayor parte se deben a la presencia de microcistina, siendo la variante LR la de mayor incidencia en floraciones naturales en reservorios de agua (Chorus y Bartram, 1999). La muerte del sujeto envenenado generalmente es causada por lesión hepática o del sistema nervioso.

Algunos autores han reportado experiencias en remoción de cianotoxinas del agua para consumo humano, tales como estudios en Suiza y Alemania realizados por Hoeger *et al.*, (2005) y en Australia por Hoeger *et al.* (2004), así como ensayos para remoción de cianobacterias realizados en Brasil por De Julio *et al.* (2010).

El presente trabajo tuvo como objetivo evaluar la eficiencia del proceso de FIME asociado a columnas de CAG como mecanismos de pulimento del efluente final. En los filtros lentos se usó CAG como capa intermedia y se emplearon mantas sintéticas no tejidas como primera capa del medio

filtrante. Se evaluó el desempeño de la instalación a lo largo de cinco ensayos (con y sin la inclusión de los prefiltros como etapa del sistema) en el tratamiento de: agua proveniente del lago Ipê; agua del lago con líquido de una estación de pesca deportiva; agua del lago con simulación de sobrecarga de fitoplancton y cianobacterias. Entre los parámetros evaluados estuvieron la remoción de algas y cianobacterias, turbidez, consumo de oxígeno, color aparente y verdadero.

Materiales y Métodos

El experimento se instaló en la orilla de un pequeño lago en

fase inicial de eutroficación localizado en el Barrio Ipê, en la ciudad de Ilha Solteira, Estado de São Paulo, Brasil. El conjunto experimental de la FIME estuvo constituido por un pre filtro dinámico (PFD), un pre filtro vertical de flujo ascendente (PFVA), cuatro unidades piloto de filtración lenta (FL) y cuatro columnas de pulimento (CP) con carbón activado granular, de acuerdo a lo indicado en la Figura 1.

Los medios filtrantes tuvieron la siguiente composición: i) FLACM: filtro lento con manta sintética no tejida sobre el lecho de arena, capa superior de 40cm de arena, capa intermedia de 30cm de CAG, capa in-

ferior de 10cm de arena; ii) FLAM: filtro lento con manta no tejida sobre una capa de 80cm de arena; iii) FLAC: filtro lento de arena con capa intermedia de CAG sin manta; y iv) FLA: filtro lento de arena con 80cm de medio granular sin manta.

En el primer ensayo, una caja de nivel constante distribuyó agua del lago a los PFD, pasando posteriormente por los PFVA, FL y las CP. En el segundo el agua del lago fue dispuesta directamente en los FL, sin pasar por los pre-filtros. En el tercero se utilizó agua de una estación de pesca deportiva, diluida con agua del lago, que pasó por PFD, PFVA, FL y las CP. El cuarto ensayo repitió la configuración del ensayo 1.

En el quinto ensayo se utilizaron dos líneas de tratamiento del agua del lago con sobrecarga de fitoplancton: una pasando por los PFD y PFVA, los filtros FLACM1 y FLAM1 y las columnas CP1 y CP2; la otra constituida por dos FL, pero con instalación de las mantas en la parte superior del lecho de arena (FLACM1 y FLAM2) y por las columnas CP3 y CP4. Las tasas de filtración (m/d) empleadas fueron: 24 (PFD), 12 (PFVA), 3 (FL) y 12 (CP).

La Tabla I lista los parámetros medidos y la frecuencia de las determinaciones. Los puntos de muestreo y los respectivos parámetros analizados fueron: en agua cruda (AC) los parámetros

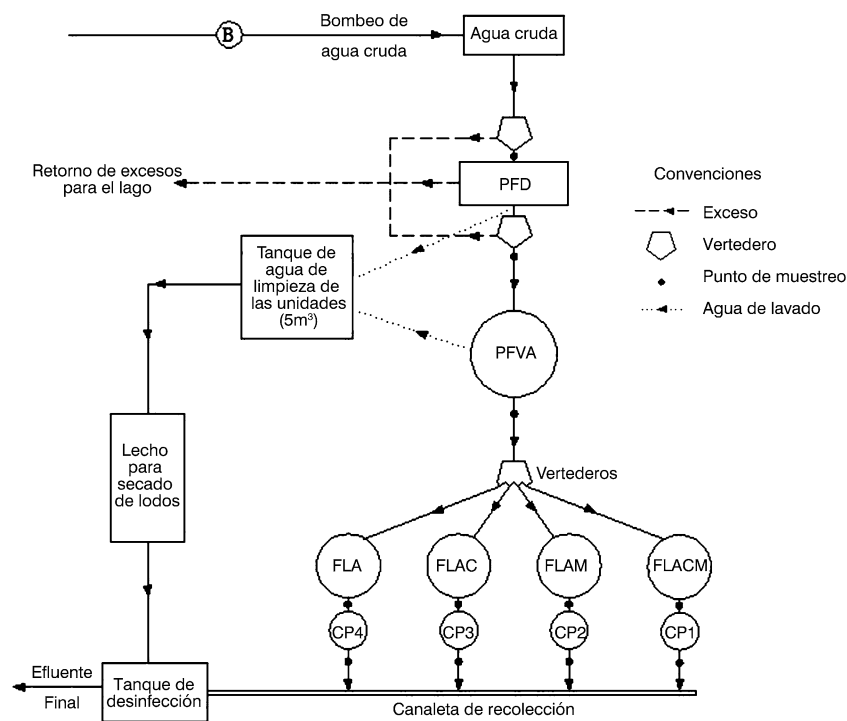


Figura 1. Flujograma de la instalación experimental.

tros 1 a 9; en efluente del PFD los parámetros 2, 3, 6, 7 y 8; en efluente del PFVA los parámetros 2, 3, 6, 7 y 8; en efluente de los FL, los parámetros 1 a 9; y en efluente de las CP los parámetros 2, 3, 7, 8 y 9.

Análisis cualitativo y cuantitativo de fitoplancton

Para la caracterización cualitativa del fitoplancton presente en la laguna que abasteció a la FIME se tomaron muestras de varios puntos utilizando una red de 20µm. El material colectado se fijó con solución de Transeau (1:1) y se adicionó solución de sulfato de cobre para mantener por más tiempo

la coloración de las algas según lo recomendado por APHA, AWWA, WPCF (1998) para retención de color en muestras de plancton (Método 10200B). Para los análisis de fitoplancton cuantitativo (FIQT) se utilizó el método recomendado por APHA, AWWA, WPCF (1998) con microscopía óptica y se hizo recuento por campos. Los organismos fueron identificados de acuerdo con literatura reciente.

Cultivo de las cianobacterias

Se cultivó células de *Microcystis* spp comprobadamente tóxicas a partir de la cepa obtenida de Sandra Azevedo,

Universidade Federal do Rio de Janeiro. Las células se colocaron en Erlenmeyers de 500ml conteniendo 300ml del medio ASM1 líquido, preparado según lo estipulado por CETESB (1993b). Los recipientes con el inóculo se mantuvieron en incubadora con fotoperíodo de 12h, a 1500 Lux (~20µmol·m⁻²·s⁻¹), aclimatada a 20,0 ± 1,0°C.

Análisis de cianotoxinas (microcistina)

Para determinar la tasa de cianotoxina presente en el agua tratada por la FIME se utilizó el método inmunoenzimático, mediante el uso de placas de kit ELISA, marca Beacon, propio para la detección de microcistina. La determina-

ción de microcistina se realizó durante el quinto ensayo, en el que se hizo aplicación continua de las células de cianobacterias durante tres días, con concentración en la solución madre en torno de 10⁵ cél/ml.

Clorofila-a

Para la determinación de clorofila-a se utilizó el método de extracción con etanol según Nusch (1980). Se hicieron lecturas en espectrofotómetro y los cálculos se efectuaron mediante la fórmula

$$\text{Clorofila } a = 27,9 (\text{EB-EA}) V \quad (1)$$

donde EB: diferencia de lectura (absorbancia) de la muestra no acidificada (665-750nm); EA: diferencia de la muestra acidificada, y V: volumen del solvente (10ml) / volumen filtrado (l).

Resultados y Discusión

A continuación se presentan los resultados y discusión de los parámetros analizados durante los nueve meses que se operó la instalación para el desarrollo de las cinco fases o ensayos lleva-

TABLA I
PARÁMETROS, MÉTODOS Y FRECUENCIA DE DETERMINACIÓN *

Parámetros	Método de medida	Frecuencia
1 Color aparente (uH)	Espectrofotometría	Diaría
2 Color verdadero (uH)	Filtración c/ espectrofotometría	Semanal
3 Oxígeno consumido (mg·l ⁻¹)	CETESB (1993a)	Semanal
4 Sólidos suspendidos (mg·l ⁻¹)	Filtración en membrana 1,2µm	Semanal
5 Turbidez (uT)	Nefelométrico	Diaría
6 Caudal - Nivel piezométrico	Volumétrico, vertederos - Piezómetros	Diaría
7 Conteo de algas	Conteo de células, microscopio	Semanal
8 Microcistina	Método inmunoenzimático c/ kit Elisa	Semanal
9 Clorofila-a	Extracción en etanol, Nusch (1980)	Quincenal

* Los análisis fueron realizados de acuerdo con APHA, AWWA, WPCF (1998), con excepción de los análisis de oxígeno consumido, conteo de células y microcistina.

TABLA II
VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN EL PRIMER ENSAYO

Parámetro	AC	PFVA	FLACM	CP1	FLAM	CP2
Turbidez	2,02	0,49	0,13	0,14	0,18	0,12
Color aparente	45,0	15,0	4,0	4,0	7,0	4,0
Color verdadero	17,0	9,0	5,0	3,0	7,0	3,0
Oxígeno consumido	1,7	1,3	0,8	1,1	1,0	0,7
Clorofila-a	15,6	0,5	0,1	0,4	0,0	0,3
Parámetro	PFD	PFVA	FLAC	CP3	FLA	CP4
Turbidez	1,17	0,49	0,15	0,11	0,18	0,14
Color aparente	23,0	15,0	4,0	3,0	7,0	4,0
Color verdadero	13,0	9,0	4,0	4,0	8,0	3,0
Oxígeno consumido	1,4	1,3	0,7	0,7	1,0	0,7
Clorofila-a	3,1	0,5	0,1	0,2	0,2	0,4

TABLA III
VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN EL SEGUNDO ENSAYO

Parámetro	AC	FLACM	CP1	FLAM	CP2
Turbidez	2,47	0,11	0,11	0,14	0,10
Oxígeno consumido	2,8	1,6	1,7	2,1	1,6
Clorofila-a	9,2	0,1	0,0	0,4	0,3
Parámetro	AC	FLAC	CP3	FLA	CP4
Turbidez	2,47	0,14	0,10	0,13	0,11
Oxígeno consumido	2,8	1,8	1,8	2,2	1,9
Clorofila-a	9,2	0,1	0,6	0,3	0,3

das a cabo. En las tablas resumen se repiten valores registrados en puntos que sirven de referencia común para comparar la remoción en las unidades de tratamiento, como lo son el AC y los PFVA.

Primer ensayo

La Tabla II presenta el promedio de los valores registrados en la primera fase del experimento. La turbidez remanente al final de la instalación (salida de las columnas de pulimento) se mantuvo $\sim 0,1$ uT. Los filtros con capa intermedia de CAG no presentaron diferencias en cuanto a la remoción de turbidez respecto a los filtros constituidos únicamente por lecho de arena, con valores medios residuales $< 0,2$ uT y la manta no tejida no evidenció ventajas en cuanto a la remoción de este parámetro; sin embargo, el uso conjunto de la manta y CAG en los FL mejoró la eficiencia. La remoción registrada en las CP fue baja y no contribuyó de manera significativa al trabajo logrado por los filtros lentos.

El color aparente del AC varió de 14 a 96uH, con prome-

dio de 45uH. Los prefiltros redujeron los valores de este parámetro en más de 30 unidades, en los FL la remoción hasta valores < 5 uH se hizo evidente gracias al uso del CAG, pues la presencia o ausencia de la manta no indicó diferencias que favorezcan la eficiencia del sistema de tratamiento. Situación similar se presentó con el color verdadero pues aunque los prefiltros solamente lograron remover este parámetro en menos de 9 unidades, los FL con carbón activado siempre registraron valores inferiores a los obtenidos en ausencia de dicho material. Para ambos parámetros los efluentes de las CP tuvieron valores menores a 5uH.

La concentración media de sólidos suspendidos en el AC fue de $2,77 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, en el efluente del PFD fue de 0,88 (eficiencia de remoción del 82,5%) y en el PFVA de $0,39 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ (eficiencia del 19,7% respecto a su afluente). Tales valores pusieron en evidencia la importancia de los prefiltros en la tecnología FIME para evitar el taponamiento prematuro de los FL por altos niveles de turbidez o sólidos en

suspensión, según lo comentado por Sánchez *et al.*, (2006). El desempeño de los filtros lentos fue similar puesto que los valores medios registrados en sus efluentes fueron 0,23; 0,22; 0,18 y $0,16 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ para FLACM, FLAM, FLAC y FLA, respectivamente. En términos generales las líneas de tratamiento lo-

graron una remoción del orden del 97%. Los valores de oxígeno consumido muestran una remoción progresiva pero pequeña de la materia orgánica, con comportamientos similares entre las diferentes opciones evaluadas. Ello sugiere que, pese a la importante disminución de sólidos, pudo predominar la presencia de materia orgánica disuelta, cuya remoción se realiza principalmente por medio de procesos biológicos.

Los datos medidos indicaron que la pérdida de carga se redujo en las unidades donde se utilizó manta sintética, situación que alargaría la duración de las corridas de filtración, en concordancia con lo reportado por Fernández *et al.* (2003).

Los valores de clorofila-a de la Tabla II evidencian la eficiente remoción de algas por parte de los prefiltros. El PFD contribuyó con la retención de cerca del 80% de las algas, labor que fue complementada por el PFVA, cuyo efluente representó una remoción acumulada $> 95\%$ de estos organismos. Los FL reportaron valores $\leq 0,2 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ de clorofila-a; sin embargo, en las CP se incre-

mentaron las concentraciones por presencia de algas en su parte superior debida a la incidencia de luz solar, lo que en operación real es resuelto con la cobertura de las unidades.

Segundo ensayo

En la Tabla III se presentan los valores medios registrados durante el segundo ensayo efectuado. El valor medio de turbidez calculado para el afluente crudo fue de 2,47uT. Los FL retuvieron una importante fracción de este parámetro, con valores del orden de 2,33uT removidas sin registrar diferencias entre los filtros lentos con y sin uso de la manta. Por su parte, las CP no efectuaron una contribución significativa y la turbidez se mantuvo en $\sim 0,1$ uT.

Los filtros lentos en los que se incorporó el uso de CAG reportaron un mejor desempeño en la reducción del oxígeno consumido, con remociones entre 1,0 y $1,2 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Las columnas de pulimento no registraron considerables reducciones adicionales, probablemente debido a que sus tasas de filtración fueron cuatro veces aquellas de los FL.

Los filtros lentos redujeron de manera importante la concentración de clorofila-a, con remociones medias $> 8,8 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, con ligero desempeño superior por parte de los filtros con CAG. Las columnas de pulimento no efectuaron remoción adicional de este parámetro y, por el contrario, registraron ligeros incrementos que pudieron estar asociados a la incidencia de luz solar en su parte superior, contribuyendo al crecimiento localizado de algas.

Tercer ensayo

La Tabla IV presenta los promedios registrados durante el tercer ensayo del estudio, que correspondió a agua proveniente de una estación de pesca deportiva diluida con agua del lago Ipê.

En las dos primeras barreras del sistema de tratamiento se redujo en más del 55% la turbidez del AC, el PFD remo-

TABLA IV
VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN EL TERCER ENSAYO

Parámetro	AC	PFVA	FLACM	CPI	FLAM	CP2
Turbidez	13,73	6,02	1,44	1,40	1,28	1,12
Color aparente	201,0	111,0	26,0	23,0	25,0	19,0
Color verdadero	41,0	47,0	14,0	12,0	16,0	10,0
Oxígeno consumido	9,9	9,7	6,9	5,6	7,6	5,5
Clorofila-a	41,5	38,4	6,4	4,5	2,0	2,8
Parámetro	PFD	PFVA	FLAC	CP3	FLA	CP4
Turbidez	9,18	6,02	1,70	1,69	1,84	1,70
Color aparente	157,0	111,0	29,0	28,0	36,0	29,0
Color verdadero	47,0	47,0	16,0	14,0	20,0	15,0
Oxígeno consumido	9,9	9,7	6,7	6,2	7,9	6,4
Clorofila-a	53,4	38,4	8,1	5,9	9,8	9,5

TABLA V
VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN EL CUARTO ENSAYO

Parámetro	AC	PFVA	FLACM	CPI	FLAM	CP2
Turbidez	2,01	0,44	0,13	0,14	0,17	0,14
Oxígeno consumido	3,1	2,5	1,8	1,5	2,0	1,2
Clorofila-a	5,2	0,4	0,3	0,6	0,2	0,3
Parámetro	PFD	PFVA	FLAC	CP3	FLA	CP4
Turbidez	1,04	0,44	0,15	0,14	0,19	0,15
Oxígeno consumido	3,0	2,5	1,5	1,4	2,1	1,4
Clorofila-a	1,9	0,4	0,3	0,4	0,3	0,4

vió 4,55uT y el PFVA 3,16 unidades adicionales. La presencia de la manta en los filtros lentos demostró un mejor desempeño, pues lograron remover en promedio entre 4,58 y 4,74uT mientras que en las unidades sin manta la remoción media osciló entre 4,18 y 4,32uT. Nuevamente las columnas de pulimento removieron pequeñas fracciones adicionales de turbidez que variaron entre 0,01 y 0,16uT.

La asociación entre el trabajo realizado por el PFV y el PFVA permitieron la remoción de 90uH de color aparente del agua cruda. De nuevo, el mejor desempeño lo evidenciaron los filtros lentos con manta, que removieron hasta 86uH, seguidos del FL con carbón activado y del FL con arena que removió en promedio 75uH. Pese a las importantes remociones registradas, el efluente de las columnas de pulimento presentó valores por encima de las 15uH, superando así al límite recomendado por la norma brasilera para agua potable (Brasil, 2004).

La combinación de la presencia de CAG y manta permitieron que el FLACM re-

moviera 33uH de color verdadero del efluente de los prefiltros. El trabajo individual de estos elementos en los filtros lentos hizo que FLAC y FLAM redujeran 3luH, mientras que el filtro lento convencional removió solo 27 unidades. El color verdadero residual de las CP superó en todos los casos las 10uH.

El PFD no realizó remoción del oxígeno consumido y el PFVA únicamente consiguió remover 2mg·l⁻¹. En los FL el uso de CAG garantizó las mayores remociones cuyos valores fueron de 2,8 para FLACM y de 3,0 para FLAC. Por su parte, FLAM y FLA reportaron remociones medias de 2,1 y 1,8mg·l⁻¹, respectivamente. Lo anterior reitera la importancia de incorporar estos componentes adicionales como mecanismos de mejoramiento del desempeño de la tecnología de filtros lentos.

En este ensayo se observó que, efectivamente, cuando las características del agua cruda no se encuentran dentro los intervalos de valores sugeridos para la tecnología de FIMES, además de que ésta no garantizaría las condiciones de po-

tabilidad del líquido (como ocurrió con el color aparente), las impurezas del agua generarían una rápida colmatación y taponamiento de los FL, situación que se hizo evidente con la duración de la corrida de filtración, que fue de apenas cuatro días.

El PFVA removió del orden de 15µg·l⁻¹ de clorofila-a; en el sistema de filtros lentos las unidades con manta removieron de manera más eficiente la clorofila afluente con 36,4µg·l⁻¹, seguidos en su desempeño por los filtros con CAG y finalmente por los filtros lentos convencionales con un valor de 28,6µg·l⁻¹. Las CP presentaron bajos valores de remoción de clorofila-a, lo que pudo estar relacionado con las altas tasas de filtración y presencia de algas.

Cuarto ensayo

En la Tabla V se presentan los valores medios calculados para el cuarto ensayo del estudio. El PFD redujo la turbidez en 0,97uT, mientras que el PFVA lo hizo en 0,6uT con respecto a su afluente. De manera similar a lo ocurrido en el

primer ensayo, los FL con carbón activado resultaron en mejores remociones de la turbidez y un desempeño inferior por parte del filtro lento convencional. Las columnas de pulimento efectivamente mejoraron las condiciones del líquido y las cuatro líneas de tratamiento generaron un efluente final de características semejantes con turbidez de ~0,14uT.

En cuanto a las remociones de materia orgánica, el PFVA fue la unidad de prefiltración que logró una remoción mayor de oxígeno consumido, de ~0,5mg·l⁻¹. En analogía a lo observado en el primer ensayo, y pese a que las concentraciones de este parámetro fueron mayores en el cuarto ensayo, la mejor configuración para los FL es aquella que incluye el uso de carbón activado, aunque las columnas de pulimento garantizaron características del efluente final similares para las cuatro alternativas ensayadas.

El PFD removió 3,3µg·l⁻¹ de clorofila-a y el PFVA una cantidad adicional de 1,5µg·l⁻¹. Pese a que los filtros lentos tuvieron un desempeño similar y removieron pequeñas fracciones adicionales de clorofila, nuevamente en las columnas se incrementaron las concentraciones debido al crecimiento de algas en su parte superior.

Quinto ensayo

La Tabla VI reporta los promedios calculados para los parámetros estudiados en el quinto y último ensayo del estudio, correspondiente a la simulación de sobrecarga de algas y cianobacterias.

Los dos prefiltros removieron cerca del 85% de la turbidez que registró el afluente crudo, el PFD la redujo en promedio 2,43uT y el PFVA lo hizo con 0,75uT en relación a su afluente. Conservando homogeneidad en relación a los resultados obtenidos en el primer y cuarto ensayo, los filtros lentos con carbón activado reflejaron una mayor disminución de la turbidez, con una remoción media hasta de 0,38uT adicionales. No se observaron las ventajas o desventajas del

TABLA VI
VALORES MEDIOS DE LOS PARÁMETROS ANALIZADOS EN EL QUINTO ENSAYO

Parámetro	AC	PFVA	FLACM	CP1	FLAM	CP2
Turbidez	3,74	0,56	0,18	0,21	0,24	0,21
Oxígeno consumido	3,4	2,3	1,2	1,2	2,2	1,1
Clorofila-a	11,8	1,0	0,1	0,1	0,2	0,1
Microcistina	0,24	1,90	0,64	0,68	0,06	0,18
Parámetro	PFD	PFVA	FLAC	CP3	FLA	CP4
Turbidez	1,31	0,56	0,21	0,18	0,23	0,21
Oxígeno consumido	2,8	2,3	1,2	0,7	2,4	1,0
Clorofila-a	4,8	1,0	0,3	0,2	0,3	0,1
Microcistina	1,50	1,90	0,02	0,02	0,01	0,18

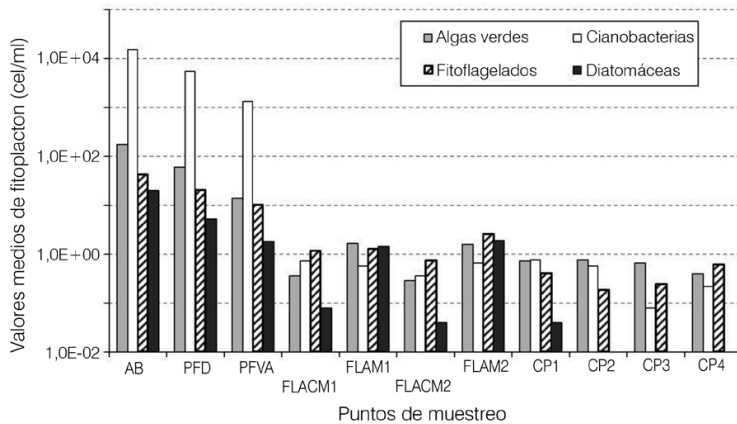


Figura 2. Valores medios de fitoplancton para el quinto ensayo.

uso de la manta no tejida en la remoción de este parámetro ya que FLAM y FLA tuvieron resultados muy similares, con desempeño inferior al de los filtros lentos con CAG. Debido a la corta duración del ensayo (5 días), no fue posible comparar efectos por pérdida de carga en los filtros en las dos líneas evaluadas.

A diferencia de lo registrado en los ensayos anteriores, los dos prefiltros PFD y PFVA realizaron una significativa remoción de oxígeno consumido, del orden de $1,1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, probablemente debido a la retención de parte de la materia orgánica particulada representada por las algas que realizan procesos respiratorios en ausencia de la luz solar. Los filtros con capa de CAG evidenciaron un mejor desempeño removiendo $1,1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ adicionales de oxígeno; sin embargo, pese a que FLAM y FLA presentaron eficiencias inferiores, sus efluentes al pasar por las correspondientes columnas de pulimento obtuvieron características de calidad similares a las de los FL con carbón activado, con

concentraciones en el efluente final de $\sim 1,0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

En este ensayo el PFD removió en promedio $7,0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ de clorofila-a y el PFVA $3,8\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, lo que permitió que el afluente a los FL tuviese una concentración de $\sim 1,0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. El desempeño de los filtros lentos fue muy similar con bajas remociones a las que se sumó el aporte poco significativo de las columnas de pulimento para eliminación de este parámetro.

Con base en los valores de fitoplancton registrados en el afluente crudo y en los efluentes de las unidades de tratamiento del agua (Figura 2), se pudo observar que el PFD redujo la cantidad de algas verdes, cianobacterias fitoflagelados y diatomáceas respectivamente en 112, 9902, 21 y 15 células/ml, representando una disminución de entre el 25 y el 48% de las concentraciones iniciales. Por su parte el PFVA redujo dichos componentes del fitoplancton respectivamente en 46, 4269, 10 y 3 células/ml, representando entre el 22 y el 49% de la concentración afluente. Con el concurso de los FL y las CP, cuyas

líneas de tratamiento no presentaron diferencias, se registró una remoción casi total, con valores finales < 1 cél/ml, equivalentes a eficiencias medias de 99,7; 99,1; 99,8 y 98,4% para algas verdes, fitoflagelados, cianobacterias y diatomáceas, respectivamente. Estos valores presentan similitud con lo descrito por Mouchet y Bonnélye (1998), quienes reportaron remociones de cerca del 99% de células de algas por medio de filtración lenta.

En los efluentes de los prefiltros PFD y PFVA se detectaron valores de toxinas mayores que los medidos en el AC (Tabla VI), los valores medios de microcistina en el AC fueron de $0,24\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, en el PFD y el PFVA fueron cerca de 6 y 8 veces mayores, ello pudo deberse a que células intactas de cianobacterias después de su paso por los pre-filtros murieron y al producirse la lisis celular liberaron las toxinas, situación similar a la reportada por Sá (2006). De igual manera, los valores de la Tabla VI evidencian que hubo un fenómeno similar en los efluentes de las CP en relación a los FL. Pese a dicha situación, cabe resaltar que los efluentes de las columnas de pulimento presentaron concentraciones de microcistina menores a las máximas recomendadas por la legislación brasileña (Brasil, 2004).

Conclusiones

La configuración de filtros lentos con manta no tejida y CAG fue la que presentó mejor

remoción de la turbidez y favoreció la eficiente reducción de color aparente y color verdadero. Pese a los diferentes desempeños de los FL para los tres parámetros, las columnas de pulimento produjeron efluentes finales de características similares lo que para efectos de diseño validaría el uso del CAG después de los filtros lentos.

La implementación de una capa de carbón activado granular en los filtros lentos permitió lograr una mayor remoción de materia orgánica, expresada en términos de oxígeno consumido.

El uso de mantas no tejidas contribuyó a optimizar los procesos de remoción de clorofila-a en todas las ensayos realizados.

El desarrollo de la pérdida de carga en los FL es mucho menor cuando los mismos son precedidos de pre-filtros, mostrando la importancia del acondicionamiento del agua para la filtración lenta, principalmente con respecto a la duración de las corridas de filtración.

La remoción de algas verdes, cianobacterias, fitoflagelados y diatomáceas en la instalación FiME se situó en torno del 99%, presentándose principalmente en los pre-filtros PFD y PFVA.

Pese a que se presentó lisis en los pre-filtros, las cianotoxinas liberadas fueron removidas en gran medida por los FL, y aunque también se hizo evidente este fenómeno en las columnas de pulimento, sus efluentes presentaron valores de toxinas inferiores a los límites establecidos por la legislación brasileña, sugiriendo que las configuraciones evaluadas son efectivas en tratar aguas con concentración de células de cianobacterias en torno de 10^4 cel/ml.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA, WPCF (1998) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, DC, EEUU. 1325 pp.
- Brasil (2004) *Portaria No. 518, de 25 de Março de 2004: Estabe-*

- lece os Procedimentos e Responsabilidades Relativos ao Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade. Ministério da Saúde. Brasília: Diário Oficial da União, N° 59 do 26/03/2004. pp. 266-270.
- CETESB (1993a) *Norma Técnica L5. 143. Determinação de Oxigênio Consumido em Águas - Método do Permanganato de Potássio: Método de Ensaio*. Centro Tecnológico de Saneamento Básico. São Paulo, Brasil. 4 pp.
- CETESB (1993b) *Norma Técnica 06: L5. 025. Teste para Avaliação de Toxicidade Aguda de Cianobactérias - Método de Ensaio*. Centro Tecnológico de Saneamento Básico. São Paulo, Brasil. 764 pp.
- Chorus I, Bartram J (1999) *Toxic Cyanobacteria in Water: A Guide to their Public Health Consequences, Monitoring and Management*. Spon. New York, EEUU. 416 pp.
- Coelho ERC (2002) *Influência da pré-oxidação com ozônio e peróxido de hidrogênio na remoção de atrazina em filtros lentos de areia e carvão ativado granular*. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 248 pp.
- De Julio M, Fioravante DA, De Julio TS, Oroski FI, Graham NJD (2010) A methodology for optimising the removal of cyanobacteria cells from a Brazilian eutrophic water. *Braz. J. Chem. Eng.* 27: 113-126.
- Di Bernardo L, Dantas AB (2005) *Métodos e Técnicas de Tratamento de Água*. Vol. 2. 2ª ed. RIMA. São Carlos, Brasil. 1565 pp.
- Fernández MJ, Latorre MJ, Berón CF, Muñoz N, Vargas V (2003) Uso de mantas sintéticas y naturales en filtración lenta en arena. Una experiencia en ambientes tropicales. *Mem. Conf. Int. Agua 2003*. CINARA. Cali, Colombia. 295 pp.
- Galvis CG, Latorre MJ, Visscher JT (1999) *Filtración en Múltiples Etapas. Tecnología Innovativa para el Tratamiento de Agua*. Artes Graficas Univalle. Cali, Colombia. 197 pp.
- Hoeger SJ, Shaw G, Hitzfeld BC, Dietrich DR (2004) Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in two Australian drinking water treatment plants. *Toxicon* 43: 639-649.
- Hoeger SJ, Hitzfeld BC, Dietrich DR (2005) Occurrence and elimination of cyanobacterial toxins in drinking water treatment plants. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 203: 231-242.
- Logsdon GS, Kohne R, Abel S, LaBonde S (2002) Slow sand filtration for small water systems. *J. Env. Eng. Sci.* 1: 339-348.
- Langlais B, Reckhow DA, Brink DR (1991) *Ozone in Water Treatment. Application and Engineering*. Lewis. Boca Ratón, FL, EEUU. 569 pp.
- Mouchet P, Bonnelye V (1998) Solving algae problems: French expertise and worldwide applications. *J. Water SRT - Aqua.*, 47: 125-141.
- Muhammad N, Hooke AM (2003) Biomass characterization of slow sand filtration schmutzdecke and its effects on filter performance. *Env Technol.* 24: 43-50
- Nusch EA (1980) Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 14: 14-36.
- Oberholster PJ, Botha AM, Cloete TE (2005) An overview of toxic freshwater cyanobacteria in South Africa with special reference to risk, impact and detection by molecular marker tools. *Biokemistri* 17: 57-71.
- Sá JC (2006) *Influência da Camada Filtrante e da Taxa de Filtração na Eficiência de Remoção de Microcystis aeruginosa e Microcystina na Filtração Lenta em Areia*. Tese. Universidade de Brasília. Brasil. 186 pp.
- Sánchez LD, Sánchez A, Galvis G and Latorre J (2006) *Multi-Stage Filtration*. IRC International Water and Sanitation Centre. Delft, the Netherlands. 62 p.
- Sant'Anna CL, Azevedo MTP (2000) Contribution to the knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. *Nova Hedwigia* 71: 359-385.
- Stewart I, Webb PM, Schluter PJ, Shaw GR (2006) Recreational and occupational field exposure to freshwater cyanobacteria -A review of anecdotal and case reports, epidemiological studies and the challenges for epidemiologic assessment. *Env. Health* 5: 6.
- Yoo RS, Carmichael WW, Hoehn RC, Hrudey SE (1995) *Cyanobacterial (blue-green algal) Toxins -A Resource Guide*. American Water Works Association Research Foundation. Denver, CO, EEUU. 229 pp.