

TAPONAMIENTO DE GOTEROS Y DEL FILTRO DE DISCOS CON AGUA RESIDUAL SANITARIA DE UNA LAGUNA DE MADURACIÓN

CLOGGING OF DRIPPERS AND DISC FILTERS BY SEWAGE FROM MATURATION POND

Rafael Oliveira Batista¹; Antonio Alves Soares²; Olga Lucía Zapata Marin³; José Antônio Rodrigues de Souza⁴; Caio Vinícius Leite⁵ y Débora Astoni Moreira⁶

Resumen. El método de riego localizado, ha sido usado para la aplicación de aguas residuales, debido a la elevada eficiencia en la aplicación del fluido y el bajo riesgo de contaminación del producto agrícola y de los operadores de campo. Sin embargo, los sistemas de riego localizado, poseen emisores que presentan alta susceptibilidad al taponamiento. En el presente trabajo, se analizó el potencial de taponamiento de distintos goteros y del filtro de discos con agua residual sanitaria proveniente de una laguna de maduración, para lo cual, se instaló una plataforma de ensayo con tres modelos de goteros en un filtro de disco de 120 mallas. Análisis físicos, químicos y microbiológicos del agua residual sanitaria tratada fueron realizados, así como evaluaciones de uniformidad de aplicación de agua y del desempeño del sistema de filtración. De los resultados obtenidos, se concluyó que el agua residual sanitaria tratada, presentó un elevado riesgo de taponamiento, tanto de goteros como del filtro de discos; lo que repercutió en una considerable disminución de la uniformidad de la aplicación de agua, siendo la formación de biofilme, el principal factor de taponamiento de goteros. La presencia de partículas orgánicas en el fluido, interfirió en el desempeño del filtro de discos, por lo tanto, el agua residual sanitaria tratada, debe ser sometida a tratamiento químico o biológico para su aplicación a cultivos agrícolas por goteo y periodos de tiempo superiores a 200 horas.

Palabras claves: Biofilme, taponamiento, agua residual, riego localizado.

Abstract. The method of trickle irrigation has been used for wastewater application due to its high effluent application efficiency and the low risk of contamination of agricultural products and field operators. However, the trickle irrigation systems have emitters that showed high susceptibility to clogging. This study aimed to analyze the obstruction potential of different drip emitters and filter discs with sewage from a maturation pond. To do so, it was set up bench to test three models of drip emitters and a 120-mesh disc filter. Physical, chemical and microbiology analyses of the treated sewage were done. Evaluations of the water application uniformity and the filter system performance were also done. According to the results, it was concluded that the treated sewage presents a high risk of clogging both of the drip emitters and the disc filter. A considerable application uniformity decrease occurred, mainly because of the formation of biofilms due to clogging. The presence of organic particles in the effluent interfered in the performance of disc filter, and the sewage should be subjected to chemical or biological treatment, once it can be applied by fertigation in long periods of time using drip irrigation systems.

Key words: Biofilm, clogging, wastewater, trickle irrigation.

El uso de aguas residuales en la agricultura, es una alternativa para el control de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas y una alternativa para el control de la contaminación de las mismas, disponibilidad de agua y fertilización para cultivos, reciclaje de nutrientes y aumento de la producción agrícola. Para la viabilidad de su uso es preciso perfeccionar las técnicas de tratamiento, aplicación y manejo de aguas residuales.

El método de riego localizado, ha sido usado para la aplicación de aguas residuales debido a la elevada eficiencia de aplicación de efluentes y del bajo riesgo

de contaminación del producto agrícola y de los operarios de campo (Oron *et al.*, 1999). Sin embargo, los sistemas de riego localizado poseen emisores que presentan alta susceptibilidad al taponamiento de goteros. La sensibilidad al problema de taponamiento, varía con las características del emisor (Trooien *et al.*, 2000) y con la calidad del agua relacionada a los aspectos físicos, químicos y biológicos (Adin y Sacks, 1991; Nakayama y Bucks, 1991).

La sensibilidad al taponamiento es considerada importante en la selección de goteros para proyectos de riego con agua residual. Existen seis aspectos críticos

¹ Profesor. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. A.A. 36571 000 Viçosa, Brasil. <eng.batista@gmail.com>

² Profesor. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. A.A. 36571 000 Viçosa, Brasil. <asoares@ufv.br>

³ Profesora. Universidad de Antioquia. Facultad Nacional de Salud Pública. A.A. 1226, Medellín, Colombia. <olluzama@gmail.com>

⁴ Profesor. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. A.A. 36571 000 Viçosa, Brasil. <jarstec@yahoo.com.br>

⁵ Profesor. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. A.A. 36571 000 Viçosa, Brasil. <caioleite@hotmail.com.br>

⁶ Profesor. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. A.A. 36571 000 Viçosa, Brasil. <deboraastoni@yahoo.com.br>

Recibido: Octubre 17 de 2008; Aceptado: Abril 20 de 2009

Rev. Fac. Nac. Agron. Medellín 62(1): 4957-4966. 2009

relacionados con la sensibilidad de obstrucción por el uso de aguas residuales para riego, como son las grandes longitudes para el paso del líquido, presencia de regiones con régimen laminar, menores caudales, menores áreas de filtración, ineficiencia de mecanismo auto-limpiador, menor velocidad del líquido en la línea lateral y en las secciones estrechas. (Ravina *et al.*, 1992; Trooien *et al.*, 2000). Igualmente, Capra y Scicolone (2004) verificaron una mayor sensibilidad al taponamiento de goteros tipo vortex en relación a los goteros tipo laberinto. Para la aplicación de aguas residuales, los goteros deben presentar un tamaño de sección transversal superior a 1,0 mm (Dehghanisani *et al.*, 2005) y velocidad de flujo en la línea lateral superior a 0,5 m s⁻¹ (Ravina *et al.*, 1997). Cararo *et al.*, (2006) verificaron un aumento lineal del nivel de taponamiento, debido a la longitud del laberinto.

La formación del biofilme resultante de la interacción entre mucilaginosos bacterianos y sólidos suspendidos ha sido la principal causa de taponamiento de goteros aplicando agua residual sanitaria tratada (Ravina *et al.*, 1997; Capra y Scicolone, 2004). Estudios realizados por Taylor *et al.*, (1995) evidenciaron que las interacciones entre factores físicos, químicos y biológicos fueron responsables por el 90% de los goteros taponados.

El taponamiento de los emisores reduce el caudal y consecutivamente disminuye la uniformidad de aplicación del agua de riego localizado. Hills *et al.*, (2000) verificaron la disminución de hasta 75% en el caudal nominal medio de sistemas de riego por goteo, aplicando agua residual sanitaria tratada, después de 3.000 horas de funcionamiento. Estudios realizados por Dehghanisani *et al.*, (2003) constataron que la aplicación de agua residual sanitaria tratada proporcionó una reducción de hasta un 9% en el coeficiente estadístico de uniformidad de la aplicación de agua de sistemas de riego por goteo, operando por 187 horas. Capra y Scicolone (2004) obtuvieron coeficientes de uniformidad de distribución de agua que variaron de 0 a 77%, en sistemas de riego por goteo, donde aplicaron agua residual sanitaria tratada, después 60 horas de operación.

La uniformidad de aplicación de agua en sistemas de riego localizado, puede ser expresada por medio de varios coeficientes. El coeficiente de

uniformidad de Christiansen (CUC), presentado en la Ecuación (1), fue adaptada del riego por aspersión.

$$CUC = 100 \left[1 - \frac{\sum_{i=1}^n |q_i - \bar{q}|}{n_e \bar{q}} \right] \quad (1)$$

Donde,

q_i = Caudal de cada gotero, (L h⁻¹)

\bar{q} = Caudal medio de gotero (L h⁻¹)

n_e = Número de goteros.

Keller y Karmeli (1975) sugirieron la utilización de la Ecuación (2), que compara la media de 25% de los menores valores de caudal observados con la media total de los caudales para la determinación de la uniformidad de aplicación de agua de sistemas de riego por goteo.

$$CUD = 100 \frac{q_{25\%}}{q} \quad (2)$$

Donde,

CUD=Coficiente de uniformidad de distribución (%).

$q_{25\%}$ =Valor medio de los 25% menores valores de caudales observados (L h⁻¹)

De acuerdo con Bralts *et al.*, (1987), otro coeficiente utilizado para expresar la uniformidad de aplicación de agua en un sistema de riego localizado, es la uniformidad (U_s), presentada por la Ecuación (3).

$$U_s = 100 \left(1 - \frac{\sigma_q}{q} \right) \quad (3)$$

Donde,

σ_q =Desvío-padrón de los caudales de los goteros.

En la filtración de aguas residuales, pueden utilizarse filtros orgánicos de arena y de discos (Brandão *et al.*, 2000; Capra y Scicolone, 2004). Según Brandão *et al.* (2000), el tratamiento de agua residual de porcicultura con filtros orgánicos en las granulometrías de 0,5 a 10 mm presentó reducción de hasta un 33% en la concentración de los sólidos totales. Rowan *et al.* (2004) obtuvieron reducción del 94% en la concentración de sólidos suspendidos, solamente con el paso del fluido del tanque séptico en filtro de arena con granulometría de 0,5 mm. El análisis de

desempeño de filtros, consiste en la obtención de la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos (ASAE Standards, 2001), presentada por la Ecuación (4), y en las determinaciones de la reducción de presión y caudal ocurridas con el pasar del tiempo.

$$E_r = 100 \left(1 - \frac{S_o}{S_i} \right) \quad (4)$$

Donde,

E_r = Eficiencia de remoción de sólidos suspendidos (%)

S_o = Concentración de sólidos suspendidos en el agua residual colectada al final del filtro (mg L^{-1})

S_i = Concentración de sólidos suspendidos en agua residual colectada a montante de filtro (mg L^{-1})

El presente trabajo tuvo por objetivo, analizar el potencial de taponamiento de distintos goteros causado por agua residual sanitaria, proveniente de una laguna de maduración.

MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo fue realizado en la Estación Piloto de Tratamiento de Aguas Residuales, del Departamento de Ingeniería Agrícola de la Universidad Federal de Viçosa (DEA/UFV), localizada en Viçosa, Minas Gerais, Brasil. El agua residual sanitaria bruta contenida para la estación de tratamiento, recibió un tratamiento en tres etapas distintas. Inicialmente, el agua residual bruta fue bombeada para el tratamiento preliminar, en donde un desarenador removía los sólidos de

elevada masa específica. La disminución en la carga orgánica (DBO_5) fue obtenida por la disposición de agua residual sanitaria sobre fajas con 1,0 m de ancho, 25 m de largo e inclinación del 2%, cultivadas con capim Tifton 85 del género *Cynodon*. Después del tratamiento secundario, el agua residual sanitaria fue derivada a una laguna de maduración con capacidad de 300 m^3 , con las dimensiones de 50 m de largo por 6 m de ancho y 1 m de profundidad, para remoción de organismos patógenos.

Para la realización del ensayo, en el período del 26 de octubre al 13 de diciembre de 2003, fue construida una plataforma de ensayo en la albañearía (Figura 1), localizado al lado de la laguna de maduración, con dimensiones de 50 m de largo por 2 m de ancho y 0,20 m de altura, revestida con una manta impermeabilizadora, que posibilitó el flujo y la captación del agua residual tratada para un posible aprovechamiento agrícola y minimizar los riesgos de contaminación microbiológica del nivel freático del suelo.

En la extremidad final de la laguna de maduración, fue montada una unidad de control, compuesta por un conjunto de motobomba de 3 cv y un filtro de disco común de 120 mesh, con el fin de abastecer cuatro unidades de riego por goteo, montadas sobre la plataforma de ensayo.

Las unidades de riego contaban con tres modelos de goteros (M1, M2 y M3), las características técnicas de los goteros están presentadas en la Tabla 1.

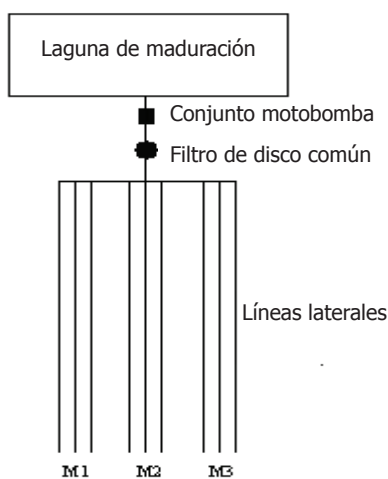


Figura 1.- Esquema de la plataforma de ensayo empleada para la evaluación del taponamiento de goteros y filtro por agua residual.

Tabla 1. Caracterización de los modelos de goteros utilizados en la evaluación del taponamiento por aguas residuales, de acuerdo con el dispositivo de autocompensación (D), el caudal nominal (Q), la faja de presión recomendada (P), el espacio entre goteros (E), el largo del laberinto (C), la abertura del laberinto (A) y el número de filtros secundarios (N).

Modelo	D	Q (L h ⁻¹)	P (kPa)	E (m)	C (mm)	A (mm)	N
M1	No	1,7	40-250	0,75	177	1,7	1
M2	Si	2,1	50-400	0,75	260	2,1	2
M3	No	2,0	100-400	0,60	396	2,7	2

En la línea de derivación de cada unidad de riego en PVC, con diámetro nominal de 32 mm, fueron insertados nueve conectores, con un espacio entre ellos de 0,05 m. Para cada modelo de gotero, fueron instaladas tres líneas laterales con 25 m de longitud, en cada línea lateral de los modelos M1 y M2, existían 32 goteros y en las líneas del modelo M3 existían 41 goteros, lo anterior con el objetivo de referenciar los resultados, e identificación de 32 goteros de la línea lateral, para las evaluación de uniformidad de aplicación de agua.

La presión del servicio fue mantenida en 101 kPa, por medio de una válvula controladora, instalada en el inicio de la línea de derivación. Tal válvula constaba de una caja de registro aguas arriba del punto de toma de presión.

Dentro de la plataforma de ensayos, fue construida una zanja con una pequeña declinación para coleccionar el agua residual tratada por el sistema de riego. En la extremidad final de la zanja, fue construida una caja colectora de 0,50 m de largo por 0,50 m de ancho y 0,50 m de profundidad, la cual fue utilizada como un pequeño reservatorio. En este punto fue montada una estación de bombeo con motobomba de ¼ cv, de la cual salían dos tubos de PVC con diámetro nominal de 32 mm. Uno de los tubos conducía el agua residual tratada hasta la laguna de maduración y el otro estaba conectado a un punto de red colectora de agua residual de la UFV. En cada tubo fue instalado un registro de esfera para controlar el uso del agua residual de la laguna de maduración.

La evaluación de calidad del agua residual sanitaria de la laguna de maduración fue realizada por medio de análisis físico, químico y microbiológico conforme las recomendaciones del Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

Las colectas de agua residual sanitaria se realizaron en el extremo final de la laguna de maduración, en cuatro horarios (9, 11, 13 y 15 horas). De estas colectas simples, se obtuvieron muestras compuestas, las cuales fueron enviadas a los laboratorios para análisis físico, químico y microbiológico. Parte de las muestras compuestas fueron encaminadas al Laboratorio de Calidad de Agua del Departamento de Ingeniería Agrícola de la UFV, para determinación de las concentraciones de los sólidos totales y suspendidos (método gravimétrico). Las concentraciones de los sólidos disueltos fueron obtenidas por la diferencia entre las concentraciones de los sólidos totales y de los sólidos suspendidos. Después de cada colecta de muestras simples, se midió el pH (método electrométrico, medidor de pH portátil), hierro total y manganeso total por espectrofotometría atómica, ambos en el Departamento de Suelos de la UFV. Las cuentas de los coliformes fecales totales en las muestras de agua residual sanitaria tratada, fueron realizadas en el laboratorio de calidad de agua, por medio de un ensayo comercial, auto-análisis Colilert (AC), basado en la tecnología de los substratos definidos. Los resultados fueron expresados en número más probable (NMP) por mL de agua residual tratada.

La presión del servicio, fue mantenida en 101 kPa durante el período de ensayo. Se realizaron ocho evaluaciones de la uniformidad de aplicación de agua cada 80 horas. El caudal de cada gotero se obtuvo midiendo con probeta el volumen de agua residual emitida por el gotero en un tiempo de colecta de tres minutos. Los datos de caudal fueron interpretados por medio de los coeficientes CUC y CUD, presentados en las Ecuaciones (1) y (2). La sub-unidad de fertilización con riego funcionó en una media de 12 horas por día, siete días por semana, hasta completar el tiempo total de operación de 560 horas. Al final de este período

de tiempo se recolectaron muestras de los goteros taponados, para identificar el material de obstrucción. Las muestras fueron retiradas en el inicio, medio y final de las líneas laterales, conservadas en cajas de icopor con hielo, para su posterior análisis. Luego se determinó tanto la eficiencia de la remoción de sólidos suspendidos, como la reducción de la presión antes del filtro. Para ello, mediciones de la presión y colectas de muestras de agua residual sanitaria tratada, fueron realizadas antes y después del filtro, cada hora durante 13 horas de funcionamiento del sistema. Las muestras fueron enviadas al laboratorio de calidad da agua para la cuantificación de la concentración de sólidos suspendidos, en tanto que la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos se obtuvo con la Ecuación (4).

Para el análisis estadístico de los datos de uniformidad de la aplicación del efluente (CUC y CUD) y el caudal de los goteros (Q), fue utilizado un esquema de parcelas subdivididas, teniendo en las parcelas los modelos de goteros (M1, M2 y M3) y en las subparcelas los tiempos de operación DAE, las unidades de fertilización con riego (0, 80, 160, 240, 320, 400, 480 e 560 horas) en delineamientos enteramente casualizados con tres repeticiones. Los datos fueron sometidos a un análisis de varianza y regresión. Para el análisis de varianza fue usado el test F en un nivel de 5% de probabilidad. Las ecuaciones de regresión fueron escogidas con base en la significancia de los coeficientes de regresión, usando el test t en un nivel de hasta 10%, en el coeficiente de determinación y en el proceso en estudio. Se verificó

en las variables CUC, CUD y Q, que la interacción del modelo de goteros por el tiempo de operación fue significativa a un 5% de probabilidad, por esta razón fue utilizado como análisis cuantitativo de los análisis de regresión.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad de agua residual sanitaria tratada. En la Tabla 2, se muestran los valores de las concentraciones de los principales parámetros físicos, químicos y microbiológicos causantes del taponamiento en goteros, según la clasificación propuesta por Bucks *et al.*, (1979) para evaluar el riesgo de obstrucción de estos equipos. Los valores medios de los parámetros sólidos suspendidos, pH, sólidos disueltos, hierro total y manganeso total, fueron de 76 mg L⁻¹; 8,5 mg L⁻¹; 635 mg L⁻¹; 3,85 mg L⁻¹ y 0,37 mg L⁻¹, respectivamente. En agua residual sanitaria de la laguna de maduración, León Suematsu y Cavallini (1999) obtuvieron valores medios de 77 mg L⁻¹ y 9,0 para los parámetros sólidos suspendidos y pH respectivamente; tales valores fueron similares a los presentados en la Tabla 2. Se observó también, que los valores de los sólidos disueltos presentes en la laguna de maduración oscilan entre 189 y 2,357 mg L⁻¹. Estos resultados muestran que el agua residual sanitaria de laguna de maduración, representa un riesgo de taponamiento moderado en relación con los parámetros de sólidos suspendidos, sólidos disueltos, manganeso total y coliformes totales; y severo con base en los parámetros de pH y hierro total, respectivamente.

Tabla 2. Resultados de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos utilizados en la evaluación del riesgo de obstrucción de goteros aplicando agua residual sanitaria de laguna de maduración, en el período de 13/08 a 11/12 de 2003.

Datos	Sólidos suspendidos (mg L ⁻¹)	pH	Sólidos disueltos (mg L ⁻¹)	Hierro total (mg L ⁻¹)	Manganeso total (mg L ⁻¹)	Coliformes totales (NMP* mL ⁻¹)
13/08/2003	90	7,50	409	15,60	0,24	3,2 x 10 ³
12/09/2003	44	9,30	304	1,41	0,14	1,4 x 10 ⁵
25/09/2003	100	10,30	264	0,62	0,23	4,7 x 10 ³
15/10/2003	14	9,70	228	1,24	0,21	1,2 x 10 ⁴
29/10/2003	16	9,90	202	4,71	0,16	6,4 x 10 ³
20/11/2003	130	7,60	-	1,39	0,06	3,8 x 10 ²
27/11/2003	16	7,60	189	5,33	0,05	1,4 x 10 ⁴
04/12/2003	110	8,00	2.357	0,02	0,18	9,7 x 10 ²
11/12/2003	48	9,30	1.128	8,67	1,18	4,2 x 10 ²
Media	76	8,5	635	3,85	0,37	2,0 x 10⁴
¹Clasificación	Moderado	Severo	Moderado	Severo	Moderado	Moderado

¹Clasificación propuesta por Bucks *et al.*, (1979), para evaluación del riesgo de taponamiento de goteros.

*Número más probable

Desempeño de los goteros. En la Figura 2, se constata la reducción en los valores medios del CUC, del CUD y del caudal de la sub-unidad de fertilización con riego, en razón de la aplicación de agua residual sanitaria tratada. Resultados semejantes fueron obtenidos por Puig-Bargués et al., (2005) cuando analizaron el desempeño de tres unidades de riego por goteo, dotadas de goteros no-autocompensantes con un caudal nominal de 1,9 L h⁻¹ y operando con agua residual tratada, tomaron dos sistemas de riego, uno con filtro de tela y ambos de 130 µm, los cuales fueron abastecidos con agua residual secundaria. El tercer sistema de riego constaba de filtro de tela de 130 µm y fue abastecido con agua residual terciaria. Después de 750 h de funcionamiento de las unidades de aplicación, los valores de CUD fueron de 0, 50 y 92% para las unidades de riego aplicando efluente

secundario filtrado en un filtro de discos de 130 µm, efluente secundario filtrado en filtro de tela de 130 µm y efluente terciario filtrado en filtro de tela de 130 µm, respectivamente. Según Chieng y Ghaemi (2003), el número y la localización de goteros parcialmente taponados, fueron los factores que más afectaron la uniformidad de aplicación de agua de plantas de riego por goteo. Los anteriores autores, obtuvieron valores de CUC de 96, 95, 87, 82 e 69% para unidades de aplicación dotadas de goteros con taponamiento parcial de 0, 5, 10, 20 e 30%, respectivamente. Con relación al comportamiento del caudal. Rav-Acha et al., (1995) obtuvieron una reducción de 31% en el caudal inicial de goteros no-autocompensantes con caudal nominal de 2,0 L h⁻¹, después de 137 h de operación con agua residual doméstica secundaria.

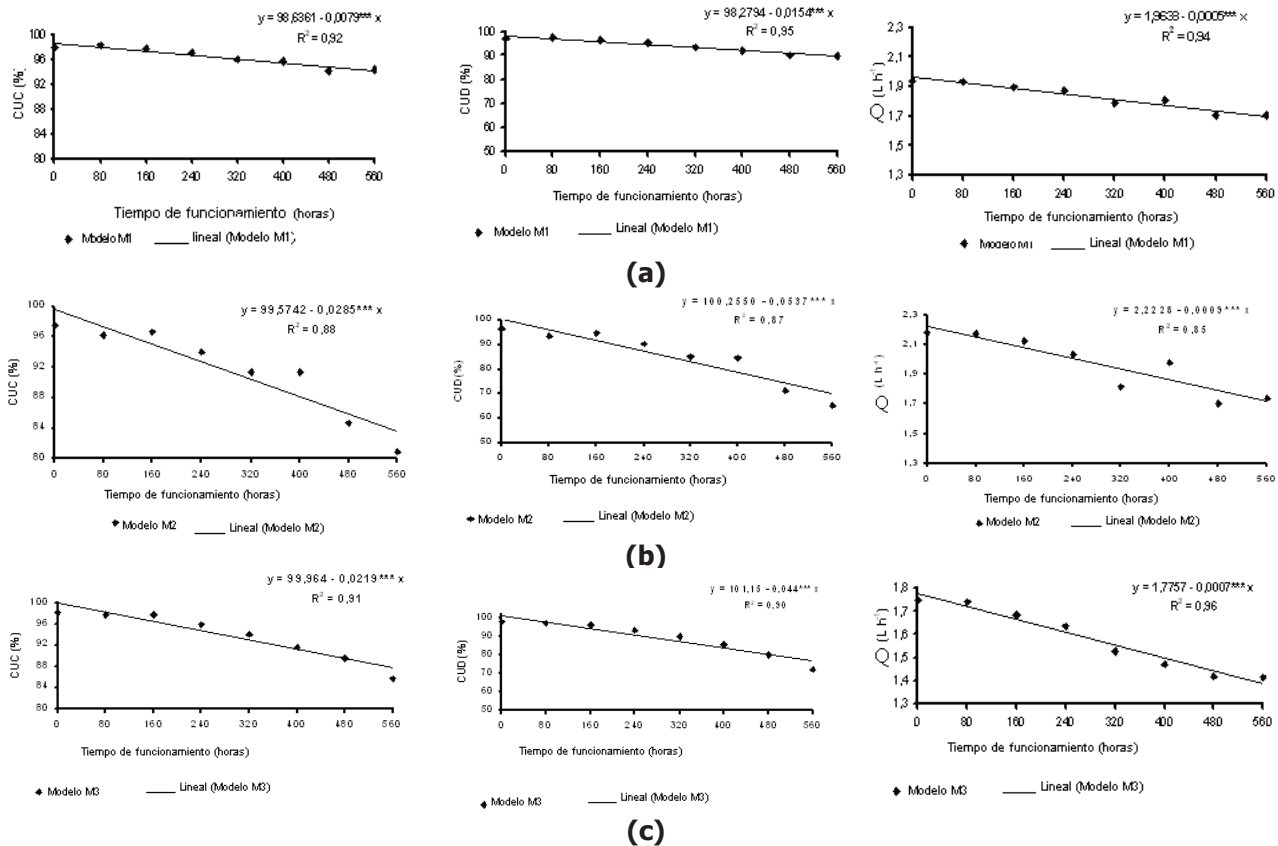


Figura 2. Valores medios de CUC, CUD y caudal (Q) a lo largo del tiempo, en los modelos de goteros M1(a), M2(b) y M3(c) aplicando agua residual sanitaria tratada, y respectivos modelos de regresión al 0,1% (***) de probabilidad, por la prueba "t".

Sin embargo, el decrecimiento tanto de la uniformidad de aplicación de agua como del caudal, fue más acentuado en las líneas laterales con los modelos de

goteros M2 y M3. Tal sensibilidad al taponamiento fue atribuida a la mayor longitud de los laberintos y al mayor número de filtros secundarios en los dos modelos con

relación al modelo de gotero M1. Esto es debido a que el modelo M1 constaba de una longitud de laberinto de 177 mm y un filtro secundario, el modelo M2 presentaba un laberinto con 260 mm de largo y dos filtros secundarios y el modelo M3, 396 mm de largo de laberinto y dos filtros secundarios. Este problema de mayor sensibilidad al taponamiento de goteros con laberintos más largos fue constatado por Adin y Sacks (1991). Particularmente, la mayor reducción tanto de la uniformidad de aplicación de agua como el caudal de las líneas laterales con el modelo de gotero M2, se debe también a la acumulación del material de taponamiento en la cámara de auto compensación, lo que probablemente afectó el desempeño de la membrana de auto compensación, ocasionando desuniformidad en los caudales. También se debe resaltar que la unidad de riego dotada de goteros M3,

presentó un mayor número emisor en relación a los goteros M1 y M2, lo cual también puede contribuir a un nivel mayor de taponamiento en este tipo de emisor.

Con la finalidad de obtener modelos matemáticos que representen la influencia del taponamiento en el desempeño de distintos goteros se realizaron análisis de regresión ajustando cinco modelos (lineal, cuadrático, cúbico, raíz cuadrada y raíz cúbica), de los cuales se seleccionó el modelo de regresión lineal, presentado en la Figura 2. La selección de este modelo de regresión se basó en la significancia de los parámetros del modelo y en el coeficiente de determinación (R^2), verificándose que los valores de los coeficientes de determinación fueran elevados y que variaran de 0,85 a 0,96, lo que comprobó el buen ajuste del modelo de regresión escogido.

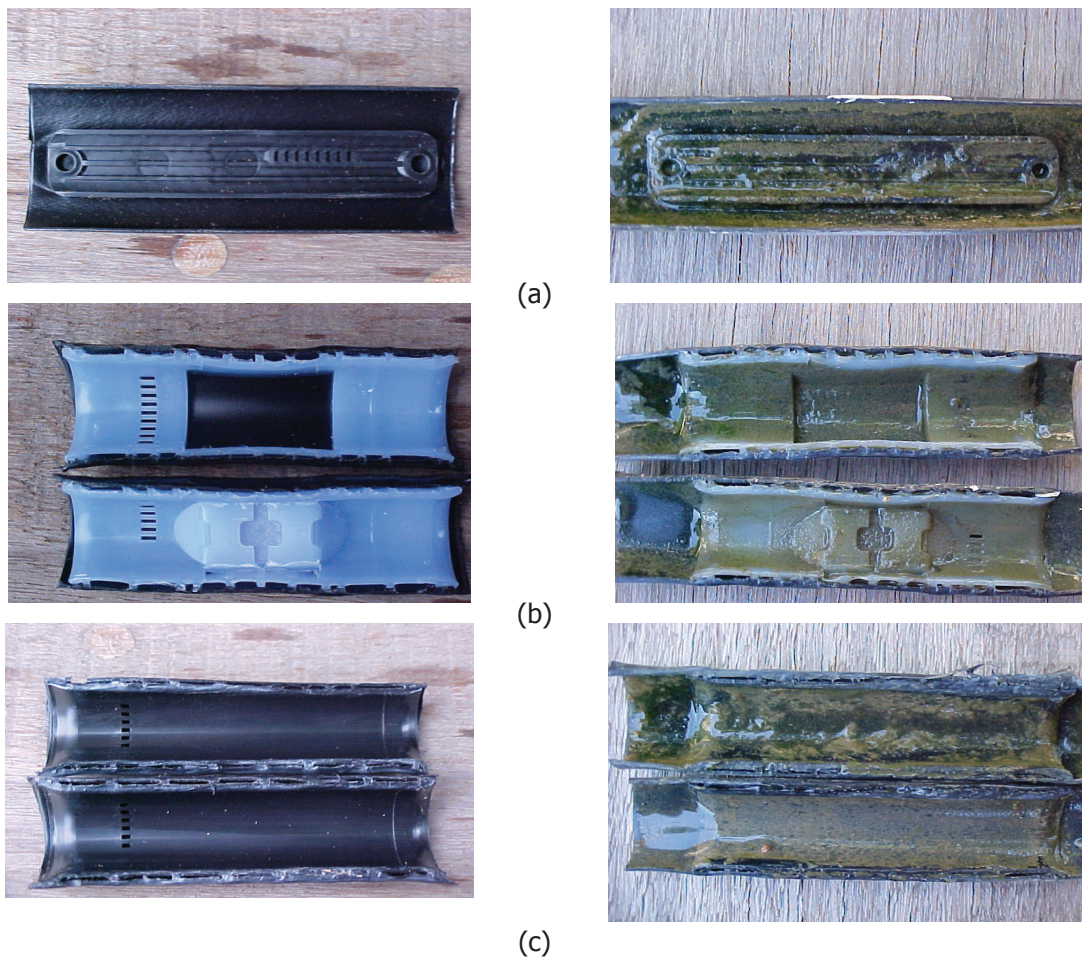


Figura 3. Muestras de los modelos de goteros M1 (a), M2 (b) y M3 (c) sin y con la presencia del biofilm, producto del uso de agua residual.

En el análisis del material causante del taponamiento de los goteros se identificó una biomasa de coloración verde, ocupando tanto los laberintos como las pequeñas aberturas de los filtros secundarios de los goteros, como se ilustra en la Figura 3. La acumulación del biofilme en los goteros ocasionó reducción del caudal, debido a la combinación de dos efectos, el primero con relación a la disminución del área de sección de desagüe de los laberintos, y el segundo se refiere a la formación del biofilme sobre los filtros secundarios de los goteros, dificultando la entrada del agua residual sanitaria tratada por las pequeñas aberturas. En la Figura 3, se pueden observar las pequeñas aberturas de los filtros secundarios de los goteros, cubiertos por el biofilme. Durante las evaluaciones de la uniformidad de la aplicación de agua, se constató un mayor número de goteros con obstrucción parcial o total en el inicio y final de las líneas laterales. El

material causante del taponamiento resultó de la interacción entre bacterias y algas presentes en el agua residual, que formaron aglomerados en la forma de cocos y de pequeños bastones. Los géneros de bacterias *Clostridium*, *Bacillus*, *Pseudomonas* y *Enterobacter*, conjuntamente con la ferrobacteria de la especie *Cremothix* sp., formaron un moco microbiano, en el cual se adhieren partículas, principalmente de origen orgánico, representadas por células de algas vivas o en descomposición. Las algas predominantes pertenecen a las familias Cyanophyta (genero *Chlorococcus*), Euglenophyta (géneros *Euglena* y *Phacus*) y Chlorophyta (géneros *Selenastrum*, *Scenedesmus* y *Sphaerocystis*). En ese biofilme complejo fueron identificadas, también, cianobacterias y protozoarios, pero, en menores proporciones en relación con las algas y a las bacterias formadoras de mucílago.

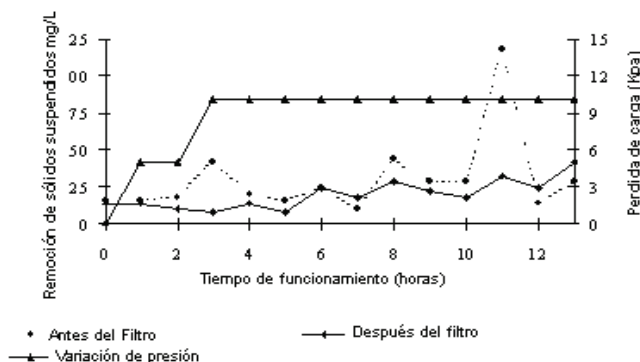


Figura 4. Variaciones de las concentraciones de sólidos suspendidos en el agua residual sanitaria tratada, al principio y final del filtro de disco y de la pérdida de carga, ocurridas a lo largo del día.

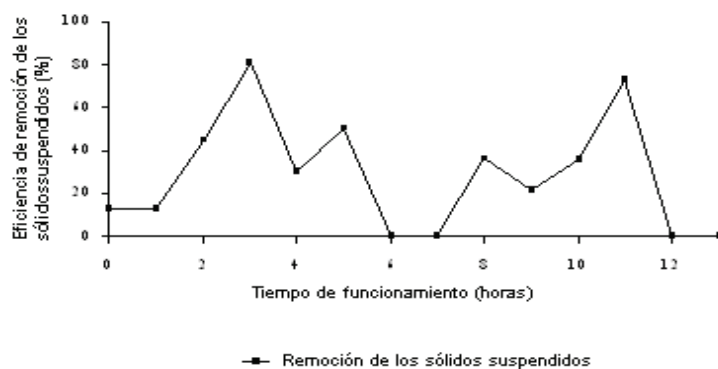


Figura 5. Variaciones de la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos en el agua residual sanitaria tratada, por el paso en el elemento filtrante, ocurridas a lo largo del día.

Desempeño del filtro. Los resultados de la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos por el filtro de disco de 120 mallas, instalado en la plataforma de ensayos, están representados en las Figuras 4 y 5.

Puede observarse que los valores de la pérdida de carga en el filtro oscilaron entre 0 y 10,13 kPa, los cuales son inferiores al límite de 20 kPa, propuesto por Pizarro (1990). Las concentraciones de sólidos

suspendidos obtenidas en el agua residual sanitaria tratada en el principio y final del elemento filtrante, presentaron variaciones de 10 a 118 mg L⁻¹ y de 8 a 42 mg L⁻¹, respectivamente (Figura 4). En los tiempos de funcionamiento de 7, 12 y 13 horas, la concentración de los sólidos suspendidos al final del filtro, fue superior a la obtenida al principio de éste debido a la acumulación de partículas en las ranuras de los anillos del elemento filtrante. En relación con la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos, ésta varió de 0 a 80,95%, como puede observarse en la Figura 5. El valor medio de la eficiencia de remoción de los sólidos suspendidos a lo largo del

período de ensayo fue de 28,34% y el valor del coeficiente de variación, de 94,70%.

Durante el período de ensayo, se observó que los principales causantes de taponamiento tanto en el filtro de membrana como en el filtro de disco fueron los siguientes: larvas de insectos (larvas de dípteros y principalmente larvas de quironomídeos), pequeños caracoles, zooplancton (principalmente debido a la presencia de la especie *Moina micrura* con tamaño entre 500 y 1.000 µm) y fitoplancton (principalmente algas del grupo Chlorophyta). Parte de estos agentes causantes de taponamiento se aprecian en la Figura 6.



Figura 6. Material causante del taponamiento por agua residual, en uno de los discos del elemento filtrante.

CONCLUSIONES

- La formación del biofilme, resultante de la interacción entre bacterias formadoras de mucílago y sólidos suspendidos, fue considerado el principal factor de taponamiento parcial y total de goteros de las líneas de riego.
- El agua residual tratada redujo considerablemente el caudal medio y la uniformidad de aplicación de agua de las subunidades de fertilización con riego por goteo.
- Partículas orgánicas representadas por zooplancton, fitoplancton y larvas de insectos, fueron los principales factores causantes del taponamiento del filtro de discos.
- El agua residual sanitaria tratada debe ser sometida a tratamiento químico o biológico, en el caso de que vaya a ser aplicado por goteo y por largos períodos de tiempo en la fertilización por riego de cultivos agrícolas.
- Para la fertilización con riego de cultivos agrícolas

con agua residual tratada en una laguna de maduración, se debe evitar el uso de goteros con laberintos largos (por encima de 177 mm).

- El filtro de discos removió hasta un 81% de los sólidos suspendidos presentes en el agua residual tratada en lagunas de maduración.

BIBLIOGRAFÍA

Adin, A. and M. Sacks. 1991. Dripper-clogging factors in wastewater irrigation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering* 117(6): 813-826.

American Public Health Association. 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th Edition. APHA, AWWA, WPCR, New York. 1325 p.

ASAE S 539. 2001. *Media filters for irrigation – Testing and performance reporting*. p. 990-996. In: Joseph, St. ASAE Standards.

- Bralts, V.F., D.M. Edwards and I.P. Wu. 1987. Drip irrigation design and evaluation based on the statistical uniformity concept. pp. 67-117. In: Hillel, D. (ed.). *Advances in Irrigation*. Volumen 4. Academic Press, New York.
- Brandão, V. Dos S., De A.T. Matos, M.A. Martínez e M.P. Fontes. 2000. Tratamento de águas residuárias da suinocultura utilizando-se filtros orgânicos. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 4(3): 327-333
- Bucks, D.A., F.S. Nakayama and R.G. Gilbet. 1979. Trickle irrigation water quality and preventive maintenance. *Agricultural Water Management* 2(2): 149-162.
- Capra, A. and B. Scicolone. 2004. Emitter and filter tests for wastewater reuse by drip irrigation. *Agricultural Water Management* 68(2): 135-149.
- Cararo, D.C., T.A. Botrel, D.J. Hills and H.L. Leverenz. 2006. Analysis of clogging in drip emitters during wastewater irrigation. *Applied Engineering in Agriculture* 22(2): 251-257
- Chieng, S. and A. Ghaemi. 2003. Uniformity in a microirrigation with partially clogged emitters. In: *ASAE Annual International Meeting*. Paper number 032097.
- Dehghanisanij, H., T. Yamamoto, B.V. Ould Ahmad, H. Fujiyama and K. Miyamoto. 2005. The effect of chlorine on emitter clogging induced by algae and protozoa and the performance of drip irrigation. *Transaction of the ASAE* 48(2): 519-527.
- Dehghanisanij, H., T. Yamamoto, V. Rasiah, M. Inoue and A. Keshavarz. 2003. Control of clogging in microirrigation using wastewater in Tohaku, Japan. In: *ASAE Annual International Meeting*. Paper number 032027.
- Hills, D.J., M.A. Tajrishy and G. Tchobanoglous. 2000. The influence of filtration on ultraviolet disinfection of secondary effluent for microirrigation. *Transactions of the ASAE* 43(6): 1499-1505.
- Karmeli, D. and J. Keller. 1975. *Trickle irrigation desing*. Rain Bird Sprinkler Manufacturing Corp. 133 p.
- Leon Suematsu, G. e J.M. Cavallini. 1999. Tratamento e uso de águas residuárias. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 109 p.
- Nakayama, F.S. and D.A. Bucks. 1991. Water quality in drip/trickle irrigation: A review. *Irrigation Science* 12(4): 187-192.
- Oron, G., C. Campos, L. Gillerman and M. Salgot. 1999. Wastewater treatment, renovation and reuse for agricultural irrigation in small communities. *Agricultural Water Management* 38(3): 223-234.
- Pizarro, F. 1990. *Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF) goteo, microaspersión, exudación*. Segunda edición. MundiPrensa, Madrid. 471 p.
- Puig-Bargués, J., G. Arbat, J. Barragán, F. Ramírez de Cartagena. 2005. Hydraulic performance of drip irrigation subunits using WWTP effluents. *Agricultural Water Management* 77(1-3): 249-262.
- Ravina, I., E. Paz, Z. Sofer, A. Marcu, A. Shisha, G. Sagi. 1992. Control of emitter clogging in drip irrigation with reclaimed wastewater. *Irrigation Science* 13(3): 129-139.
- Ravina, I., E. Paz, Z. Sofer, A. Marcu, A. Schischa, G. Sagi, Z. Yechialy and Y. Lev. 1997. Control of clogging in drip irrigation with stored treated municipal sewage effluent. *Agricultural Water Management* 33(2-3): 127-137.
- Rav-Acha, C.H., M. Kummel, I. Salamon and A. Adin. 1995. The effect of chemical oxidants on effluent constituents for drip irrigation. *Water Research* 29(1): 119-129.
- Rowan, M., K. Mancl and O.H. Tuovinen. 2004. Clogging incidence of drip irrigation emitters distributing effluents of differing levels of treatment. pp. 84-91. In: *On-Site Wastewater Treatment*. Sacramento. Proceedings ASAE.
- Taylor, H.D., R.K.X. Bastos, H.W. Pearson and D.D. Mara. 1995. Drip irrigation with waste stabilisation pond effluents: Solving the problem of emitter fouling. *Water Science Technology* 31(12): 417-424.
- Trooien, T.P., F.R. Lamm, L.R. Stone, M. Alam, D.H. Rogers, G.A. Clark and A.J. Schlegel. 2000. Subsurface drip irrigation using livestock wastewater: drip-line flow rates. *Applied Engineering in Agriculture* 16(5): 505-508.