
ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO BIOLÓGICO DE PLAGUICIDAS USADOS EN CAÑA DE AZÚCAR PARA EL ACOPLE CON SISTEMAS FOTOCATALÍTICOS



Luz E. Barba M.Sc.

Profesora Titular

Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del
Ambiente, Universidad del Valle, Cali, Colombia

luebarba@univalle.edu.co

Dorancé Becerra

Profesor Auxiliar

Facultad de Ingeniería y Administración,
Universidad Nacional de Colombia, Palmira, Colombia

dbecerram@unal.edu.co

Héctor M. Gutiérrez M.Sc.

Profesor Auxiliar

Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del
Ambiente, Universidad del Valle, Cali, Colombia

hegutier@univalle.edu.co

RESUMEN

El cultivo de caña de azúcar es una actividad agrícola que por muchos años ha utilizado plaguicidas nocivos al ambiente. Como solución al manejo de estos tóxicos se realizó el tratamiento de una mezcla de los plaguicidas Diurón, Ametrina y 2,4-D mediante sistemas biológicos a flujo continuo usando un Filtro Percolador y un Humedal de Flujo Subsuperficial para seleccionar el de mejor acople con procesos fotocatalíticos.

Se estudiaron las características fisicoquímicas de la mezcla, en igual proporción y presentación comercial a las usadas en esta industria. Durante el estudio los reactores biológicos tuvieron adecuadas condiciones de temperatura, pH y suministro de nutrientes, por lo cual los factores ambientales no fueron limitantes para la

**Recibido: Noviembre 12 2008 *Aceptado: Octubre 19 2009*

biodegradación.

El reactor biológico de mayor eficiencia de reducción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) en el tratamiento fue el Filtro Percolador, alcanzando un 44,8%, frente al 35,4% del Humedal. El estudio determinó que la mezcla de plaguicidas no es tratable en estos sistemas biológicos por sí solos debido al efecto tóxico que ejercen sobre los microorganismos. Estos resultados, sin embargo, son muy importantes porque presentan al Filtro Percolador como una alternativa viable para ser acoplado con Procesos Avanzados de Oxidación (AOP's) para este tipo de aguas residuales.

PALABRAS CLAVES

Filtro percolador, humedal, plaguicidas, Biodegradabilidad.

ABSTRACT

The sugar cane is an agricultural activity that had used toxic pesticides for a long time. A tratability study was carry out for biodegradation of a pesticide mixture of 2,4-D, Diuron and Ametryn by using, in continuous flow, a tricking filter and a subsurface wetland in order to find the best couple photocatalytic system.

The pesticide mixture studied was similar to the products used in this industry and its physicochemical characteristics were determinated. During the biological degradation of the pesticide mixture, the microorganism had the adequate environmental conditions of temperature, pH and nutrients, so they were not limiting the process. Chemical Oxygen Demand removal obtained were 44,8% and 35,4% for the tricking filter and the sub-surface wetland respectively. These results showed that the pesticide mixture of 2,4-D, Diuron and Ametryn were not biodegradable in a tricking filter neither in a sub-surface wetland because the toxic effect of these pesticides to the microorganisms. However, the results obtained are very important because if these systems are not effective by themselves for the biodegradation of the pesticide mixture it is possible to couple the tricking filter with an advanced oxidation process (AOP's), where these compounds can be transformed to biodegradable

compounds.

KEYWORDS

Tricking filter, Wetland, pesticides, Biodegradability.

1. INTRODUCCIÓN

En Colombia, según el informe de la Asociación de Cultivadores de Caña de Azúcar - Asocaña (Capurro, 2007), existen más de 200.000 hectáreas sembradas con caña, que produjeron en el año 2006 aproximadamente 21 millones de toneladas de caña, 2,5 millones de toneladas de azúcar y 316.000 toneladas de etanol. Estas cifras dan una idea del extenso uso de plaguicidas que tiene esta industria para el control de plagas, malezas y, ocasionalmente, como madurantes. El Diurón, el 2,4 D y la Ametrina son plaguicidas altamente tóxicos, persistentes en el suelo, aguas superficiales y aguas subterráneas, que generan alta morbilidad, afectando el ambiente y los seres vivos (Mayorga e Izquierdo, 2008). Igualmente, en ocasiones se ha encontrado que sus productos de degradación exhiben una toxicidad más alta y son aún más persistentes en el medio que el compuesto original. Así, estos compuestos poseen un potencial significativo de toxicidad y pueden llegar a contaminar todas las esferas del medio ambiente (Sorensen et al., 2003).

Para disminuir los efectos producidos por los plaguicidas se han estudiado tecnologías biológicas, químicas y físicas. Sin embargo, en su mayoría estas tecnologías no son aplicables, ya sea por su alto costo, su baja eficiencia o porque simplemente no funcionan. No obstante, en los últimos años se ha trabajado en la búsqueda de tecnologías que permitan una destrucción total de la sustancia contaminante o en su defecto una modificación en la estructura química de la misma que le permita hacerla más biodegradable y facilite la utilización de sistemas biológicos para tratar estas sustancias en particular. Una alternativa es facilitar el acople de sistemas fotocatalíticos – biológicos, los cuales se están aplicando a gran escala en países europeos con excelentes resultados (Araña et al., 2007).

La biodegradabilidad de la mezcla de plaguicidas se evaluó a flujo continuo en un Filtro Percolador, construido con elementos de fácil adquisición localmente, y en un

Humedal de Flujo Subsuperficial con plantas nativas, lo que permitió seleccionar la tecnología más adecuada para el acople. Oller *et al.* (2007) y Lapertot *et al.* (2007), realizaron algunos estudios sobre acoples sin enfatizar la selección del tratamiento biológico ni el estudio de tecnologías alternas, mostrando de manera directa el acople. Igualmente, se ha trabajado con plaguicidas en su presentación analítica como ingredientes activos y no con la formulación comercial, en las cantidades y proporciones utilizadas en los ingenios azucareros.

Algunos de los procesos de degradación biológica para estos compuestos tóxicos son extremadamente lentos. Así, la degradación parcial del Diurón lleva a una acumulación de 3,4-dicloroanilina por la ruta aerobia (Sorensen *et al.*, 2003), identificándose éste y otros intermedios metabólicos en suelos de cultivos de algodón, arroz y caña de azúcar, entre otros (Widehem *et al.*, 2002). Sahinkaya y Dilek en el año 2007 realizaron estudios de la cinética de biodegradación de 2,4- diclorofenol utilizando dos cultivos mixtos de microorganismos, uno de ellos aclimatado al sustrato de interés. La mayor tasa de degradación se obtuvo con el lodo aclimatado y se modeló el proceso mediante la ecuación de Haldane, cuyos parámetros se calcularon utilizando una técnica de mínimos cuadrados no lineal.

Por otro lado, Oller *et al.* (2007) realizaron el acople de un sistema fotocatalítico – biológico, donde los compuestos biodegradables generados en el proceso oxidativo preliminar fueron mineralizados un 90% en un Filtro Percolador.

En un sistema combinado de oxidación avanzada y un sistema biológico de lodos activados (Lafi *et al.*, 2006) alcanzaron una reducción del 95% de COD (carbono orgánico disuelto) para el plaguicida Deltametrina cuando un sistema O_3 /UV alimentó a un biorreactor. (Parra *et al.*, 2000) realizaron estudios sobre el acople de sistemas fotocatalíticos y biológicos del metobromuron e isoproturon encontrando factibilidad del tratamiento del isoproturon por este sistema combinado mas no para el otro plaguicida debido a la generación de metabolitos tóxicos.

(Araña *et al.*, 2007) estudiaron a escala de laboratorio la combinación de Procesos Avanzados de Oxidación (AOP's) y Biológico usando un humedal para el tratamiento de los plaguicidas Folimat, Ronstar, pyrimethanil y triadimenol, encontrando que el sistema biológico solo no es efectivo para su tratamiento, mientras que el acople da mejores resultados en cuanto a la toxicidad

resultante en la fotocatalisis.

(Muñoz *et al.*, 2006) presentan un modelo de tratamiento de aguas residuales mediante el acople de AOP's - biológico para un agua residual industrial usando las fotocatalisis heterogénea y homogénea y acoplado el efluente con una planta de tratamiento de aguas residuales municipales.

La selección entre los procesos biológicos Filtro Percolador y Humedal permitirá determinar para estas mezclas de plaguicidas usadas en los ingenios azucareros la alternativa más viable para un posterior acople con un sistema de oxidación avanzada, AOP's.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Para la evaluación de los procesos de tratamiento biológico se realizaron ensayos en condiciones de flujo continuo, donde se utilizaron dos reactores a escala de laboratorio, un Filtro Percolador y un Humedal construido de flujo subsuperficial, midiéndose la degradación de la mezcla en términos de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del efluente tratado, referida a la concentración de este parámetro en el afluente.

Los microorganismos y plantas contenidos en los reactores se encontraban en condiciones ambientales apropiadas para su normal desarrollo, valorados en términos de pH, temperatura y nutrientes, promoviendo así la biodegradación de los plaguicidas. Se analizaron diariamente como parámetros de control del proceso: pH, temperatura y carga orgánica (partiendo de los valores de caudal de alimentación de los reactores y de la concentración del agua residual).

Para la alimentación de los sistemas se proporcionó un caudal constante de 20 ml/min, usando para el filtro percolador una bomba peristáltica Cole-Parmer de caudal variable (rango de operación de 10 a 50 ml/min), y para el humedal un dosificador de suero. Los análisis de DQO se realizaron en un espectrofotómetro UV-Visible (UV-160A Shimadzu), usando una solución de Dicromato de potasio como agente oxidante en un medio fuertemente ácido. Los análisis de laboratorio fueron realizados en el Laboratorio de Química Ambiental del Área de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la Universidad del Valle, Colombia.

El agua residual agroindustrial sintética con plaguicidas estudiada consta de una mezcla de plaguicidas que simula los efluentes generados en el lavado de equipos de fumigación de cultivos de caña de azúcar y contiene, en su presentación comercial, por cada 150 L, 2,5 kg de Diuron (Karmex WG), 1,5 L de 2,4 D (2.4 D Amina 720) y 3,0 L de Ametrina (Igram). Además de 0,15 L de Inex-A (Cosmoagro) y 0,1 kg de Cosmoaguas (Cosmoagro), ambos coadyuvantes.

La evaluación del Humedal y del Filtro Percolador durante la experimentación se realizó en dos etapas: i) se realizó la alimentación con un agua residual doméstica sintética, en ausencia de plaguicidas; y, ii) se alimentó con una combinación de agua residual doméstica sintética y agua residual agroindustrial sintética con plaguicidas, en una relación de 1 a 9 (1 parte de agua residual agroindustrial por 9 partes de agua residual doméstica) en términos de $\text{mg O}_2/\text{L}$ de DQO.

El agua residual doméstica sintética simula un agua residual con concentración de $300 \text{ mg O}_2/\text{L}$ de DQO y se compone de azúcar como fuente de materia orgánica, macronutrientes (N y P), elementos traza necesarios para el crecimiento y desarrollo microbiano y alcalinizante que garantiza la capacidad buffer.

La preparación del agua residual doméstica sintética se

Tabla 1. Solución Madre Y Elementos Traza (Composición Para 10 Litros de Solución).

COMPONENTE	CANTIDAD
<i>Solución Madre</i>	
Azúcar	14,15 g
Solución de Elementos Traza	700 mL
P ($\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$)	36,81 g
<i>Elementos Traza</i>	
H_3BO_3	0,25 g
$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	10 mg
ZnCl_2	0,25 g
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2,5 g
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,15 mg
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	10 mg
$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,25 mg
HCl al 34%	5 mL
Agua destilada	5 L

realizó mediante la adición de tres soluciones (por cada

ii) 4,28 mL de solución de Nitrógeno (solución concentrada de Úrea de 10 g/L), que permitió adicionar este nutriente al agua residual, garantizando una relación DQO:N de 350:5, con el fin de proporcionar nitrógeno suficiente para garantizar a los microorganismos efectuar sus procesos metabólicos de forma óptima. iii) 150 mL de Solución Alcalinizante (solución concentrada de bicarbonato de sodio de $10 \text{ g NaHCO}_3/\text{L}$), obteniendo una relación DQO: NaHCO_3 de 1:0,5, que garantiza una capacidad tampón suficiente para evitar caídas bruscas del pH.

El Filtro Percolador consistió en un cilindro de Plasti-glass de 314 cm^2 de área transversal, con un brazo distribuidor rotatorio de 8 cm de longitud y un medio filtrante plástico de 34,6 cm de altura. El medio soporte eran tubos anillados de configuración aleatoria (coraza de cable eléctrico de $3/4$ de pulgada de diámetro) y ocupó un volumen de 10,56% del reactor.

En la Figura 1 se presenta el esquema del Filtro Percolador y su sistema de alimentación.

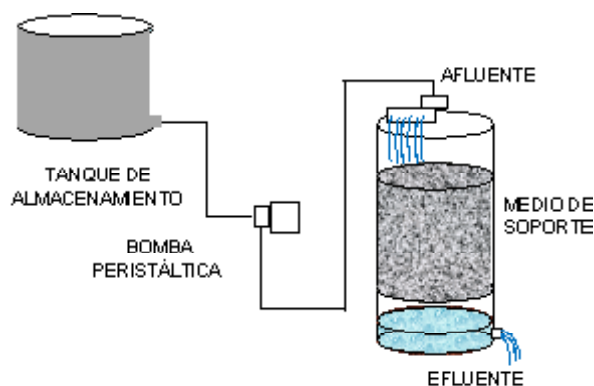


Figura 1. Diagrama del Filtro Percolador y Sistema de Alimentación

Para la alimentación del Filtro Percolador se empleó un tanque de almacenamiento plástico de 50 L y una bomba peristáltica marca Cole-Parmer instrument CO, Modelo No 7553 – 70, la cual mantuvo un caudal constante de 20 ml/min . Como inóculo para el reactor se utilizó lodo activado, proveniente de una planta de tratamiento de aguas residuales domésticas, y se evaluó con el propósito de determinar su posible utilización como inóculo para el reactor.

El Humedal de Flujo Subsuperficial consistió en un cajón de soporte, elaborado en fibra de vidrio, con ángulos de acero en los empalmes de la estructura a lo largo y ancho de las caras, para darle mayor estabilidad y rigidez. El ingreso y salida del sustrato se realizó mediante cámaras ubicadas en ambos extremos de la unidad, con pantallas perforadas para lograr una distribución y recolección uniforme del agua residual. En la Figura 2 se presenta un esquema del Humedal de Flujo Subsuperficial evaluado y su sistema de alimentación.

Para la siembra del humedal se seleccionó una planta nativa de la región del Valle del Cauca (*Phragmites communis*), cuya presencia es común en zonas cercanas a los cultivos de caña de azúcar. Las plantas que fueron extraídas de un sistema de tratamiento de aguas residuales industriales tenían una altura promedio de 50 cm y un lecho de raíces parcialmente desarrollado.

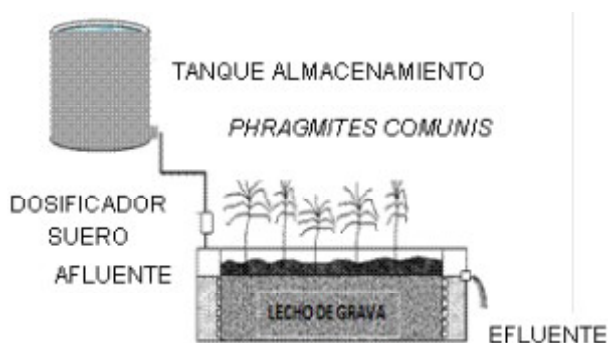


Figura 2. Diagrama del Humedal de Flujo Subsuperficial y Sistema de Alimentación

La alimentación del sistema se realizó mediante el almacenamiento del sustrato en un tanque alto de asbesto-cemento con capacidad de 1.000 L, siendo suministrado por gravedad a la cámara de entrada del humedal. El caudal se mantuvo constante en 20 ml/min mediante un dosificador de suero.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El agua residual agroindustrial sintética se preparó con una mezcla de tres plaguicidas y dos coadyuvantes, en concentraciones tales que simulan las mezclas aplica-

das para el control de malezas en los ingenios azucareros. La mezcla está compuesta de 2,5 kg de Diurón (Karmex WG), 1,5 L de 2,4 D (2,4 D Amina 720), 3,0 L de Ametrina (Igram), 0,15 L de Inex-A (Cosmoagro) y 0,1 kg de Cosmoaguas (Cosmoagro) por cada 150 L de preparación.

Según lo reportado por Pinillos y Pinto (2007), de la variedad de productos y mezclas de productos usados en la agroindustria azucarera, la mezcla de plaguicidas evaluada contiene los tres plaguicidas más usados en el cultivo de la caña de azúcar en su mayor concentración, por lo que se espera sea dentro de las usadas la de mayor toxicidad y dificultad para tratar. De ser factible su biotratabilidad se esperaría que también lo fuesen las otras mezclas, ya que al ser menos concentradas son menos tóxicas (Eweis, 1999).

En la primera etapa de la experimentación, los reactores biológicos fueron alimentados con agua residual doméstica sintética en ausencia de plaguicidas, preparada con soluciones de DQO (solución madre), urea y alcalinidad, en relaciones 350:5:175 y una concentración en DQO de 300 mg O_2/L . Este periodo inicial de alimentación se realizó con la finalidad de aclimatar los microorganismos al agua residual y a las condiciones presentes en los biorreactores.

Una vez aclimatados los microorganismos a las nuevas condiciones del biorreactor, en la segunda etapa de experimentación (a partir del día 9 y hasta el final del ensayo), fueron alimentados con una mezcla de agua residual doméstica sintética - agua residual agroindustrial sintética con plaguicidas, de acuerdo con la proporción establecida (1:9). La DQO se mantuvo constante en 300 mg O_2/L .

Se realizaron mediciones diarias de la DQO, el pH y la temperatura en cada uno de los reactores. Las Figuras 3 y 4 muestran el seguimiento de DQO y el porcentaje de reducción de DQO en el Filtro Percolador y en el Humedal de Flujo Subsuperficial, respectivamente.

En el Filtro Percolador se observó, desde el día 11 hasta el final del ensayo (día 43), una vez alcanzada la estabilidad para el tratamiento de una agua residual doméstica sintética-mezcla de plaguicidas, que las eficiencias de reducción de DQO estuvieron entre 54,3% y 38,2%, con un valor promedio del 46,2%. Igualmente, los resultados mostraron que la DQO de entrada presentó una concentración máxima de 300,8 mg O_2/L y una mínima de 248,8 mg O_2/L , mientras que

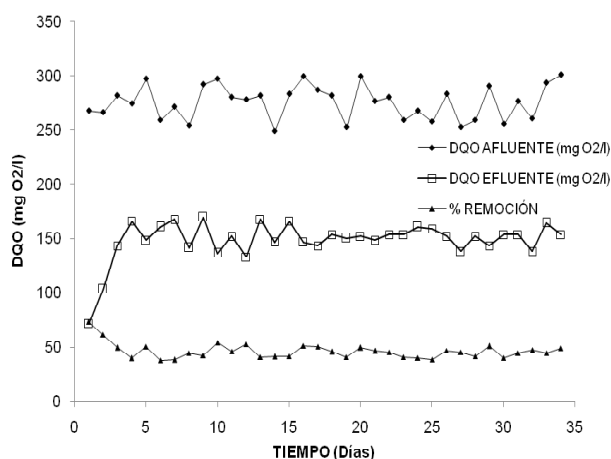


Figura 3. Seguimiento de DQO y porcentaje de reducción de DQO en el Filtro Percolador

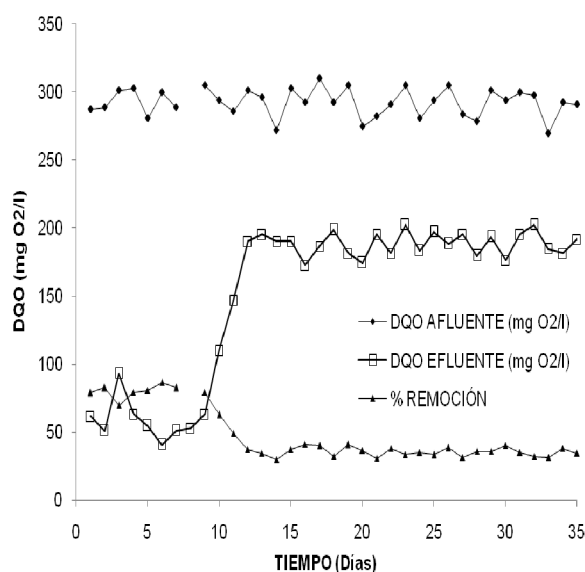


Figura 4. Seguimiento de DQO y porcentaje de reducción de DQO en el Humedal de Flujo Subsuperficial

la DQO del efluente presenta un máximo de 168,9 mg O₂/L y un mínimo de 132,5 mg O₂/L.

En cuanto a los parámetros de funcionamiento de este reactor, la carga hidráulica estuvo constante en 0,92 m³/m².día y la carga orgánica varió en el rango de 0,49 a 0,56 kg .DQO/m³.día, presentado un valor promedio de 0,53 kg.DQO/m³.día. Comparando estos valores con los recomendados en la literatura (Romero, 2004), se observa

que la carga hidráulica corresponde a una tasa baja o estándar (ubicada en el intervalo de 0,5 a 2,5 m³/m².día), y que la carga orgánica corresponde a una operación de tasa media, que se ubica en el intervalo de 0,32 a 1,8 m³/m². Estos niveles de carga hidráulica y orgánica son apropiados para afluentes tóxicos y de concentración variable; sin embargo, tienen como desventajas la posible generación de olores y proliferación de moscas, como se observó en el ensayo (Romero, 2004).

Por otro lado, el Humedal de Flujo Subsuperficial presentó disminuciones en la concentración de DQO del orden del 35,4%, con un máximo de 41,0% y un mínimo de 30,1%, para el reactor en condiciones estables de tratamiento de agua residual doméstica sintética-mezcla de plaguicidas (aproximadamente después del día 13 y hasta el día 43 cuando finalizó el ensayo). El valor máximo de concentración de DQO en el afluente fue de 309,5 mg O₂/L y el mínimo de 269,6 mg O₂/L. Para el caso del efluente, el máximo en concentración de DQO fue de 201,9 mg O₂/L y mínimo de 172,4 mg O₂/L. Éste se operó con una carga hidráulica superficial constante de 800 m³/ha.día y una carga orgánica en el rango de 0,22 a 0,25 kg.DQO/ha.día, con un valor promedio de 0,23 kg.DQO/ha.día. Estas cargas se encuentran entre los rangos recomendados por Romero (2004), quien sugiere cargas hidráulicas superficiales entre 470 y 1.870 m³/ha.día y cargas orgánicas menores a 112 kg.DQO/ha.día para Humedales de Flujo Subsuperficial.

Estos resultados muestran que el Filtro Percolador presentó una mayor remoción de DQO que el Humedal de Flujo Subsuperficial debido posiblemente a que en la fracción orgánica del suelo del humedal se presentan fenómenos de adsorción de los plaguicidas y de los metabolitos de biotransformación, generando, por un lado, acumulación e incremento de la toxicidad sobre los microorganismos (Mc Donald *et al.*, 1999), y por el otro, disminución de la biodisponibilidad de los plaguicidas, limitando de esta manera el desarrollo de cualquier fenómeno de biodegradación (Gaultier *et al.*, 2007).

Pinillos y Pinto en el año 2007 siguieron la biodegradabilidad por DQO de la mezcla de plaguicidas estudiada en el presente ensayo, empleando reactores de lodos activados en batch. Obtuvieron una biodegradación del 18,86% para un periodo de 28 días, valor significativamente menor a los obtenidos en el Filtro Percolador y el Humedal de Flujo Subsuperficial, 46,2 y 35,4%, respectivamente (tiempo de retención hidráulico de 2 días).

Esta diferencia en los niveles de biodegradación se debe al régimen de flujo continuo en el cual operan el Filtro Percolador y el Humedal de Flujo Subsuperficial, pues el hecho de que constantemente se tenga entrada y salida de flujo promueve fenómenos de lavado dentro de los reactores, evitando la acumulación de metabolitos tóxicos dentro de ellos (Levenspiel, 1999). En un reactor en batch, ante la ausencia de entrada y salida de flujo, los metabolitos generados en la biotransformación de los plaguicidas se acumulan dentro del reactor (Levenspiel, 1999), generando inhibición sobre las diferentes poblaciones de microorganismos encargados de la biodegradación de los plaguicidas (Becerra y Durán, 2004).

Otro factor que influye en la diferencia de los porcentajes de biodegradación observada en los reactores en batch frente a los reactores de flujo continuo es el hecho de que, en estos últimos, la entrada continua de flujo aporta un suministro constante de alimento a los microorganismos, permitiéndoles mantener tasas de crecimiento constantes correspondientes a un crecimiento en fase exponencial, en donde se presentan altos consumos de sustrato - plaguicidas en este caso - (Metcalf y Eddy, 1998). En cuanto a los reactores en batch, el suministro de alimento se presenta sólo al inicio, lo cual hace que la tasa de crecimiento microbiano varíe a lo largo del ensayo, dependiendo de la disponibilidad instantánea de alimento. Después de cierto periodo de tiempo, el alimento disponible empieza a escasear (la porción biodegradable de los plaguicidas ha desaparecido, transformándose en metabolitos tóxicos y poco biodegradables), por lo cual la tasa de crecimiento microbiano disminuye hasta el punto de presentarse fases endógenas de decrecimiento microbiano, caracterizadas por un consumo nulo de sustrato (Romero, 2004).

Al comparar ambos reactores, en términos de la inhibición presentada debido a la toxicidad de la mezcla estudiada (tomada como la relación entre el porcentaje de reducción para el agua residual doméstica sintética - mezcla plaguicidas y el porcentaje de reducción para el agua residual doméstica sintética), se puede observar que en el Filtro Percolador se presentó un 40,3% de inhibición sobre los microorganismos, mientras que en el Humedal de Flujo Subsuperficial la inhibición fue del 55,0%. Este resultado muestra que el Filtro Percolador fue menos susceptible frente al choque tóxico causado por los plaguicidas sobre los microorganismos, lo cual redundó en mayores eficiencias en reducción de DQO.

La razón de este fenómeno puede estar en la naturaleza de los tóxicos estudiados (herbicidas), los cuales afectan directamente las plantas del humedal (Lambert *et al.*, 2005); aunque si bien algunos autores afirman que las plantas no son directamente las responsables de la reducción de DQO, éstas sirven de sustento para los microorganismos a través relaciones simbióticas en los rizomas (Vimazal, 2007). Este efecto no se presenta en el Filtro Percolador debido a que en éste el crecimiento de los microorganismos no depende en manera alguna de especies vegetales.

Se resalta que durante el tiempo de ensayo los microorganismos en el Filtro Percolador presentaron niveles de pH entre 6,93 y 7,88 unidades y en el Humedal de Flujo Subsuperficial en el rango de 6,91 a 7,87 unidades, valores que se encuentran dentro del nivel de tolerancia cerca del rango óptimo. En general, los microorganismos toleran niveles de pH entre 5,0 y 9,0 unidades, mientras que el rango de pH óptimo se sitúa entre 6,5 y 7,5 unidades (García, 2001).

Igualmente la temperatura presentó valores entre 20,0 y 24,0° C para el Filtro Percolador y 20,1 y 24,0° C para el Humedal de Flujo Subsuperficial, favoreciendo el normal desarrollo de los microorganismos Mesófilos que se caracterizan por altas eficiencias en procesos de degradación. El intervalo de temperatura para el desarrollo de microorganismos Mesófilos varía entre 20 y 50 °C (García, 2001). Las variaciones de temperatura afectan los requerimientos de oxígeno en el proceso aerobio, la producción de lodos y el volumen que necesita el reactor biológico; se estima que la temperatura máxima para obtener una actividad biológica aerobia eficiente es de 38° C.

En cuanto al suministro de nutrientes, durante la realización de la prueba de biotratabilidad de aguas residuales con contenido de plaguicidas en el Filtro Percolador y en el Humedal de Flujo Subsuperficial, los microorganismos tuvieron la cantidad suficiente de micro y macro-nutrientes, en formas fácilmente asimilables; por lo tanto, no se consideraron como un factor limitante dentro del proceso biológico.

De esta manera, los resultados presentan al Filtro Percolador como la mejor alternativa entre las evaluadas para el tratamiento de aguas residuales agroindustriales con contenido de plaguicidas. No obstante, y a pesar de que los porcentajes de reducción para el Filtro Percolador se mantuvieron por encima de los porcentajes de reduc-

ción obtenidos en el Humedal de Flujo Subsuperficial, ninguna de las tecnologías evaluadas puede ser usada como proceso único de tratamiento para este tipo de agua residual pues no alcanzan a remover el 80% exigido por la legislación colombiana de vertimientos líquidos (Ministerio de Agricultura, 1984) y seguramente los efluentes tendrán concentraciones de plaguicidas nocivas para el medio ambiente y la salud del ser humano.

A partir de los resultados obtenidos de biotratabilidad de las aguas residuales con contenido de plaguicidas de la agroindustria azucarera se seleccionó el Filtro Percolador como la alternativa de tratamiento biológico para utilizar conjuntamente con reactores fotocatalíticos en un sistema acoplado, debido a que presentó la mayor eficiencia de reducción de DQO, alcanzando un 44,8%, frente a un 35,4% obtenida por el Humedal de Flujo Subsuperficial.

4. CONCLUSIONES

Durante el seguimiento de biotratabilidad de los plaguicidas Diurón, Ametrina y 2,4-D, los reactores biológicos contaron con adecuadas condiciones medioambientales de temperatura, pH y suministro de nutrientes, por lo cual se puede decir que estos factores no fueron limitantes para la degradación de los plaguicidas.

El reactor biológico que presentó la mayor eficiencia en reducción de DQO en el tratamiento de las aguas residuales agroindustriales con contenido de plaguicidas fue el Filtro Percolador, alcanzando un 44,8% frente a un 35,4% del Humedal de Flujo Subsuperficial.

El Filtro Percolador es menos susceptible que el Humedal de Flujo Subsuperficial frente al choque tóxico causado por los plaguicidas. Esto se debe básicamente a dos fenómenos que potencializan la toxicidad de los plaguicidas sobre los microorganismos del Humedal: i) toxicidad de los plaguicidas (herbicidas) sobre las plantas del humedal; y, ii) Absorción y acumulación de los plaguicidas y metabolitos sobre la fracción orgánica del suelo empleado en el humedal.

La mezcla de los plaguicidas Diurón, Ametrina y 2,4 D no es tratable en sistemas biológicos bajo las condiciones estudiadas debido al efecto inhibitorio que estos compuestos ejercen sobre la población de

microorganismos encargados de su biodegradación.

La no factibilidad de biodegradabilidad de la mezcla de Diurón, Ametrina y el 2,4 D y los coadyuvantes Inex y Cosmoaguas acentúan los problemas de biomagnificación en el medio ambiente, sobre todo en periodos de tiempo relativamente largos.

La poca biotratabilidad de los herbicidas Diurón, 2,4-D, y Ametrina muestra el escaso potencial de las tecnologías biológicas como sistemas únicos de tratamiento de aguas residuales con contenido de estas sustancias. Sin embargo, realizar acoples con otros procesos previos de tratamiento, tal como la fotocatalisis, podría potenciar el uso de los procesos biológicos como etapa final de tratamiento, ya que un pretratamiento fotocatalítico permite alterar las características de toxicidad y biodegradabilidad de estas sustancias.

Para el acople con sistemas Fotocatalíticos se puede seleccionar el Filtro Percolador como tratamiento biológico por presentar el mayor porcentaje de degradación (44,8%).

5. AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar sus agradecimientos a la Escuela Politécnica Federal de la Laussane - EPFL y al Fondo de Cooperación Suiza - DDC (Direction Du Development et de la Cooperation) por la financiación del proyecto Biosolar Detox (Development of a coupled solar-biological system for the disinfection and elimination of organic contaminants in drinking and wastewaters in rural areas of Colombia) y al Grupo de Gestión GAOX por su colaboración y apoyo.

6. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Araña, J., Garriga, C., Fernández, J.A., Herrera, J.A., Ortega, J.M., Doña, J.P. y Pérez, J. (2007). Combining TiO_2 - photocatalysis and wetland reactors for the efficient treatment of pesticides. *Chemosphere*. 71, (4), 788-794.
- Becerra, D. Durán, L. (2004). Factibilidad de Biodegradación del Insecticida Imidacloprid y Eva-

- luación de su Movilidad en un Suelo. Trabajo de Grado, Universidad del Valle.
- Capurro, L.F. (2007). Informe Anual Sector Azucarero de Colombia año: 2006-2007. Asociación de Cultivadores de Caña de Azúcar - Asocaña.
- Eweis, J. B., Ergas, S., Chang, D. y Schroeder, E. (1999). Principios de Biorrecuperación. McGraw – Hill, España. 50-66.
- García, N. (2001). Bioremediación. Universidad de Cuenca, Centro de Estudios Ambientales. 15-17.
- Gaultier, J., Farenhorsta, A., Cathcart, J. y Goddard, T. (2007). Degradation of [carboxyl-14C] 2,4-D and [ring-U-14C] 2,4-D in 114 agricultural soils as affected by soil organic carbon content. *Soil Biology & Biochemistry*. 40, (2008), 217–227.
- Lafi, W. y Al-Qodad, Z. (2006). Combined advanced oxidation and biological treatment processes for the removal of pesticides from aqueous solutions. *Journal of Hazardous Materials*. 137, (1), 489-497.
- Lapertot, M., Ebrahimi, S., Dazio, S., Rubinelli, A. y Pulgarín, C. (2006). Enhancing biodegradability of priority substances (pesticides) by solar photo-Fenton. *Water Research*. 40, (1), 1086-1094.
- Lambert, S.J., Thomas K.V. y Davy, A.J. (2005). Assessment of the risk posed by the antifouling booster biocides Irgarol 1051 and diuron to freshwater macrophytes. *Chemosphere*. 63, (2006), 734–743.
- Levenspiel, O. (1999). *Chemical Reaction Engineering*, Third Edition. John Wiley & Sons, New York.
- Mayorga, H.F. y Izquierdo, A. (2008). Evaluación de la toxicidad de efluentes provenientes de la industria azucarera con contenido de plaguicidas y su efecto en la aplicación de un tratamiento fotocatalítico biológico. I Congreso Latinoamericano de Biotecnología Ambiental. Xalapa, Veracruz, México.
- Mc-Donald, L., Jebellie, S.J., Madramootoo, C.A. y Dodds, G. (1999). Pesticide mobility on a hillside soil in St. Lucia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 72, (2), 181-188.
- Metcalf & Eddy, Inc. (1998). *Ingeniería de aguas residuales*, Tercera Edición. McGraw-Hill Interamericana, España.
- Ministerio de Agricultura. (1984). Decreto 1594. Artículo 72. República de Colombia.
- Muñoz, I., Peral, J., Ayllon, J., Malato, S., Passarinho, P. y Domenech, X. (2006). Life cycle assessment of a coupled solar photocatalytic–biological process for wastewater treatment. *Water Research*. 40, (19), 3533 – 3540.
- Oller, I., Malato, S., Sánchez, P., Maldonado, M.A. y Gassó, R. (2007). Detoxification of wastewater containing five common pesticides by solar AOPs–biological coupled system. *Catalysis Today*. 129, (1-2), 69–78.
- Parra, S., Sarria, V., Malato, S., Peringer, P. y Pulgarín, C. (2000). Photochemical versus coupled photochemical–biological flow system for the treatment of two biorecalcitrant herbicides: metobromuron and isoproturon. *Applied Catalysis, B: Environmental*. 27, (3), 153–168.
- Pinillos, D. y Pinto, L. (2007). Estudio de la Factibilidad de Biodegradación de Efluentes Agroindustriales con Residuos de Plaguicidas en una Industria Azucarera. Trabajo de Grado, Universidad del Valle.
- Romero, J. (2004). Tratamiento de Aguas Residuales. Teoría y Principios de Diseño. Ed. Escuela Colombiana de Ingeniería. 551-593.
- Sahinkaya, E. y Dilek, F. (2007). Effect of feeding time on the performance of a sequencing batch reactor treating a mixture of 4-CP and 2,4-DCP. *Journal of Environmental Management*. 83, (4), 427-436.
- Sorensen, S.R., Bending, G.D., Jacobsen, C.S., Walter, A. y Amand, J. (2003). Microbial degradation of isoproturon and related phenylurea herbicides in and below agricultural fields. *FEMS Microbiology Ecology*. 45, (1), 1-11.
- Vimazal, J. (2007). Removal of Nutrients in Various Types of Constructed Wetlands. *Science of the Total Environment*. 380, (1-3), 48 – 65.
- Widehem, P., Ait-Aissaa, S., Tixier, C., Sancelmeb, M., Veschambre, H. y Truffaut, N. (2002). Isolation, characterization and diuron transformation capacities of a bacterial strain *Arthrobacter* sp. N2. *Chemosphere*. 46, (4), 527-534.

This document was created with Win2PDF available at <http://www.win2pdf.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.
This page will not be added after purchasing Win2PDF.