

EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REACTORES DE LECHO FIJO UTILIZANDO AGUAS MIELES RESIDUALES DE TRAPICHES ARTESANALES

EVALUATION OF THE EFFECTIVENESS OF FIXED BED REACTORS USING WASTE WATER OF SUGAR CRAFT MILLS

Gloria Lucía, Cárdenas Calvachi

*Ing. Química, Esp., Profesor Asistente Facultad de Ingeniería, Investigadora Grupo GIA,
Universidad Mariana. San Juan de Pasto, Colombia, glucardenas@umariana.edu.co*

Robert Mauricio, Ramos Ramos

*Ing. Químico, Esp., Msc, Profesor H.C. Universidad Mariana, Director Corporación Autónoma
Regional de Nariño. San Juan de Pasto, Colombia, mauramos2000@yahoo.com*

Fecha de recepción: 18 de noviembre de 2008

Fecha de aprobación: 11 de junio de 2009

RESUMEN

El problema de tratamiento y disposición final de las aguas mieles residuales provenientes de los trapiches artesanales en el departamento de Nariño, en particular los asentados en el municipio de Sandoná, radica en su imposibilidad económica y tecnológica, dadas las características de subsistencia en que se basa su funcionamiento. El sistema de filtros anaerobios de flujo ascendente (FAFA) como unidad principal de tratamiento biológico en la degradación de azúcares, ofrece una buena alternativa por ser considerado eficiente, de relativos bajos costos de construcción, operación y mantenimiento, con el reto central de mantener las condiciones de hábitat adecuadas para el crecimiento de la biomasa al interior del reactor. Se evaluaron cuatro medios de contacto (concha marina, material sintético, material vitrificado y grava de río), a escala de laboratorio, para encontrar el lecho de soporte de FAFA más conveniente en condiciones controladas de temperatura, régimen de flujo y acondicionamiento previo del medio bacteriano. La concha marina y el material sintético, ofrecen características de resistencia, durabilidad y facilidad de consecución y alcanzan remociones de materia orgánica mayores del 80%. Sin embargo, la concha marina alcanza las mayores remociones (89,7% para DQO y 87,8 % para DBO) gracias a su estructura física que ofrece un microambiente adecuado y por su composición química, fuente natural de alcalinidad y micronutrientes al sistema, lo que hace que se lo considere como el medio de contacto más adecuado para diseñar e implementar filtros anaerobios de lecho fijo en la industria artesanal panelera.

Palabras clave: Trapiche, industria artesanal panelera, filtro anaerobio de lecho fijo de flujo ascendente (FAFA), concha marina, arranque y estabilización del reactor.

ABSTRACT

The problem of treatment and final disposal of waste water coming from artisan sugar mills in the Department of Nariño, particularly those established in the Municipality of Sandomá. It lies in its economical and technological impossibility, according to its nature. The system of Up Flow Anaerobic Filter (UFAF) as the principal unit of biological treatment on the degradation of sugars, it offers a good alternative because they are considered to be efficient treatments associated with low costs of construction, operation and maintenance, with the challenge of maintaining a suitable habitat conditions for the growth of the biomass inside the reactor. The study evaluated four contact means marine shell, synthetic material, vitrified material and river gravel, through laboratory-scale testing, to find the FAFA's most suitable material under controlled conditions of temperature, flow regime and previous conditioning of the bacterial environment. The marine shell and synthetic material provide characteristics of toughness, durability and easiness of obtaining and allowing an efficient removal of organic material above 80%. However, the marine shell reaches the highest removal (89.7% for COD and 87.8% for BOD) thanks its physical structure that provides an adequate microenvironment and its chemical composition, natural source of alkalinity and micronutrients to the system, which is considered the most suitable contact mean to design and to implement the UFAF in the artisan sugar mills.

Key words: artisan sugar mills, Up Flow Anaerobic Filter (UFAF), marine shell media, starting and stabilization of the reactor.

INTRODUCCIÓN

En los trapiches del departamento de Nariño, el procesamiento de la caña de azúcar, una de las cinco más importantes cadenas productivas del Departamento de Nariño (Viloria de la Hoz, 2007), tiene lugar en el contexto de la economía campesina, en unidades de pequeña escala con alto uso de mano de obra y bajo nivel tecnológico. Frente a este panorama, uno de los principales retos en el manejo ambiental de los trapiches paneleros lo constituye el tratamiento y disposición final de las aguas mieles residuales, caracterizadas por su alto contenido de materia orgánica, representada especialmente por la presencia de azúcares (glucosa y sacarosa). El tratamiento convencional de este tipo de agua residual involucra costos que los dueños de trapiches en su mayoría no pueden subsidiar, dada la precaria situación económica de la población del área de estudio, reflejada en los altos índices de miseria y pobreza (Dane, 2005) y las características de subsistencia de la industria panelera en Nariño, que impiden reinversión y mejoramiento tecnológico a nivel de cultivo y procesamiento (España, 1994). El 68,7% de los trapiches en Nariño se localiza en los municipios de Sandomá, Consacá, Ancuya

y Linares, quienes aportan el 74,4% de la producción departamental (URPA, 1983). Sandoná es el municipio que presenta la menor eficiencia económica de los cuatro mencionados (Luna, 1991), aporta cerca de 21.990 toneladas de caña de azúcar, representando el 24% del total departamental y posee en operación aproximadamente 25 trapiches (GPE, 2004).

El sector panelero de Nariño necesita certificar sus productos bajo el denominado “Sello Verde” que garantiza que la naturaleza del producto ha sido concebida sin generar procesos adversos o contaminantes de otros productos o recursos naturales, para poder garantizar su aceptación en los mercados nacionales e internacionales (GEN, 2006). Uno de los ejes de acción para lograrlo, se centra en adoptar un sistema de tratamiento de aguas residuales responsable y sostenible de acuerdo al contexto social y ambiental de la región, para evitar situaciones adversas que puedan desatar estados de insalubridad en la población y alteración del equilibrio de los ecosistemas ubicados en su área de influencia.

Dadas las características de eficiencia y costos relativamente bajos de construcción, operación y mantenimiento (Borja, 1992), y las características propias del agua residual (Gonzales *et al.*, 1994), los sistemas anaerobios ofrecen una buena alternativa para depurar las aguas mieles residuales de este sector productivo. El filtro anaerobio de flujo ascendente (FAFA) es un reactor en cuyo interior se dispone de un medio de soporte o lecho, con régimen básico de flujo pistón. Varios estudios comprueban que las aguas residuales industriales de concentración media y alta (≥ 1500 mgDQO/L) que tienen en común la presencia de cantidades elevadas de residuos fácilmente acidificables, responden de manera adecuada a tratamientos anaerobios con FAFA como el caso de lixiviados (Chí *et al.*, 2004; Chavarro *et al.*, 2006), aguas residuales domésticas (Held *et al.*, 2002; Villegas *et al.*, 2006; Paredes *et al.*, 2003) y otros residuos provenientes de procesos agroindustriales como elaboración de lácteos (Ince *et al.*, 2000), extracción de aceite de palma (Chaisri *et al.*, 2007), de almidón de yuca (Torres *et al.*, 2003) y destilación de alcohol (Rivera *et al.*, 2002), estos últimos, muy similares al agua miel.

Este estudio busca determinar cuál es el mejor lecho para el montaje de los FAFA a escala de laboratorio, en condiciones controladas de temperatura, régimen de flujo y acondicionamiento previo del medio bacteriano, que permita una mayor adhesión y proliferación de los microorganismos capaces de degradar la materia orgánica presente en el agua miel. Los análisis de remoción correspondientes a cada reactor, se constituyen en el fundamento técnico que establece cuál de los medios de soporte evaluados es la alternativa más viable para la depuración anaerobia de las aguas residuales provenientes de los trapiches que permita facilitar, en diseños posteriores, la definición de criterios y parámetros adecuados para la proyección de un sistema de tratamiento eficiente, de bajo costo y que su operación y mantenimiento sean fáciles, adecuadas y permanentes.

1. MATERIALES Y MÉTODOS

1.1. MONTAJE DEL SISTEMA

Siguiendo criterios y parámetros de diseño de FAFA recomendados en la literatura técnica (MDEC *et al.*, 2000) y con fundamento en el conocimiento de procesos biológicos de la remoción de materia orgánica, se diseña y monta a escala de laboratorio un modelo acorde con el régimen de flujo previsto, el tipo y características del desecho a tratar y las condiciones físicas del medio bacteriano. Dicho modelo consta de cuatro reactores cilíndricos, cada uno con un volumen total de 6,6 litros y un volumen útil de 5,2 litros (Figura 1).

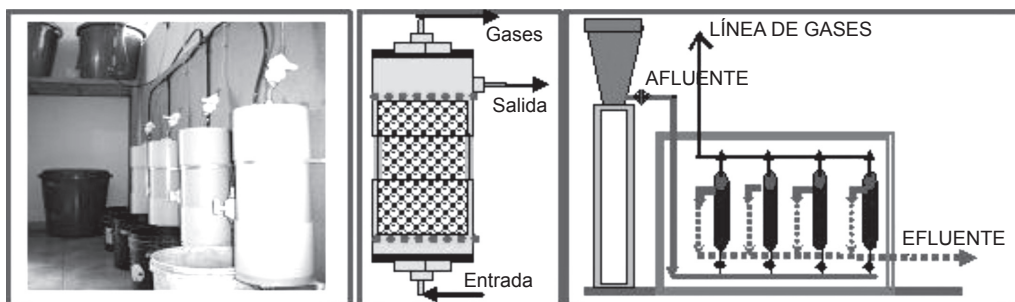


Figura 1. Vista general de los reactores FAFA y su montaje en un sistema de flujo por gravedad.

El sistema funciona por gravedad y en paralelo, con una cabeza hidráulica de 1,6 m desde la salida del tanque de carga hasta la entrada de cada reactor por su parte inferior. Con el objeto de regular la presión de salida a diferente nivel de vaciado del tanque de carga, se adaptó un dispositivo de cabeza constante (regulado por un flotador), con el cual se logró conseguir un caudal de 0,2 L/h y un tiempo de retención hidráulica (TRH) de 26 horas.

Para la selección de los medios de contacto de los reactores, se realizó un estudio previo donde se evaluaron algunos materiales, con base en criterios como: resistencia, durabilidad, economía, área específica y dificultad de obstrucción. Los cuatro materiales seleccionados fueron: concha marina en el reactor 1, material sintético en el reactor 2, material vitrificado en el reactor 3 y grava de río en el reactor 4, con un área específica o área superficial total por unidad de volumen del material sólido (Bear, 1988) de 1.210, 2.027, 446 y 189 m²/m³ respectivamente (Ver Figura 2). La disposición de los medios de contacto se realizó de manera aleatoria.

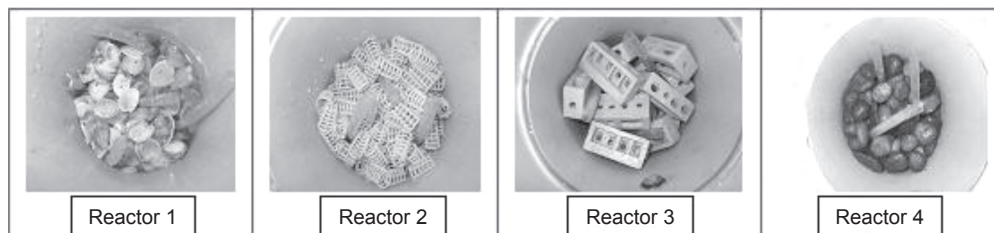


Figura 2. Disposición de los medios de contacto en el interior de los reactores.

1.2. PARÁMETROS DE CONTROL

Los parámetros de control se analizaron en laboratorio. El pH se midió con un electrodo combinado; la alcalinidad y la demanda bioquímica de oxígeno al quinto día - DBO₅, se determinaron mediante titulación; la demanda química de oxígeno total - DQO por reflujo cerrado titulométrico y los ácidos grasos volátiles - AGV por destilación. Todos los procedimientos utilizados están normalizados según los métodos estándar (APHA *et al.*, 1989).

1.3. METODOLOGÍA

1.1.1. Arranque de los reactores

En el arranque de los reactores se tiene en cuenta la influencia de la concentración y composición del agua residual, el volumen, actividad y adaptación del inóculo, las condiciones ambientales, los parámetros de operación y por último la configuración del reactor. Todos ellos se encuentran estrechamente relacionados (Noyola, 1994).

En cuanto al agua residual se utiliza el agua miel generada en los trapiches del municipio de Sandoná que se caracteriza por su alto contenido de materia orgánica (especialmente azúcares como glucosa y sacarosa), de concentraciones y caudales variables, dependiendo del sitio y tipo de lavado requerido en la producción diaria. Según los registros existentes (Corponariño, 2004), sobre diferentes monitoreos efectuados en varios trapiches de este municipio, se estima que estos vierten aguas residuales con concentraciones promedio de 5000 mgDQO/l, con caudales intermitentes del orden de los 0,5 litros por segundo (L/s) en un período aproximado de 2 horas durante el día (3,6 m³/d), periodo que coincide con la jornada de saneamiento al finalizar el día de trabajo. Lo anterior implica que la carga contaminante diaria vertida es de 18 kilogramos de DQO. Para la investigación, se toma la muestra de un trapiche representativo, después de la sedimentación primaria y en el laboratorio, se acondiciona el agua miel realizando una dilución de la misma para alcanzar la concentración de sustrato necesaria. Así, la concentración requerida en la inoculación fue de 500 mgDQO/L.

Como inóculo activo, se utilizó un extracto compuesto por material biológico existente en el contenido rumenal de la vaca, mezclado en parte con caldos bacterianos provenientes de los otros estómagos y estiércol de los intestinos del rumiante recién obtenidos de la sala de sacrificio. El rumen en la vaca provee un ambiente apropiado, con alto contenido de bacterias metanogénicas tales como los bacilos *Methanobrevibacter ruminantium* y *Methanomicrobium mobile* (Hobson, 1988) y con un suministro generoso de alimentos para el crecimiento y reproducción de los microorganismos (bacterias, protozoos y hongos) fundamentales en el proceso gradual de adaptación del medio microbiano a la metabolización del nuevo sustrato (agua miel). La preparación del extracto, comienza con el transporte del contenido rumenal fresco, evitando al máximo el contacto con el oxígeno del aire y la luz solar. Posteriormente se realiza

una dilución con agua de río utilizando una relación rumen/agua de 4:6. Debidamente mezclada se pasa la dilución a través de un tamiz fino, recolectando únicamente el extracto diluido libre de la fibra estomacal.

El filtrado del contenido rumenal que se constituyó en la fuente del inóculo fue llenado en los reactores hasta un 80% de su volumen. El volumen se completó con agua miel a una concentración de 500 mgDQO/L. Esta solución se dejó por tres días en total. Finalizando cada día del periodo de inoculación, se retiró un litro del contenido del reactor, remplazándolo por un litro de agua miel diluida.

1.1.2. Operación de los reactores

Realizada la inoculación y finalizados los tres días en los que se intercambiaba diariamente un litro de agua de reactor por agua miel diluida (a 500 mgDQO/L), se puso en marcha la alimentación del sistema de reactores desde el tanque elevado, regulando mediante las válvulas de entrada, un caudal constante de alimentación para cada reactor de 0,2 L/h de agua miel en concentraciones bajas que inicialmente oscilan entre 500 y 1.000 mgDQO/L, concentración que es incrementada a medida que el medio bacteriano se adhiere al medio de soporte y se acostumbra a degradar esta materia orgánica. Esta adaptación se mide con la disminución de los AGV de 5 miliequivalentes por litro (meq/L) a niveles cercanos a 3, entendiéndose esta condición como el reestablecimiento del equilibrio metabólico entre la acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, y por ende, la adaptabilidad de la biomasa a sobrecargas controladas de sustrato (Zegers, 1987).

Con este procedimiento, la concentración de entrada al sistema se va incrementando en la fase de operación normal hasta rangos de concentración de 4.000 a 5.500 mgDQO/L. Finalizada esta fase de operación normal se continua alimentando los reactores con mayores cargas volumétricas de aguas mieles, lo que permite evaluar la capacidad del medio microbiológico para metabolizar picos de cargas orgánicas presentados en las etapas iniciales de lavado de trapiches o en periodos de contingencias y verificar la concentración y carga límite de DQO bajo la cual son aún eficientes los microorganismos anaerobios en las condiciones limitantes de volumen de los reactores y de área de contacto disponible en los lechos de soporte. Inicialmente la alimentación se hizo con una concentración entre 6000 y 7000 mgDQO/L, seguida de una concentración entre 9000 y 10000 mgDQO/L y finalmente entre 11000 y 12000 mg/L.

En lo que respecta al hábitat en el cual debe desarrollarse el medio biológico, el pH en el interior de los reactores fue controlado entre 6,2 y 7,6 con la adición de una solución de NaOH y CaCO_3 al 3% desde el tanque de carga, manteniendo la alcalinidad en valores comprendidos entre 800 y 1.100 mg CaCO_3 /L. En cuanto a la temperatura adecuada para favorecer el crecimiento biológico, el proyecto a escala de laboratorio requirió la utilización de un calentador de ventilación continua que mantenía el ambiente en un rango

entre 28 y 30°C, lo que permitía mantener una temperatura en el interior de los reactores superior a los 30°C. Las necesidades de nutrientes se garantizaron con una solución de urea y concentrado nitrógeno-fósforo-potasio NPK al 3%, manteniendo una relación DBO:N:P de 100:5:1 recomendada para aguas residuales acidificadas (Speece, 1996; Crites *et al.*, 2000). Esta relación fue mantenida en todo el proceso desde el arranque hasta la operación del sistema.

2. RESULTADOS Y ANÁLISIS

La adaptación del medio bacteriano al medio de soporte y al sustrato medida con la disminución de los AGV a niveles cercanos a 3 meq/L transcurre generalmente en un período de 2 a 3 días, después de los cuales se aumenta la carga volumétrica incrementando la concentración de DQO de agua miel a la entrada a caudal constante. Así para la fase de operación normal, se utilizaron cargas volumétricas de entrada de 3,7 – 5,1 KgDQO/m³.d con concentraciones de 4.000 a 5.500 mgDQO/L. Los resultados obtenidos, medidos como AGV y DQO del efluente se presentan en la Figura 3.

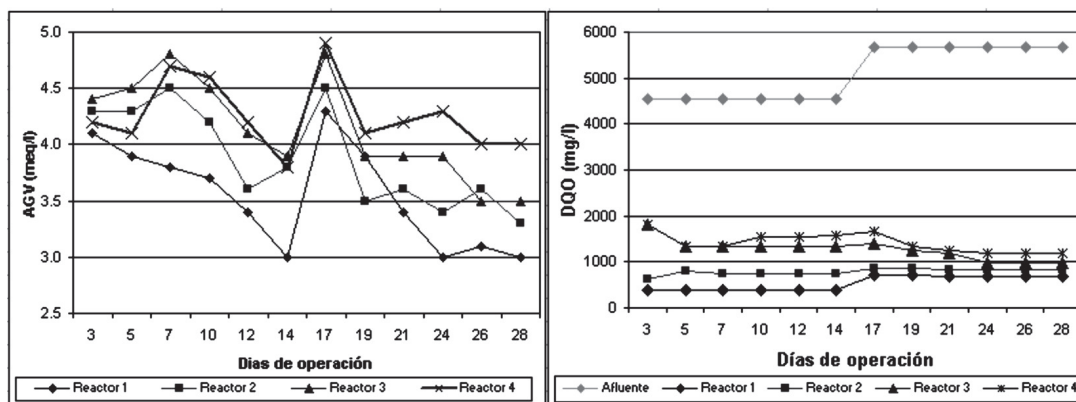


Figura 3. Evolución de los AGV y la DQO del efluente en el sistema de reactores.

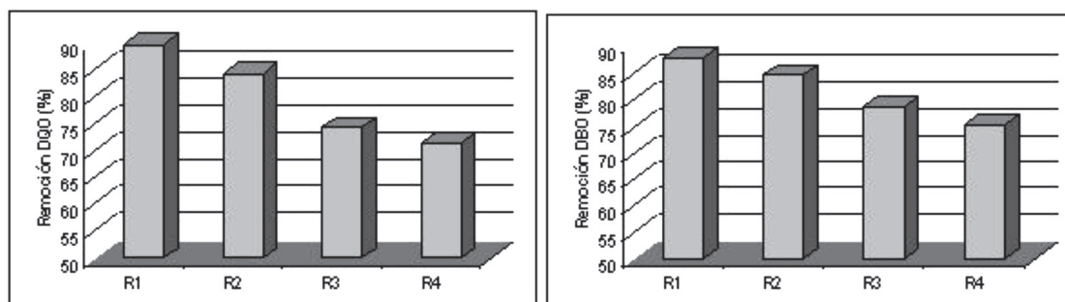
El mejor comportamiento en cuanto a reducción de materia orgánica, teniendo en cuenta los menores valores de DQO a la salida, se presenta en los reactores 1 y 2, con lecho de concha marina y material sintético respectivamente. La Tabla 1 y la Figura 4 muestran la evolución de las fases en términos de remoción de materia orgánica.

Los reactores 1 y 2 superan el 80% de remoción en carga exigida por la norma colombiana (MAC, 1984), que a caudal constante (0,2 L/h) puede ser medida igualmente en términos de concentración, situación que ubica a la concha marina como el material más indicado para desarrollar un medio biológico anaerobio capaz de adaptarse y degradar la materia orgánica presente en las aguas mieles residuales de los trapiches, seguido por el material sintético, el medio refractario y finalmente la grava de río.

Tabla 1. Eficiencia de remoción de materia orgánica (DQO y DBO) por cada fase

Fase	Remoción de DQO											
	Reactor 1			Reactor 2			Reactor 3			Reactor 4		
	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n
Arranque	48,6	16,9	6	44,2	13,7	6	25,1	8,6	6	34,5	16,5	6
Estabilización	80,0	17,4	15	78,2	16,4	15	67,7	20,3	15	67,3	20,4	15
Operación normal	89,7	1,8	12	84,4	1,2	12	74,4	6,9	12	71,6	6,6	12

Fase	Remoción de DBO											
	Reactor 1			Reactor 2			Reactor 3			Reactor 4		
	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n
Operación normal	87,8	1,6	6	84,7	1,3	6	78,7	3,6	6	75,4	3,2	6

**Figura 4.** Remoción de DQO y DBO₅ durante la operación normal del sistema.

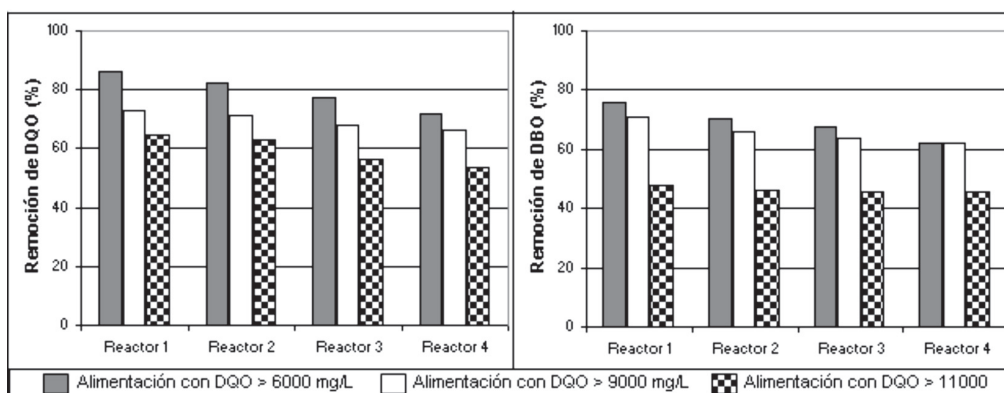
La fase de operación con mayores cargas volumétricas de aguas mieles (6, 8,8 y 10,6 gDQO/L.d), obtenidas con concentraciones de DQO entre 6000 y 7000 mg/L, entre 9000 y 10000 mg/L y finalmente entre 11000 y 12000 mg/L, fue medida en periodos de 14 días para cada rango. En este nuevo régimen de alimentación de los reactores, el nivel de AGV se incrementó oscilando entre 4,5 y 5 meq/L, con respecto a la operación normal que registraba valores cercanos a 3; el nivel más alto de los AGV va acompañado con una moderada disminución en los porcentajes de remoción de la materia orgánica, tal como se observa en la Tabla 2 y en la Figura 5.

Tabla 2. Eficiencia de remoción de materia orgánica en la fase de operación con altas concentraciones

Alimentación de Alta Carga	Remoción de DQO											
	Reactor 1			Reactor 2			Reactor 3			Reactor 4		
	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n
DQO > 6 g/L	86,1	0,2	6	82,3	0,1	6	77,6	0,0	6	72,0	0,1	6
DQO > 9 g/L	72,7	0,3	6	71,5	0,4	6	68,0	0,3	6	66,3	0,2	6
DQO > 11g/L	64,4	0,4	6	62,8	0,1	6	56,5	0,1	6	53,8	0,1	6

Alimentación de Alta Carga	Remoción de DBO											
	Reactor 1			Reactor 2			Reactor 3			Reactor 4		
	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n	Prom. (%)	Desviac. estandar	n
DQO > 6 g/L	75,6	1,8	3	70,1	1,3	3	67,5	0,8	3	61,9	1,3	3
DQO > 9 g/L	70,8	4,3	4	66,0	1,7	4	63,7	0,9	4	62,0	1,3	4
DQO > 11g/L	47,5	0,2	6	46,2	0,3	6	45,7	0,2	6	45,4	0,2	6

El pH para todas las concentraciones de alimentación de los reactores se mantuvo en niveles superiores a 6,2 unidades, gracias a los incrementos controlados de la alcalinidad desde el tanque de carga, estabilizando el potencial de acidificación que tienen los azúcares en la fermentación del residuo y manteniendo una relación AGV/alcalinidad menor que 0,4 valor por debajo del límite mencionado como condición de falla (Borja, 1992). El control debe ser más exhaustivo puesto que el proceso de acidificación convierte a los AGV en la forma no ionizada como tóxicos para la metanogénesis, pues a un pH de 5, éstos pueden estar disociados en un 50% aproximadamente e inhibir drásticamente el metabolismo metanogénico (Zegers, 1987).

**Figura 5.** Remoción de DQO y DBO₅ bajo alimentación con altas concentraciones.

Nótese en la Figura 5, los progresivos descensos en la remoción de materia orgánica, indicando que para las condiciones de diseño de los reactores y operación del ensayo a escala de laboratorio, la sobrealimentación del sistema con este tipo de residuo líquido puede tener un tope máximo tolerable que puede ser degradado con eficiencia. Bajo estas condiciones, la tendencia indica que la utilización de un afluente con concentraciones mayores a 7gDQO/L ($>6,5 \text{ KgDQO/m}^3\cdot\text{d}$) puede reducir la eficiencia de remoción de materia orgánica por debajo del 80% y en concentraciones superiores con valores de remoción muy por debajo de las normas de vertimiento contempladas en la legislación vigente (MAC, 1984). Igual interpretación obedece a la variación de remoción de la DBO_5 . Sin embargo, las eficiencias de remoción de DQO y DBO_5 en los reactores 1 y 2 siguen mostrando mejores comportamientos.

Finalmente, la concha marina seguida del material sintético son los medios de contacto que permiten las mejores condiciones de adaptación, adhesión y proliferación del medio biológico inoculado para el tratamiento anaerobio de las aguas mieles residuales de los trapiches artesanales, en diferentes regímenes de alimentación del sistema. Esta situación se ve reflejada en la fase de operación normal, con cargas volumétricas de $3,7 - 5,1 \text{ KgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ y un TRH de 26 horas, donde se obtiene eficiencias de remoción de DQO y DBO de 89,7% y 87,8% respectivamente para el lecho de concha marina y de 84,4% y 84,7 para el material sintético.

Estos resultados de remoción de materia orgánica se asemejan a otros estudios de FAFA con diferentes medios de soporte en el tratamiento de aguas residuales con características similares al agua miel y bajo condiciones similares a las reportadas en la presente investigación. En el caso de aguas residuales provenientes de la destilación de alcohol, se alcanzan eficiencias de remoción superiores al 65%, en operaciones a temperaturas de $20^\circ\text{C} - 25^\circ\text{C}$, TRH de 2 días y cargas orgánicas inferiores a $7,32 \text{ KgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ (Rivera *et al.*, 2002). Un estudio en efluentes de extracción de almidón de yuca, donde se evaluaron diferentes medios, comprueba que la cáscara de coco es el medio que obtiene las mejores condiciones operacionales y eficiencias de remoción de DQO y SST (70 y 90% respectivamente), que a la vez resulta ser una alternativa muy competitiva por bajos precios y facilidad de adquisición (Torres *et al.*, 2003). En el tratamiento de agua residual láctea, operando con una carga orgánica de $21 \text{ KgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ y un TRH de 0,5 días se obtuvo una eficiencia de remoción de DQO del 80% en un FAFA que tenía perlas de vidrio como lecho (Ince *et al.*, 2000). En el tratamiento de efluentes de industrias de aceite de palma, se alcanzaron eficiencias de remoción de DQO mayores al 60% en un FAFA que tuvo, en la etapa de operación experimental, un incremento gradual de 1,1 a $10 \text{ KgDQO/m}^3\cdot\text{d}$ y una disminución en el TRH 13,5 a 1.50 días (Chaisri *et al.*, 2007).

Una de las principales razones explicativas de los buenos resultados para los medios de concha marina y material sintético, está en la magnitud de la superficie específica en ambos medios, además de la heterogeneidad de la superficie y composición química de

la concha marina. Con relación a los otros medios estudiados, material vitrificado y grava de río, la concha tiene un área específica 2,7 y 6,4 veces mayor y el material sintético 4,5 y 10,7 veces mayor respectivamente. Adicionalmente, la concha marina presenta una gran heterogeneidad de la superficie lo que hace que, conjuntamente con el área específica, ofrezca un mayor número de microambientes que influyen sobre la densidad y composición taxonómica de la comunidad microbiológica inoculada (Prieur, 1993). La composición química de la concha, tiene una matriz orgánica de naturaleza fundamentalmente proteínica (conquiolina) que contiene una gran cantidad de aminoácidos y algunos aminoazúcares y un depósito inorgánico de cristales de sales como carbonato de calcio y carbonatos, fosfatos y silicatos de magnesio, siendo la primera la más abundante (Barnes, 1966). Esta estructura química puede ser una fuente de alcalinidad y de macro y micronutrientes para el medio biológico, que hace que su adaptación, adhesión y proliferación, conviertan a la concha marina como el medio más eficiente.

3. CONCLUSIONES

El FAFA con concha marina como medio de soporte es la mejor opción como unidad principal para el tratamiento biológico de las aguas mieles residuales provenientes de trapiches artesanales, seguido del material sintético, por presentar las mayores eficiencias de remoción de materia orgánica en términos de DQO y DBO en todas las fases (arranque, estabilización y operación normal) en comparación con los otros materiales evaluados. En el caso de la operación normal con cargas de alimentación de agua miel de 3,7 – 5,1 KgDQO/m³.d y un TRH de 26 horas, se obtuvo 89,7% para DQO y de 87,8% para DBO₅ en el reactor con lecho de concha marina y 84,4% para DQO y 84,7% para DBO₅ en el reactor con lecho de material sintético. En la etapa de alimentación con altas cargas volumétricas, la eficiencia se reduce por debajo del 80%; el tope máximo tolerable del sistema se considera una carga volumétrica de alimentación de 6,5 KgDQO/m³.d.

Los mejores resultados obtenidos por los reactores con concha marina y material sintético como medios de soporte, se deben principalmente a la diferencia en la magnitud de la superficie específica en ambos medios en comparación con los otros, y además, en el caso de la concha marina, a su estructura física y composición química.

La superficie heterogénea de la concha marina hace que se establezca un mayor número de microambientes que influyen sobre la densidad y composición taxonómica de la comunidad microbiológica inoculada. La naturaleza química de origen proteínico y de origen inorgánico (sales como carbonatos, fosfatos y silicatos) se constituye en una fuente de nutrientes de alcalinidad que puede lograr contrarrestar en alguna medida la acidificación rápida y la copiosa generación de AGV que puede desestabilizar el sistema.

La comparación de los resultados obtenidos en esta investigación con estudios similares (Rivera, Torres y otros) que evalúan diferentes medios de soporte y utilizan aguas

residuales con características parecidas al agua miel y bajo condiciones similares a las reportadas en la presente investigación, permiten concluir que los FAFA pueden ser utilizados en el tratamiento primario o secundario para disminuir de manera eficiente la carga contaminante de residuos con concentraciones medias y altas de materia orgánica fácilmente acidificable.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] APHA, AWWA & WPCF. (1989). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (17ª Edición). Madrid. Editorial Diaz de Santos S.A.
- [2] BARNES, Robert D. (1995) Zoología de los invertebrados. 5.ed. México. Interamericana; McGraw-Hill. 957 p.
- [3] BEAR, Jacob (1988). Dynamics of fluids in porous media. New York. Dover Publications, Inc. 764 p.
- [4] BORJA PADILLA, Rafael (1992). Control de reactores anaerobios: parámetros y procedimientos. Ciudad de La Habana, Cuba. Centro Nacional de Investigaciones Científicas; Instituto Cubano de Investigaciones de los Derivados de la Caña de Azúcar; Universidad Nacional Autónoma de México. Segundo Taller Regional Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales en América Latina. p.1-25.
- [5] CHAISRI, Ronnachai; BOONSAWANG, Piyarat; PRASERTSAN, Poonsuk y CHAIPRAPAT, Sumate. (2007). Effect of organic loading rate on methane and volatile fatty acids productions from anaerobic treatment of palm oil mill effluent in UASB and UFAF reactors; En: Songklanakarin Journal of Science and Technology ISSN: 01253395, Vol. 29, pp. 311-323
- [6] CHAVARRO, Mauricio; GARCÉS, Juan; GUERRERO, Jhoniers y SALAS, Diana. (2006) Evaluación de la tratabilidad de los lixiviados en el Relleno Sanitario de Pereira mediante filtros anaerobios de flujo ascendente a escala piloto; En: Scientia et Technica ISSN 0122-1701, Año XII, No 30.
- [7] CHÍ, Trần Minh; NHUÊ, Trần Hieu y TRIÊT, Lâm Minh (2004). Leachate treatment by high-rate anaerobic reactors of UASB, FBABR and UFAF combined with FBR; En: TC Phát trien khoa hec - công nghe, Vol 7, No 8, pp. 50-57.
- [8] Corporación Autónoma Regional de Nariño Corponariño (2004). Registro de parámetros contaminantes encontrados en el sector de trapiches 2002-2004. Pasto. Corponariño.
- [9] CRITES, Ron y TCHOBANOGLIOUS, George (2000). Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones. Bogotá. Mc. Graw Hill Interamericana S.A. 450 p.

- [10] Departamento Administrativo Nacional de Estadística DANE. (2005). Informe de Necesidades Básicas Insatisfechas -Censo Nacional 2005- Departamento de Nariño. Bogotá. DANE.
- [11] ESPAÑA, J; MIRANDA, A. y MORA, E. Proyecto Regional de Comercialización de la panela en el occidente de Nariño; San Juan de Pasto, 1994. Trabajo de grado (Especialización en Proyectos de Desarrollo). Universidad de Nariño-ESAP.
- [12] Global Ecolabelling Network GEN. (2006). Product categories of Ecolabelling Programs Worldwide. Página consultada el 15 de agosto del 2006 En: <http://www.globalecolabelling.net>
- [13] GONZALES, Jorge; VALDES, Pedro, NIEVES, Gertrudis y GUERRERO, Barbarita. (1994). Aplicación de la digestión anaerobia a los residuales de industrias lácteas; En: Revista Internacional de Contaminación Ambiental [en línea] 1994, 10 ISSN 0188-4999.
- [14] Guía para empresarios GPE (2004). Oportunidades de producción más limpia en la industria panelera. Bogotá.
- [15] HELD, Christof; WELLACHER, Martin; ROBRA, Karl-Heinz y GÜBITZ, Georg (2002) Two-stage anaerobic fermentation of organic waste in CSTR and UFAF-reactors; En: Bioresource technology, ISSN 0960-8524, Vol. 81, Nº1, pp. 19-24
- [16] HOBSON, P. y STEWART, C. (1988). The rumen microbial ecosystem. London, England. Elsevier Applied Science. 527 p.
- [17] INCE, O; KASAPGIL INCE, B. y DONNELLY, T. (2000). Attachment, strength and performance of a porous media in an upflow anaerobic filter treating dairy wastewater; En: Water science and technology, IWA Publishing, London, Vol.41, ISSN 0273-1223.
- [18] LUNA TORRES, E. (1991). Evaluación del proceso de producción de panela en el Departamento de Nariño. Pasto. Universidad de Nariño.
- [19] Ministerio de Agricultura de Colombia MAC. (1984). Decreto 1594 del 26 de junio de 1984. Bogotá. MAC.
- [20] Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia MDEC - Comisión de Regulación de Agua Potable y Saneamiento Básico (2000). Reglamento Técnico del Sector RAS, Resolución 1096 de 17 de noviembre de 2000. Bogotá. MDEC.
- [21] NOYOLA, A. (1994). Diseño, inoculación y arranque de reactores UASB; En: Memorias del III Taller y seminario Latinoamericano de Tratamiento anaerobio de aguas residuales. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República.

- [22] PAREDES CUERVO, Diego; GUERRERO ERAZO, Jhoniers; CASTAÑO ROJAS, Juan Mauricio (2003). Variaciones al sistema Filtro Anaeróbico de Flujo Ascendente - Humedal de flujo subsuperficial como alternativa de tratamiento de aguas residuales de pequeños y medianos municipios de Colombia. Proyecto investigación UTP.
- [23] PRIEUR, D.; GAIL, F. & CORRE, S. (1993). Complex epibiotic bacterial communities on the marine organisms: fouling or interaction? En: Trends in microbial ecology. Spanish Society for Microbiology, Barcelona, pp. 207-212.
- [24] RIVERA, Alejandro; GONZALES, Jorge, CASTRO, Reinaldo; GUERRERO, Barbarita y NIEVES, Gertrudis (2002). Tratamiento de efluentes de destilería en un Filtro anaerobio de flujo ascendente; En: Revista Internacional de Contaminación Ambiental, Vol 18, No.003, pp 131-137
- [25] SPEECE, Richard (1996). Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters. Tennessee. Vanderbilt University. Archae Press.
- [26] TORRES, Patricia; RODRÍGUEZ, Jenny y URIBE, Iris Eugenia (2003). Tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en filtro anaerobio: influencia del medio de soporte; En: Scientia et Technica Año IX, No 23, ISSN 0122-1701 75
- [27] Unidad Regional de Planificación Agropecuaria URPA (1983). Diagnóstico agropecuario de Nariño. Pasto.
- [28] VILLEGAS GOMEZ, Juan David; GUERRERO ERAZO, Jhonniere; CASTAÑO ROJAS, Juan Mauricio y PAREDES CUERVO, Diego (2006). Septic Tank (ST) - Up Flow Anaerobic Filter (UFAF) - Subsurface Flow Constructed Wetland (SSF-CW) systems aimed at wastewater treatment in small localities in Colombia; En: Revista Técnica de la Facultad de Ingeniería Universidad del Zulia, ISSN 0254-0770, V.29, N°3.
- [29] VILORIA DE LA HOZ, J. (2007). Economía del Departamento de Nariño: ruralidad y aislamiento geográfico; En: Documentos de trabajo sobre economía regional, No. 87, Banco de la República, Centro de Estudios Económicos Regionales CEER, ISSN 1692-3715.
- [30] ZEGERS, F. (1987). Descomposición anaerobia de materia orgánica; En: Memorias del curso Arranque y operación de Sistemas UASB. Cali. Universidad Agrícola de Wageningen-Holanda.