

Tratabilidad de aguas residuales de matadero con filtros

JESÚS MARIO ORTIZ A.

Ingeniero Sanitario, M.Sc.

Profesor Asistente Un.Nacional Dpto de Ingeniería Civil.

RESUMEN Para estudiar la tratabilidad anaeróbica de las aguas residuales provenientes de un matadero de ganado vacuno, se emplearon un sistema de dos filtros en serie y un tercer filtro único como testigo.

Con valores promedio de carga orgánica volumétrica y tiempo de retención de $1.6 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ y 26 horas respectivamente, las eficiencias de remoción de DQO total fueron similares en el filtro único y en el sistema en serie, del orden del 64% en promedio. Así mismo, la retención y acumulación de sólidos biológicos en el lecho, se mostró como la vía principal de remoción de la DQO.

La diferenciación del proceso lograda con los dos filtros en serie permitió establecer que la mayor parte de la acumulación ocurrió en el filtro primario, en tanto que lo fundamental de la bioconversión en metano se produjo en el filtro secundario del sistema en serie.

El bajo nivel relativo de metanogénización obtenido podría explicarse por las limitaciones a la actividad de la biomasa metanogénica impuestas por las bajas temperaturas, aunque no se podría descartar una probable inhibición por los productos de hidrólisis de las grasas acumuladas.

Resumen del Proyecto de Tesis Presentado por el autor Para optar al título de Magister en Ambiental. Dirección: Consuelo Díaz, Bióloga; M.S.c. U.N. Facultad de Ingeniería. 1992.

INTRODUCCIÓN

Los vertidos líquidos derivados del sacrificio de ganado constituyen una fuente importante de contaminación de las aguas superficiales en numerosas poblaciones de Colombia. Una valoración aproximada elaborada con base en estadísticas de la O.M.S.⁽¹⁾, permite estimar el aporte de DBO_5 de las aguas residuales de mataderos de ganado vacuno como un 2.2% del correspondiente a la población urbana del país en 1984.

Para el control de estos vertidos, hasta 1989 se habían construido cuatro plantas con el sistema U.A.S.B. en diferentes localidades del país, con problemas de operación en todos los casos. No obstante, dadas las ventajas económicas asociadas al tratamiento anaeróbico de alta tasa, es de esperar que continúe ejerciendo atracción en el futuro. Las plausibles ventajas económicas se fundamentan en

la demostrada capacidad de los reactores anaeróbicos de operar, para cierto tipo de residuos, con elevadas cargas volumétricas, con una producción de lodos baja y con menores requerimientos de energía externa adicionada al proceso⁽²⁾.

Así, se han reportado tasas de carga orgánica de hasta 20 kg. de DQO por día y por metro cúbico de reactor, para residuos provenientes de la destilación de melazas y de diversas industrias químicas⁽³⁾.

Sin embargo, existe igualmente suficiente evidencia que señala que para otras clases de residuos, denominados «residuos complejos», no es posible lograr de una manera económica niveles comparables de operación a altas cargas orgánicas y bajos tiempos de retención como los que se obtienen con vertidos solubles o fácilmente acidificables.

Los residuos complejos han sido definidos como aquellos que «contienen materiales insolubles o

potencialmente insolubles y compuestos que pueden dar origen a inhibición o toxicidad, formación de espumas, que tienden a crear depósitos incrustantes o bien a la flotación de los lodos»⁽⁴⁾.

La presencia de una proporción importante de material orgánico insoluble o potencialmente insoluble en las aguas residuales reviste un gran interés, dado que para ser degradados biológicamente estos componentes deben ser transformados a polímeros o monómeros de bajo peso molecular que puedan atravesar las membranas celulares de las bacterias. Esta etapa inicial del metabolismo conocida como hidrólisis, puede constituirse en la limitante de la eficiencia de remoción de DQO en reactores anaeróbicos de alta tasa^{(5),(6)}.

Adicionalmente, los sólidos orgánicos suspendidos y coloidales pueden incidir en la metanogénización de los sustratos solubles, bien porque se acumulen en el lodo e interfieran en el contacto de las bacterias metanogénicas con la DQO soluble, o también porque pueden contribuir al arrastre de la biomasa activa, la cual puede adherirse al material coloidal o flotante originalmente presente en el afluente⁽⁷⁾.

Por tanto, es muy importante diferenciar la proporción de la DQO total removida en un reactor que ha sido efectivamente convertida en metano, de aquella que ha sido retenida por mecanismos fisicoquímicos dentro del reactor.

La importancia de esta diferenciación ha sido bien demostrada en los estudios desarrollados con aguas residuales de matadero por Sayed et al, empleando reactores tipo U.A.S.B.^{(8),(9)}.

De otra parte, la tecnología de los filtros anaeróbicos(Young y McCarty 1967), considerada pionera dentro de la segunda generación de

reactores anaeróbicos⁽¹⁰⁾, ha recibido poca atención en nuestro medio, a pesar de que su viabilidad para el tratamiento de vertidos de alta carga ha sido demostrada en varias instalaciones, especialmente en Norte América y Brasil. Sin embargo, para el caso de mataderos se reporta solo una experiencia a escala industrial en este último país⁽¹¹⁾.

La investigación que se describe en el presente artículo se orientó al estudio del comportamiento del filtro anaeróbico de flujo ascendente, para el tratamiento de aguas residuales de matadero en condiciones de temperaturas bajas.

MATERIALES Y MÉTODOS

1. CARACTERÍSTICAS DEL AGUA RESIDUAL

El agua residual estuvo constituida por la mezcla de los vertimientos sedimentados de la sangre, los desechos ruminales y el estiércol de los corrales, originados en la Planta de Carnes del Instituto de Ciencias y Tecnología de Alimentos(ICTA). Las características promedio del afluente se ilustran en la tabla 1.

2. CARACTERÍSTICAS DE LOS FILTROS PILOTO

Se emplearon tres filtros (reactores) de flujo ascendente, con un lecho granular como medio de soporte. Dos de los filtros fueron dispuestos en serie, en tanto que el tercero, de volumen similar al volumen de los filtros en serie, se utilizó a manera de control. El medio fué conformado a partir de teja de arcilla triturada, seleccionándose la fracción retenida entre los tamices #8 y #4 (2.38 y 4.76mm).

Tabla 1.
Caracterización del afluente empleado en los filtros anaeróbicos experimentales.

Parámetro	Min	Max	Promedio	Unidades
DQO total	539	3676	2120,4	mg/L
DQO soluble + coloidal	346	2470	1122,6	mg/L
DQO Soluble	320	2030	1057	mg/L
Sólidos susp. totales	144	3200	779	mg/L
pH	6,6	8,2	7,2	unidades
Alcalinidad a pH 4.3	184	2707	969	mg/L CaCO ₃
Alcalinidad a pH 5.75	50	2223	549	mg/L CaCO ₃
Temperatura promedio diurna	16	19	17,9	°C
Nitrógeno amoniacal	201	479	302	mg/L como N
Nitrógeno orgánico	40	198	98	mg/L como N

TABLA 2. Características de los lodos empleados para la inoculación de los filtros experimentales

Característica	LODO		
	Reactor secundario sist. de aclimat.	Reactor U.A.S.B. (Cali)	Mezcla en partes iguales
Sólidos susp. totales (mg/l)	28617	36840	32728
Sólidos susp. volat. (mg/l)	15967	12340	14153
Relación SSV/SST (%)	55,8	33,5	43,2

3. INOCULACIÓN Y ARRANQUE DE LOS FILTROS

PILOTO

Los lodos usados para la inoculación de los filtros estuvieron constituidos por una mezcla en partes iguales, de los provenientes de una planta experimental de lodos activados, con los lodos obtenidos de un reactor U.A.S.B. que ha funcionado en la ciudad de Cali para el tratamiento de aguas residuales domésticas.* Las características de ambos, una vez concentrados, se muestran en la tabla 2.

Con esta mezcla de lodos se procedió a llenar cerca del 60% del volumen total de cada uno de los filtros. Luego se inició la alimentación en forma continua, con Cargas Orgánicas Volumétricas (C.O.V.) para el filtro 3 y el sistema en serie cercanas a 1 kg DQO/(m³*d) y tiempos de retención próximos a 24 h, acorde con las recomendaciones de arranque sugeridas por Pol.(12)

La producción de gas fué inmediata una vez se inició la alimentación con el agua residual y las eficiencias de remoción de DQO total alcanzaron niveles del orden del 80% durante las dos primeras semanas de operación.

4. METODOLOGÍA DE OPERACIÓN

Se optó por el estudio de la influencia de las variaciones de las cargas orgánicas volumétricas (C.O.V) sobre el comportamiento de los filtros. En consecuencia, se pretendió mantener en los sistemas de filtro único y filtros en serie un tiempo de retención hidráulico de 24 h en promedio,

variando la C.O.V acorde con la evolución de las variables de control seleccionadas, las cuales fueron la eficiencia de remoción de DQO total, la relación entre alcalinidad de ácidos volátiles y alcalinidad total y la producción de gas.

Con base en las evaluaciones del filtro 3 y del sistema en serie efectuadas durante las 10 semanas iniciales, las cuales indicaron un comportamiento muy semejante, se incrementó el T.R.H en el filtro 3 durante las 4 semanas siguientes. La operación fué continua, incluyendo las horas nocturnas y los fines de semana.

5. MUESTREO Y MÉTODOS ANALÍTICOS

Las muestras tomadas en el efluente de los filtros 2 y 3 fueron compuestas de 24 h, en tanto que las del efluente del filtro 1 fueron puntuales.

Las determinaciones de DQO por el método de reflujo cerrado(14), al igual que las de pH y alcalinidad se realizaron con una frecuencia de tres veces/semana. La composición del gas y la composición cualitativa de los ácidos grasos volátiles se determinaron en tres ocasiones distintas.

La diferenciación entre DQO(soluble + coloidal) y DQO soluble se hizo empleando filtros de fibra de vidrio y de membrana. La alcalinidad atribuible a las sales de los ácidos grasos volátiles (A.G.V) se tomó, acorde con Jenkins et al(15),(16), como la diferencia entre la alcalinidad total(titulación a pH 4.3) y la alcalinidad bicarbonática verdadera (titulación a pH 5.75).

* La influencia de la temperatura sobre la actividad metanogénica se hizo evidente al comparar los resultados de los ensayos en botellas de suero realizados en Bogotá, a una temperatura promedio estimada en 14 oC, con los previamente reportados para estos mismos lodos U.A.S.B en cali a 25 oC.(13)

Así, los valores de A.M.E fueron de 0.03 a nivel local y de 0.108 en Cali, lo cual representa una reducción del orden del 70% en la actividad.

La composición cualitativa de los ácidos volátiles se realizó empleando un cromatógrafo Beckman, con fosfato dibásico de amonio al 0.5% como fase móvil, a una velocidad de 0.75 mililitros por minuto.

3. RESULTADOS

1. EVOLUCIÓN DE LOS PARÁMETROS OPERACIONALES Y DE LAS EFICIENCIAS DE REMOCIÓN DE DQO.

Las figuras 1, 2, y 3 muestran la evolución de las cargas orgánicas volumétricas, de los tiempos de retención hidráulicos y de las eficiencias de remoción de DQO durante las 18 semanas de investigación con los filtros piloto.

Los resultados indicados permiten señalar los siguientes hechos relevantes:

- Cerca de un 75% de la eficiencia de remoción de DQO total del sistema conformado por los dos filtros en serie fué lograda en el filtro 1, con un tiempo de retención de alrededor de un tercio del total.

- En el intervalo comprendido entre las semanas 11 y 15, el tiempo de retención en el filtro 3 fué sensiblemente superior al sistema de dos filtros en serie, pero la eficiencia no mejoró por ello en forma sustancial.

Adicionalmente, el análisis de regresión reveló una dependencia estadística significativa de tipo lineal entre la eficiencia de remoción de DQO y la carga orgánica volumétrica.

2. PRODUCCIÓN DE METANO

En la figura 4 se representan los valores promedios semanales de producción de metano de los filtros 2 y 3, en los cuales se efectuó la medición de esta variable.

Los valores mas altos de producción de CH_4 en el filtro 3 durante la mayoría del tiempo, resultan coherentes si se toma en cuenta que la producción del filtro 2 representaba solo la etapa final del proceso. Sin embargo, durante las tres últimas semanas esta situación se invirtió, registrandose un descenso drástico en la producción de metano del filtro 3

Figura 1.
Cargas orgánicas volumétricas afluentes a cada reactor, promedio semanal

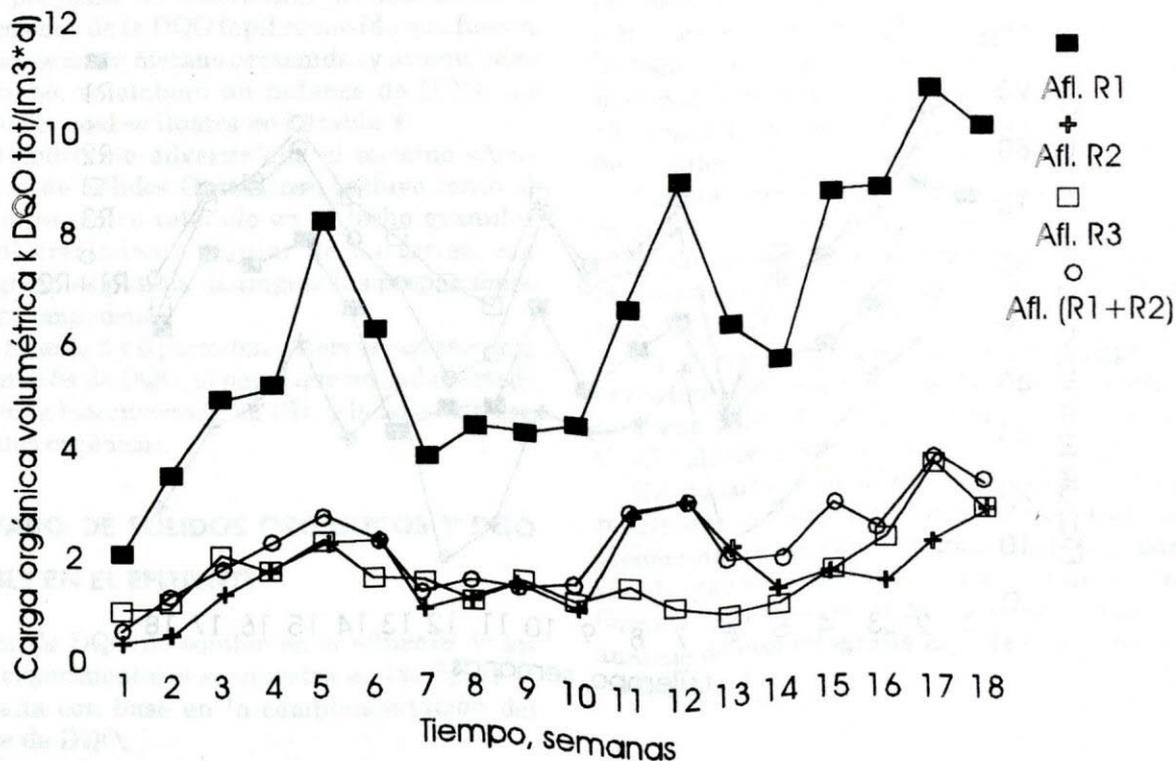


Figura 2.
Tiempos de retención promedio semanales en cada reactor

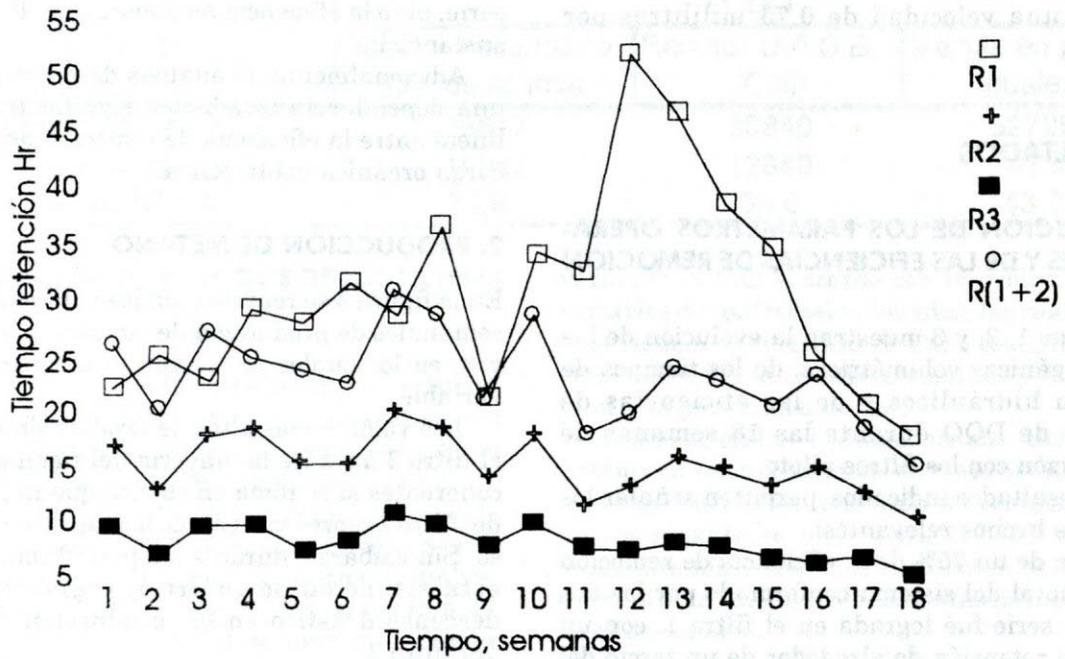
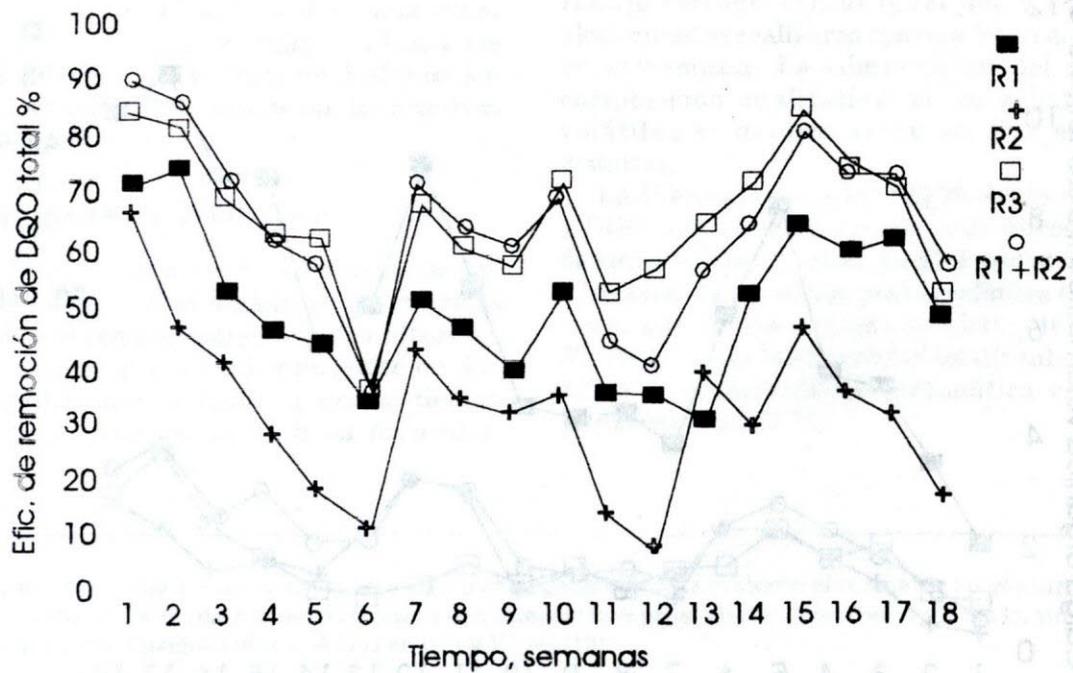


Figura 3.
Eficiencias de remoción de DQO total en cada reactor, promedio semanal



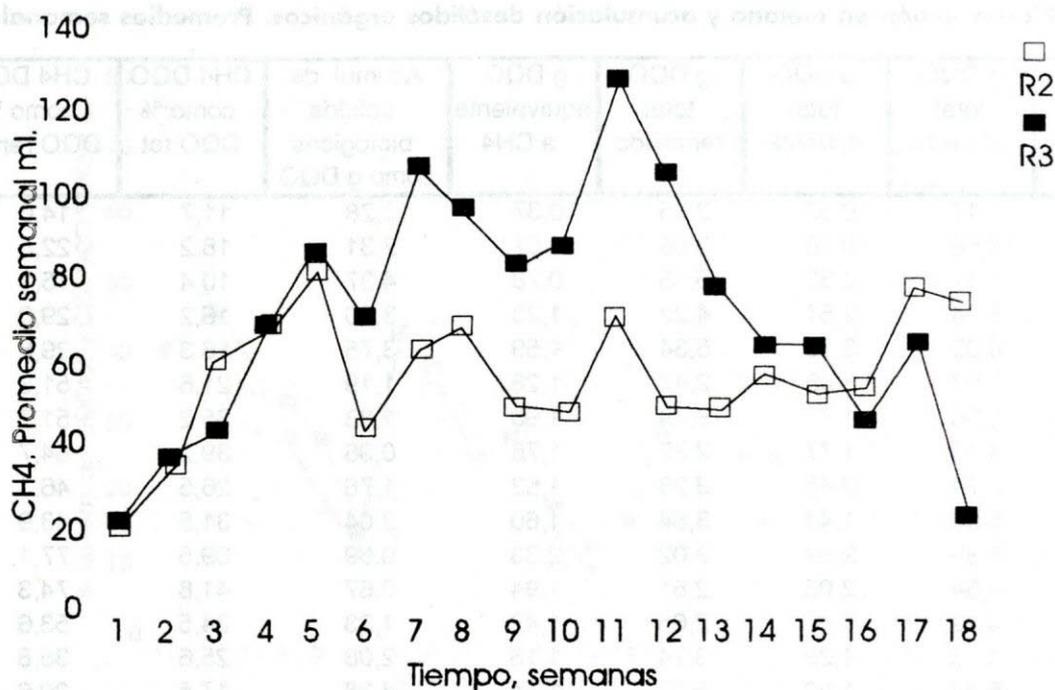


FIGURA 4.
Producción de Metano de los filtros dos y tres. Promedio semanal

3. BALANCE DE DQO

Con el propósito de determinar secuencialmente las fracciones de la DQO total removida que fueron transformadas en metano o retenidas y acumuladas en el lecho, se elaboró un balance de DQO, un ejemplo del cual se ilustra en la tabla 3.

Es importante advertir que el término «Acumulación de Sólidos Orgánicos», incluye tanto al material orgánico retenido en el lecho granular como al crecimiento celular de bacterias, sin embargo no es posible distinguir las proporciones de cada componente.

Las figuras 5 y 6 permiten observar con respecto a la remoción de DQO, el papel que en cada período tuvieron la bioconversión en CH_4 y la acumulación de sólidos orgánicos.

4. LAVADO DE SÓLIDOS ORGÁNICOS Y DQO SOLUBLE EN EL AFLUENTE

El valor de DQO no soluble en el efluente de los filtros experimentales se muestra en la figura 7, elaborada con base en la complementación del balance de DQO.

El término lavado de sólidos se refiere a la diferencia entre la DQO total y la DQO filtrada (en membrana) para el efluente de cada unidad. Como en el caso de la acumulación de sólidos biológicos, tampoco es posible aquí diferenciar del material orgánico no soluble efluente, la fracción correspondiente a la salida (lavado) de células bacteriales.

Como se puede observar en la figura 7, el lavado de sólidos orgánicos constituyó una parte importante de la DQO no removida en cada uno de los reactores, con porcentajes promedios que variaron entre 41 y 45%.

De otra parte, los análisis de regresión permitieron constatar que el lavado de sólidos fue una variable directamente dependiente de la C.O.V. afluente a cada reactor.

En cuanto a la DQO soluble efluente, los resultados señalan que fue la fracción orgánica predominante no removida, incluyendo un sustrato viable para la metanogénesis como el ácido fórmico⁽¹⁷⁾, lo cual se pudo verificar mediante los análisis de cromatografía líquida que se resumen en la tabla 4.

Tabla 3.
Filtro 3. Bioconversión en metano y acumulación desólidos orgánicos. Promedios semanales.

Semana No.	g DQO total afluente	g DQO total efluente	g DQO total removido	g DQO equivalente a CH ₄	Acumul. de sólidos biológicos como g DQO	CH ₄ DQO como % DQO tot.	CH ₄ DQO como % DQO remov.
1	3,17	0,52	2,65	0,37	2,28	11,7	14,0
2	3,68	0,70	2,98	0,67	2,31	18,2	22,5
3	7,47	2,32	5,15	0,78	4,37	10,4	15,1
4	6,74	2,51	4,23	1,23	3,00	18,2	29,0
5	8,69	3,35	5,34	1,59	3,75	18,3	29,8
6	5,93	3,46	2,47	1,28	1,19	21,6	51,8
7	5,56	1,77	3,79	1,96	1,83	35,2	51,7
8	4,49	1,77	2,72	1,76	0,96	39,2	64,7
9	5,74	2,46	3,28	1,52	1,76	26,5	46,3
10	5,08	1,44	3,64	1,60	2,04	31,5	43,9
11	5,89	2,87	3,02	2,33	0,69	39,5	77,1
12	4,64	2,03	2,61	1,94	0,67	41,8	74,3
13	4,12	1,47	2,65	1,42	1,23	34,5	53,6
14	4,53	1,29	3,24	1,16	2,08	25,6	35,8
15	6,52	1,00	5,52	1,14	4,38	17,5	20,6
16	8,50	2,17	6,33	0,83	5,50	9,8	13,1
17	13,48	4,02	9,46	1,20	8,26	8,9	12,7
18	10,82	5,26	5,56	0,37	5,19	3,4	6,6
TOTAL	115,05	40,41	74,64	23,15	51,49	Pr=20.1	Pr=31.0

4. PH Y ALCALINIDAD

En todos los reactores los valores promedios semanales del pH se ubicaron dentro del rango 7.5-8.3, considerado no limitante de la actividad bacteriana.

Respecto de la alcalinidad atribuible a las sales de los ácidos volátiles, el comportamiento fué muy similar en todos los filtros.

De otra parte, Los análisis de regresión permitieron identificar un buen grado de correlación entre la eficiencia de remoción de DQO total y esta última variable, lo cual es coherente con el hecho mencionado de que la fracción soluble de la DQO fué el componente de mayor significación dentro del material orgánico no removido.

Tabla 4.
Análisis cualitativo de Ácidos Grasos Volátiles.

Día	Reactor	A. Fórmico	A. Acético	A. Propion	A. Butíric
73	Afluente	93,5	6,5	--	--
	Efl. R1	82,0	18,0	--	--
	Efl. R2	97,6	2,4	--	--
	Efl. R3	95,3	4,7	--	--
48	Efl. R1	100,0	--	--	--
	Efl. R2	100,0	--	--	--
	Efl. R3	100,0	--	--	--
63	Efl. R1	100,0	Trazas	--	--
	Efl. R2	100,0	Trazas	--	--
	Efl. R3	100,0	Trazas	--	--

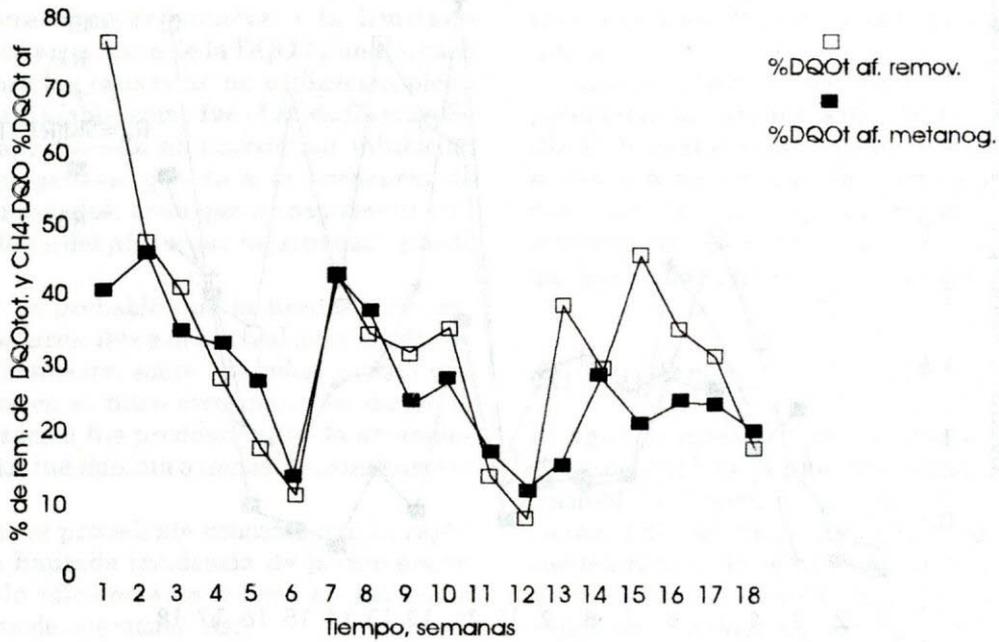


FIGURA 5.
Reactor 2. CONVERSION en CCH4 y ACUMULACION como % de DQOt afluente

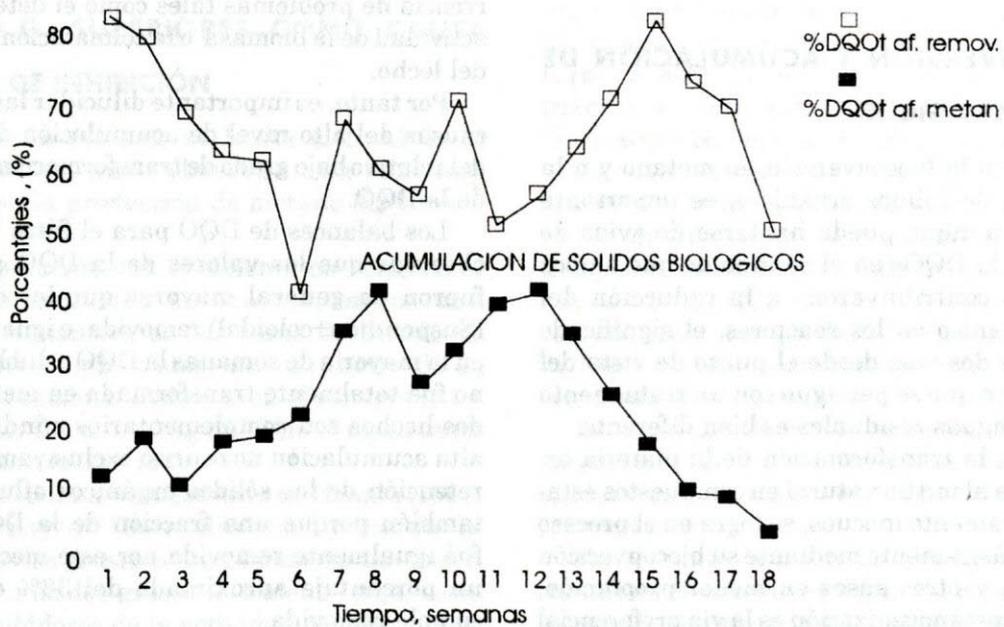


FIGURA 6.
Reactor 3. CONVERSION en CH4 y ACUMULACION como % de DQOt afluente

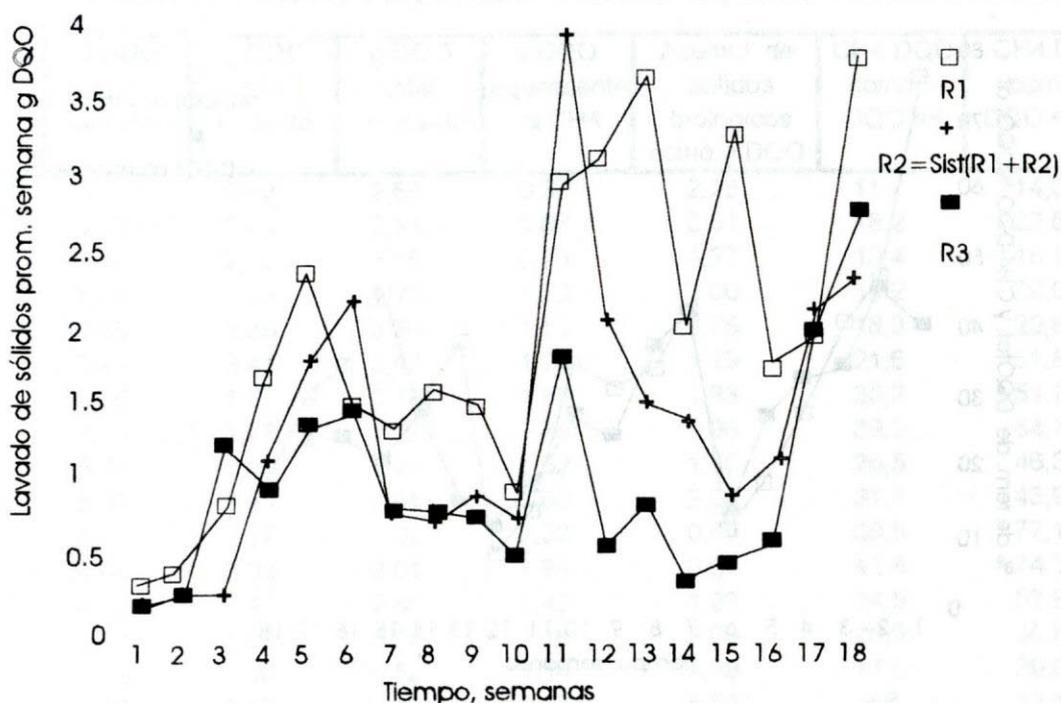


FIGURA 7.

Lavado de sólidos orgánicos, promedio semanal en cada uno de los reactores

DISCUSIÓN

1. BIOCONVERSIÓN Y ACUMULACIÓN DE SÓLIDOS BIOLÓGICOS.

Con relación a la bioconversión en metano y a la acumulación de sólidos orgánicos, es importante aclarar que aunque puede hablarse de «vías de remoción de la DQO» en el sentido de que ambos mecanismos contribuyeron a la reducción del material orgánico en los reactores, el significado real de estas dos vías desde el punto de vista del objetivo básico que se persigue con un tratamiento biológico de aguas residuales es bien diferente.

En efecto, la transformación de la materia orgánica nociva al medio natural en compuestos estables o relativamente inocuos, se logra en el proceso anaeróbico básicamente mediante su bioconversión en CH_4 , CO_2 y otros gases en menor proporción, por lo que la metanogénización es la vía preferencial que se busca maximizar.

Entre tanto, la retención y acumulación de sólidos orgánicos en la biomasa, significa el aplaza-

miento del propósito enunciado, con la probable ocurrencia de problemas tales como el deterioro de la actividad de la biomasa o la colmatación progresiva del lecho.

Por tanto, es importante dilucidar las probables causas del alto nivel de acumulación de sólidos y del relativo bajo grado de transformación en metano de la DQO.

Los balances de DQO para el filtro 3 permiten observar que los valores de la DQO acumulada fueron en general mayores que los de la DQO (Suspendida+coloidal) removida, e igualmente que en la mayoría de semanas la DQO soluble removida no fué totalmente transformada en metano. Estos dos hechos son complementarios e indican que la alta acumulación no ocurrió exclusivamente por la retención de los sólidos orgánicos afluentes, sino también porque una fracción de la DQO soluble fué igualmente removida por este mecanismo, en un porcentaje aproximado del 38% de la DQO soluble removida.

Tal acumulación de una parte de la DQO soluble, podría explicarse por la adsorción de algunas grasas y proteínas solubles⁽¹⁸⁾ e igualmente por la

conversión de proteína soluble de la sangre (fibrinógena) a sólidos suspendidos (fibrina),⁽¹⁹⁾ los cuales serían retenidos en el lecho del filtro.

En lo que hace referencia a la limitada bioconversión en metano de la DQO afluente, cabe indagar sobre las causas de no utilización plena de un sustrato viable, como fué el ácido fórmico. Se puede afirmar que ello no ocurrió por inhibición de la metanogénesis debida a la presencia de A.G.V. no disociados, dado que no se presentaron los bajos valores del pH en que tal situación puede ocurrir.

Tampoco es probable que la limitada bioconversión fuese atribuible a la acumulación de sólidos de lenta degradación sobre los lodos, puesto que precisamente en el filtro secundario en donde la metanogénización fue predominante, la acumulación de sólidos fué mínima o inexistente la mayoría del tiempo.

Por tanto, es procedente concebir que la razón básica de la limitada incidencia de la conversión en CH_4 en la eficiencia, residiera en las bajas temperaturas de operación. Así,

durante las 10 semanas iniciales, las tasas de producción de CH_4 fueron muy similares en ambos sistemas, con un valor promedio de $0.43 \text{ kg CH}_4\text{-DQO}/(\text{m}^3\text{*d})$, valor inferior a los reportados para C.O.V del mismo orden a 20°C ⁽²⁰⁾, que fué de 0.6, lo cual resulta explicable por las menores temperaturas bajo las cuales se desarrolló este trabajo.

2. LOS A.G. SUPERIORES COMO CAUSA PROBABLE DE INHIBICIÓN

A partir de la semana 11 hasta el final de la experiencia, se pudo observar una continua reducción en la producción de metano del filtro 3 (fig 4 y 6).

La comparación con el sistema en serie en el cual tal disminución no ocurrió, indica una diferencia sustantiva en las tasas de lavado de sólidos entre ambos sistemas a partir de la mencionada semana, dado que en el sistema (F1 + F2) este valor fué de $0.40 \text{ kg DQO}/(\text{m}^3\text{*d})$, en tanto que en el reactor 3 se redujo a 0.14.

Con base en las investigaciones de Hanaki (1981) citadas por Sayed⁽²¹⁾, las cuales concluyeron que la hidrólisis de las grasas neutras pueden dar origen a glicerol y a ácidos grasos de cadena larga, estos últimos inhibidores de la actividad metanogénica, puede formularse la hipótesis de que la baja tasa de lavado de sólidos que se presentó en el filtro 3 durante las últimas semanas, impidió el despren-

dimiento periódico del material graso acumulado, permitiendo en consecuencia la hidrólisis del mismo y por tanto la generación de A.G. Superiores, con los efectos anotados sobre la actividad de la biomasa activa.

La baja tasa de lavado del F3, coincidió con los períodos de altos tiempos de retención en este filtro (fig.2), lo cual permite también suponer que sería necesaria una velocidad intersticial correspondiente a una carga hidráulica límite, para retirar oportunamente el material graso acumulado que puede dar origen a la inhibición.

CONCLUSIONES

El agua residual de mataderos constituye un residuo complejo, por su alto contenido de sólidos insolubles y potencialmente insolubles. La sedimentación y flotación como tratamiento primario, pueden reducir la concentración de DQO en ellas en alrededor de un 60%, sin embargo, el efluente contendrá aún un remanente importante de sólidos orgánicos no solubles.

Estos sólidos orgánicos van a ser retenidos y acumulados en el lecho granular de un filtro anaeróbico, pudiendo llegar a constituirse en la vía mas importante de reducción de la DQO en el efluente del reactor.

La existencia de compuestos de hidrólisis lenta dentro de esta fracción suspendida y coloidal, explicaría su acumulación progresiva en el lecho, efecto que será mas pronunciado a bajas temperaturas. A esta acumulación puede adicionarse otra fracción originalmente soluble, que llega a insolubilizarse por coagulación de las proteínas de la sangre.

Al comparar el sistema de dos filtros en serie con un tercer reactor, durante un tiempo de operación de diez semanas bajo cargas orgánicas y tiempos de retención hidráulicos similares, del orden de $1.6 \text{ kg DQO}/(\text{m}^3\text{*d})$ y 27 h. respectivamente, se pudo constatar que las eficiencias de remoción de DQO y el comportamiento de las variables de control fueron semejantes.

La eficiencia de remoción de DQO fué del 64% en promedio en ambos casos, y la acumulación de sólidos orgánicos representó un 65% de la DQO total removida.

No obstante, a pesar de que la eficiencia fué similar en el sistema en serie y el reactor único, no se podría concluir por ello que el empleo de una u otra configuración pueda llegar a ser indiferente.

Por el contrario, el empleo de dos filtros en serie para el tratamiento de aguas residuales semejantes

a las utilizadas, se muestra como una opción preferible a la utilización de un filtro único desde el punto de vista de una operación segura, dado que podría acudir a una purga periódica de lodos del reactor primario en caso de colmatación o de incrementos de la pérdida de carga hidráulica, sin afectar en forma significativa el funcionamiento del filtro secundario, en donde la metanogénesis es predominante, dentro de ciertos niveles de carga orgánica volumétrica.

Con respecto a la bioconversión en CH_4 , la vía deseable de remoción del material orgánico, los niveles determinados pueden calificarse de modestos, como quiera que solo el 35% de la DQO_t removida fué transformada en metano. Adicionalmente, en el efluente de los filtros se logró verificar la presencia de un sustrato viable, como fué el ácido fórmico.

Dentro de los probables factores condicionantes de este resultado, se descarta en primer término una posible inhibición por A.G. de bajo peso molecular no disociados. Así mismo, la escasa o nula acumulación de sólidos en el reactor secundario señala como improbable que los reducidos niveles de metanogénización ocurriesen debido a la limitación del contacto entre el sustrato viable y la biomasa adherida.

Por tanto, cabe suponer que la causa determinante de la limitada bioconversión a CH_4 del material orgánico acidificado, radicó en las bajas temperaturas bajo las cuales se desarrolló la experimentación. (Temperatura promedio diaria = 17 °C).

Con base en la investigación desarrollada y otras afines, parece procedente sugerir que a partir de un estudio de tratabilidad, la selección de los valores de diseño de las variables operativas C.O.V. y T.R.H, para un residuo complejo de características similares, se efectúe tomando en consideración el período o períodos en los cuales se hayan cumplido dos condiciones, a saber: alta producción relativa de metano (como % de la DQO_t afluente) y baja acumulación de sólidos orgánicos en el reactor.

De otra parte, en relación a las variables de control del proceso, en esta investigación la alcalinidad atribuible a los A.G.V. se mostró como una alternativa promisoria.

Finalmente, la recomendación mas general derivada de los resultados expuestos, se orienta a resaltar la importancia de los estudios de caracterización y tratabilidad, como requisitos previos al diseño de procesos de tratamiento anaeróbico, especialmente para el caso de aguas residuales complejas.

BIBLIOGRAFÍA

1. W. H. O. Offset publication # 62. «Rapid assesment of Sources of Air, Water and Land Pollution, p. 53 (1982).
2. VOCHTEN, P., Schowanek, s., Verstraete, W., «Aerobic vs Anaerobic Wastewater Treatment.» Memorias del 5° Simposio Int. sobre Digestión Anaeróbica, Bologna (1988).
3. CAMILLIERI, C., «Start-up of Fixed-film Stationary Bed Anaerobic Reactors.» Memorias del 5° Simposio Int. sobre Digestión Anaeróbica, p. 407. Bologna (1988).
4. LETTINGA, G., Pol, L., «Design and Operational Experiences With The UASB-Process.» Presentado en: Latinoamerican Workshop of Anaerobic Digestion. pp47-65, Mexico (1990).
5. EASTMAN, J.A., Ferguson, J.F., «Solubilization of Particulate Organics Carbon During the Acid Phase of Anaerobic Digestion. Jour. W.P.C.F., VOL 53, N° 3, p.352, (1981).
6. LEVINE, A.D., Tchobanoglous, G., «Benefits of Particle Size Management for Biological Wastewater Treatment.» Memorias de la Conferencia Nacional de la A.S.C.E., Boston, (1985).
7. LETTINGA, G., Pol, L., Field, J., «Tratamiento de Aguas Residuales Complejas.» Manual del Curso: Criterios de Diseño para Sistemas UASB pp.23-26. Cali, (1989).
8. SAYED, S., Van Campen, L., Lettinga, G., «Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Waste Using a Granular Sludge UASB Reactor.» Biological Wastes, 21, 11-28, (1987).
9. SAYED, S., Zeeuw, W., Lettinga, G., «Anaerobic Treatment of Slaughterhouse Waste Using a Flocculent Sludge UASB Reactor.» Agricultural Wastes 11, 197-226, (1984).
10. EHLINGER, F., Audic, J., Faup, G., «Influence of Seeding Condition on Initial Biofilm Development During the Start Up of Anaerobic Fluidized Bed Reactors.» Memorias de la decimacuarta Conferencia del A.W.P.R.C., Brighton, U.K., p.157, (1988).
11. CAMPOS, J., Foresty, E., Camacho, R., «Anaerobic Wastewaters Treatment in the Food Processing Industry: Two Case Estudios.» Wat. Sci. Tech. Vol.18, N° 12, pp87-97,
12. POL, L.H., «Arranque y Granulación.» Manual del Curso: Tratamiento An. de Ag. Res. con Enfasis en el Sistema UASB., U.V., C.V.C., U. de Wag., p 34 ss. Cali, (1987).
13. STERLING, C.E., «La Tecnología UASB para Tratamiento de Aguas Residuales Municipales.» Manual del Curso: Criterios de Diseño para Sistemas UASB., U.V., C.V.C., U.A. de Wag. pp. 135-136, Cali, (1989).
14. STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER., 16th ed., Am. Public Health Assoc., (1985).
15. JENKINS, S., Morgan, J., Sawyer, C.L., «Monitoring Anaerobic Sludge Digestion and Grow by a Simple Alkalimetric Titrations.» Journal W.P.C.F., 55, (5), pp. 448-453., (1983).
16. ROJAS, CH, O., «Relación Alcalinidad-Acidos Grasos Volátiles.» Manual del Curso: Arranque y Operación de sistemas UASB. U.V., C.V.C., U.W., Cali, (1987).
17. NOVAES, R.F.V., «Microbiology of Anaerobic Digestion.» Wat. Sci. Tech. Vol 18, N° 12, p 5-, (1986).
18. SAYED, S., «The Perfomance of a Continuously Operated Flocculent Sludge UASB Reactor with Slaughterhouse Wastewater.» Ph.D. Thesis Agric. Univer. The Netherlands, (1987).
19. WEST, E.S., Tood, W., Mason, H., Van Bruggen, J., «Textbook of Biochemistry.» 5th Ed., p. 552, the Macm Comp. London, (1970).
20. IBID., Ref. 9
21. IBID., Ref. 18