

**EVALUACIÓN OPERACIONAL DE UN SISTEMA A ESCALA
LABORATORIO DE BIOPELÍCULA ANAEROBIA SOPORTADA PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.**

**JOHANNA KARINA SOLANO MEZA
MÓNICA PATRICIA RANGEL URREA**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIAS FISICO-QUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BUCARAMANGA**

2006

**EVALUACIÓN OPERACIONAL DE UN SISTEMA A ESCALA
LABORATORIO DE BIOPELÍCULA ANAEROBIA SOPORTADA PARA EL
TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.**

**JOHANNA KARINA SOLANO MEZA
MÓNICA PATRICIA RANGEL URREA**

**Trabajo Presentado como requisito para
Optar el título de Ingeniero Químico**

**Código de proyecto
2004-33**

**Director
Ph.D EDGAR FERNANDO CASTILLO MONROY
Profesor de la Escuela de Ingeniería Química**

**UNIVERSIDAD INDUSTRIAL DE SANTANDER
FACULTAD DE INGENIERIAS FISICO-QUÍMICAS
ESCUELA DE INGENIERÍA QUÍMICA
BUCARAMANGA
2006**

RESUMEN

TÍTULO

EVALUACIÓN OPERACIONAL DE UN SISTEMA A ESCALA LABORATORIO DE BIOPELÍCULA ANAEROBIA SOPORTADA PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS*

AUTORAS

RANGEL URREA, Mónica Patricia y SOLANO MEZA, Johanna Karina**

Palabras Claves:

Biopelícula, sustrato, soporte, Demanda Química de Oxígeno, inóculo.

Se presenta en este trabajo el estudio de la biopelícula anaerobia sobre tusas de mazorca como material de soporte seleccionado, para un reactor de lecho fijo de flujo descendente en un sistema de tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas. Se utilizó como inóculo para el reactor una mezcla de lodos nativos provenientes tanto de una planta de tratamiento de aguas residuales como de excretas porcícolas.

Se evaluaron las condiciones generales operacionales tales como rangos de pH, temperatura y concentración de carga orgánica, que generen un buen desempeño en el reactor de lecho fijo en donde se hicieron mediciones de parámetros como Demanda química de Oxígeno (DQO), pH, ácidos grasos volátiles, Composición del biogás generado, análisis microbiológicos y pruebas de microscopía óptica sobre el material de soporte.

De otro lado, se obtienen resultados en donde se muestra que el reactor anaerobio de biopelícula soportada presenta los mayores valores de remoción en DQO y en composición de metano en el Biogás, cuando es alimentado con sustratos de cargas orgánicas aproximadamente mayores a 1500 mg de DQO/l. El estudio sobre las tusas de mazorca como soporte para la biopelícula dentro del reactor, nos indicó que era adecuado y factible ya que no presentó degradación aparente durante un periodo de tiempo de 8 meses de experimentación, así como, una fijación aceptable de dicha biopelícula sobre él. También se muestra la implementación de un sistema hidráulicamente estable, para tratamiento de aguas residuales a escala piloto-laboratorio, el cual está conformado por un reactor anaerobio soportado de flujo descendente, un sedimentador de lodos, un intercambiador de calor de carcaza y tubo de un solo paso, un tanque de alimentación y una bomba centrífuga sumergible.

* Proyecto de grado

** Facultad de Ingenierías Físicoquímicas, Escuela de Ingeniería Química. Director:
Ph.D Edgar Fernando Castillo Monroy

SUMMARY

TITLE

OPERATIONAL EVALUATION OF A LABORATORY SCALE SYSTEM OF ANAEROBIC BIOFILM SUPPORTED FOR THE HOUSEHOLD WASTEWATER TREATMENT*

AUTHORS

RANGEL URREA, Mónica Patricia y SOLANO MEZA, Johanna Karina**

KEY WORDS

BIOFILM, SUBSTRATE, SUPPORT, CHEMICAL OXYGEN DEMAND, INOCULATE.

It is presented in this work the study of the anaerobic biofilm on residue of cob as support material selected, for fixed-bed reactor of descendent flux in a system of anaerobic treatment of household residual water. It was used as inoculate for the reactor, a mix of native muds coming from both a treatment plant of residual water and pigs' excrements.

It was evaluated the general operational conditions such as pH ranks, temperature and organic charge concentration that generate a suitable holding in the fixed-bed reactor where it was made measurements of parameters like chemical Oxygen demand (COD), pH, volatile fatty acids, composition of the biogas generated, microbiologic analysis and proofs of optic microscopy on the support material.

On the other hand, it was obtained results where is showed that the anaerobic reactor of biofilm supported presents the maximum values of remotion in COD and in methane composition in the Biogas, when it is fed with substrates of organic charges approximately up to 1500 mg of DQO/l. The study about the residue of cob as support for the biofilm in the reactor showed us that it was adequate and feasible because it didn't show apparent degradation during an experimentation period of time of 8 months, also, an acceptable fixation of this biofilm on it. Moreover it is showed the implementation of a system hydraulically stable, for treatment of residual water to laboratory-pilot scale which it consists of an anaerobic reactor supported of descendent flux, mud sedimentor, an interchanger of heat transfer and a one passage tube, a feeding tank and a water-resistant centrifuge pump.

* Graduation Project

** Physical-Chemical Engineering Faculty. Chemical Engineering School. Director: Ph D. Edgar Fernando Castillo Monroy.

AGRADECIMIENTOS

Doctor Edgar Fernando Castillo M. director de proyecto

Ingenieros Diego Edison Cristancho, Jairo Castillo y Aldemar Martínez

Compañeros e Investigadores del Centro de Estudios e Investigaciones ambientales CEIAM-UIS

Técnicos Eduardo Carreño y Wilson Carreño

Escuela de Ingeniería Química-UIS

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar operacionalmente a escala laboratorio el tratamiento de aguas residuales domésticas mediante un soporte de biopelícula anaerobia en un reactor de lecho fijo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Seleccionar un material soporte que permita la fijación de una biopelícula anaerobia mediante el criterio de la remoción de carga orgánica en diferentes tipos de sustrato.
- Evaluar el desempeño del sistema de tratamiento de aguas residuales domiciliarias en un reactor a escala laboratorio.
- Evaluar la fijación del carbono presente en el agua residual como metano al utilizar diversos sustratos como alimento para la biopelícula.
- Evaluar las condiciones operacionales generales en el reactor de lecho fijo tales como rangos de pH, temperatura y concentración de carga orgánica que generan un buen desempeño operacional del reactor estudiado

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	1
1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
2. GENERALIDADES SOBRE EL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES	5
2.1 COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS	5
2.2 PROCESOS ANAEROBIOS	7
2.3 MECANISMOS DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	7
2.3.1 Hidrólisis	8
2.3.2 Acidogénesis	8
2.3.3 Acetogénesis	8
2.3.4 Metanogénesis	8
2.4 FACTORES QUE INCIDEN EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA	9
2.4.1 pH	9
2.4.2 Temperatura	10
2.4.3 Tiempo de retención hidráulica (TRH)	10
2.4.4 Nutrientes	10
2.4.5 Agentes Tóxicos	10
2.5 FILTROS ANAEROBIOS	10
2.5.1 Definición	10
2.5.1.1 Ventajas	11
2.5.1.2 Desventajas	11
2.6 CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL DE SOPORTE	12
2.7 CONCEPTO DE BIOPELÍCULA	13
2.7.1 Características de la biopelícula	14

2.7.2	Formación de la biopelícula	14
3.	METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	15
3.1	SELECCIÓN DEL INÓCULO	16
3.2	SELECCIÓN DEL SOPORTE	
3.3	SELECCIÓN DEL SUSTRATO	18
3.4	MONTAJE Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA DE BIOPELÍCULA ANAEROBIA FIJA	19
3.5	INOCULACIÓN Y ARRANQUE DEL SISTEMA ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA FIJA	21
3.5.1	Acondicionamiento del pH	22
3.6.	OPERACIÓN Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA	22
3.6.1	Etapa 1	23
3.6.2	Etapa 2	23
3.6.3	Etapa 3	23
3.7	PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO	24
3.8	DETERMINACIONES ANALÍTICAS	24
3.9	ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO	25
4.	ANÁLISIS DE RESULTADOS	
5.	CONCLUSIONES	35
6.	RECOMENDACIONES	36
7.	BIBLIOGRAFÍA	37
8.	ANEXOS	

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Composición típica de las Aguas Residuales Domesticas.	6
Tabla 2. Descripción de las dimensiones del reactor anaerobio de biopelícula	20
Tabla 3. Parámetros de control del proceso en el sistema	24
Tabla 4. Parámetros de operación evaluados en el sistema	24
Tabla 5. Condiciones de incubación de las muestras obtenidas del sistema	30

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Mecanismo de digestión anaerobia	9
Figura 2. Metodología experimental	15
Figura 3. Montaje de batería experimental para la selección del soporte	17
Figura 4. Esquema del sistema de biopelícula anaerobia para el tratamiento de aguas residuales domésticas	19
Figura 5. Sistema anaerobio de biopelícula soportada para el tratamiento de aguas residuales domésticas	21
Figura 6. Formación biopelícula sobre los soportes de poliuretano y tusa de mazorca.	26
Figura 7. Corte Longitudinal del Centro de la Tusa (1)	27
Figura 8. Corte Longitudinal del Centro de la Tusa (2)	27
Figura 9. Corte Transversal del Centro de la Tusa	27
Figura 10. Tejido Interno del Nicho del Maíz en la Mazorca	27
Figura 11. Biopelícula Anaerobia sobre el soporte orgánico (tusa).	33

LISTA DE GRÁFICAS

	Pág.
Gráfica 1. Variación de la Demanda Química de Oxígeno en el afluente y efluente del reactor con el tiempo	29
Gráfica 2. Porcentaje de remoción en Demanda Química Oxígeno con el tiempo	29
Gráfica 3. Composición del biogás en el reactor metanogénico	30
Gráfica 4. Comportamiento de Ácidos Grasos Volátiles alcalinidad y con el tiempo	30
Gráfica 5. Comportamiento del pH en el reactor metanogénico	31
Gráfica 6. Comportamiento de los microorganismos totales dentro del reactor.	33

LISTA DE ANEXOS

- ANEXO A.** Principales microorganismos metanogénicos categoría archaea presentes en un reactor anaerobio
- ANEXO B.** Características de la microporosidad de la tusa de mazorca y el poliuretano
- ANEXO C.** Equipos del laboratorio de microbiología CEIAM-UIS
- ANEXO D.** Gráficas de los principales parámetros medidos en la batería de experimentación
- ANEXO E.** Comportamiento de los microorganismos totales dentro del sedimentador
- ANEXO F.** Cálculo de la Demanda Química de oxígeno (DQO)
- ANEXO G.** Cálculo de ácidos grasos volátiles

INTRODUCCIÓN

La contaminación de agua genera problemas técnicos, sociales y de salud; por un lado, se agotan cada vez más fuentes de agua potable (sólo 1.7% de la que hay en el mundo es potable en su estado natural, y de este porcentaje 0.7% está congelada en los polos); por el otro, se contaminan cuerpos de agua que pueden ser utilizados por otras comunidades (ríos, lagos, mantos freáticos, océanos). Resolver esto no es sencillo, pero se puede desarrollar la tecnología adecuada para tratar y reutilizar en caso necesario agua con cualquier tipo de contaminación.

La mayoría de los vertidos de aguas residuales que se hacen en el mundo no son tratados. Simplemente se descargan en el río, mar o lago más cercano y se deja que los sistemas naturales, con mayor o menor eficacia y riesgo, degraden los desechos de forma natural. En los países desarrollados una proporción, cada vez mayor, de los vertidos es tratada antes de que lleguen a los ríos o mares en PTAR (Planta Tratamiento Aguas Residuales).

El objetivo de estos tratamientos es, en general, reducir la carga de contaminantes del vertido y convertirlo en inócuo para el medio ambiente. Para cumplir estos fines se usan distintos tipos de tratamiento dependiendo de los contaminantes que arrastre el agua y de otros factores más generales, como localización de la planta depuradora, clima, ecosistemas afectados, etc. ^[1]

La tecnología basada en lechos fijos Anaerobios, es una tecnología que requiere bajos costos de construcción, no requiere equipos sofisticados y además, se pueden utilizar como medio de soporte materiales de fácil

consecución. Los filtros anaerobios son relativamente pequeños, fáciles de construir y presentan buenas eficiencias de remoción (70 a 90%) de materia orgánica.

El objeto de este trabajo es determinar las condiciones de operación para un sistema de biopelícula anaerobia soportada, como una fase de la investigación necesaria para generar parámetros de diseño que permitan escalar este tipo de sistemas de tal forma que brinden un tratamiento eficiente de las aguas residuales y al mismo tiempo disminuyan el impacto ambiental desfavorable que éstas causan.

El presente trabajo se encuentra dividido en cinco capítulos. El primero describe la problemática de las aguas residuales así como la aplicación de la tecnología anaerobia para el tratamiento de estos efluentes. En el siguiente capítulo se presentan las generalidades sobre el tratamiento anaerobio de aguas residuales, en donde se muestran conceptos básicos de digestión anaerobia, filtros anaerobios y biopelícula; en el tercer capítulo se hace una descripción de la metodología experimental usada en este trabajo. El capítulo cuatro muestra los resultados que se obtuvieron y su respectivo análisis. El trabajo finaliza con las conclusiones, recomendaciones y algunas sugerencias para la continuidad de la investigación en este tema.

1. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La actividad humana genera, en mayor o menor cantidad, contaminación en el agua que utiliza para diversos servicios. Al inicio del siglo XX, las aguas residuales procedentes del uso doméstico contenían básicamente desechos de origen orgánico, por lo que la contaminación consistía en sólidos suspendidos, materia orgánica, acidez, grasas y aceites, restos de comida y jabón. Con el avance de la civilización, las aguas residuales domésticas han variado en su composición por la gran variedad de productos químicos arrojados en las casas hacia los drenajes (cloro, amoníaco, detergentes), lo que provoca que se tengan que desarrollar nuevos métodos de tratamiento.^[2]

En Colombia, el avance en materia de saneamiento hídrico (recolección, transporte y tratamiento de los residuos líquidos) presenta atrasos significativos, pues sólo son tratadas el 12% (Cabrera, 2003) de las aguas residuales generadas. El desarrollo normativo del tema se presenta desde el enfoque de los servicios públicos a través de la ley 142 de 1994, que define el tratamiento de aguas residuales como una actividad complementaria del servicio público domiciliario de alcantarillado, y desde el punto de vista ambiental en la ley 99 de 1993.^[3]

Los vertimientos de aguas residuales de los centros urbanos de Colombia se estiman en 67 m³/s, donde Bogotá representa el 15%, Antioquia 13%, Valle del Cauca 10% y los demás departamentos están por debajo del 5%. El impacto que generan estos vertimientos varía a lo largo del país, dependiendo del volumen de los vertimientos puntuales frente a la capacidad de asimilación de los cuerpos de agua donde se vierten.

En general todos estos vertimientos ponen en riesgo la salud de los habitantes, dificultan la recuperación de las fuentes, disminuyen la productividad, aumentan los costos de tratamiento del recurso hídrico y, cuando los desechos industriales se vierten a un sistema de alcantarillado municipal, aumentan los costos de operación y mantenimiento de las redes, de los sistemas de

tratamiento y disminuye el periodo de vida útil de estas inversiones. (Documento Conpes 3177, Min Ambiente, 2002).^[5]

En las últimas décadas una variedad de métodos anaerobios se están aplicando en forma creciente en el tratamiento de residuos domésticos y residuos industriales, provenientes de plantas químicas, farmacéuticas, papeleras y alimenticias (lácticas, cerveceras, frigoríficas, de conservas, etc.) para remover materia orgánica soluble y suspendida de las corrientes líquidas residuales.

Esta tendencia favorable en la aplicación de la tecnología anaerobia ha dado lugar a un creciente interés en el área desde comienzo de la década del 80 hasta la fecha. Puede decirse que se avanzó tanto en el entendimiento del proceso anaerobio mismo como en su aplicación a nuevos procesos, tales como sistemas que utilizan reactores tipo mantos de lodos (Rinzema et al.1993), reactores de lecho fijo (Chua y Fung, 1996), reactores de lecho fluidizado ((Switzenbaum y Jewell, Jewell et al.1980)) (Switzenbaum, 1983); (Schraa et al1984.); (Denac y Dunn, 1988); (Dunn, 1988); (Petrozzi et al.1981).

Durante los últimos años los procesos anaerobios de biomasa adherida se han aplicado crecientemente para degradar aguas residuales domésticas, industriales y municipales (Soto, Zanuttini et al. 2000). Este tipo de reactor ha sido desarrollado muy recientemente, por lo que las realizaciones a escala industrial son relativamente escasas. (Raisman, Gonzáles, 1998).^[6]

2. GENERALIDADES SOBRE EL TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

El tratamiento biológico anaerobio de aguas residuales supone la remoción de contaminantes mediante actividad biológica. Dicha actividad se aprovecha para la remoción de sustancias orgánicas biodegradables, coloidales o disueltas, contenidas en el agua residual, mediante su conversión en biomasa fácilmente sedimentable y en gases que escapan a la atmósfera. También es posible la remoción de nitrógeno y fósforo del agua residual mediante los procesos biológicos. Los microorganismos involucrados en el tratamiento biológico de aguas residuales se encargan de la estabilización de la materia orgánica a través de procesos de oxidación-reducción con el fin de obtener energía para crecimiento y mantenimiento celular.^[10]

2.1 COMPOSICIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS.

Desde el punto de vista de la fuente de generación, se puede definir el agua residual como la combinación de los residuos líquidos, o aguas portadoras de residuos, procedentes tanto de residencias como de instituciones públicas y establecimientos industriales y comerciales, a los que pueden agregarse eventualmente aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Metcalf y Eddy, 1995).

Se consideran aguas residuales domésticas a los líquidos provenientes de las viviendas o residencias, edificios comerciales e institucionales. La generación de aguas residuales es un producto inevitable de la actividad humana. el tratamiento y disposición apropiada de las aguas residuales supone el conocimiento de las características físicas, químicas y biológicas de dichas aguas; de su significado y de sus efectos principales sobre las fuentes receptora ,así como también, el conocimiento de la naturaleza del agua residual domésticas es necesario para determinar su manejo, tratamiento y disposición final.

La cantidad de agua descargada a lo largo del día depende del tamaño de la población, de su estilo de vida y nivel de desarrollo. Este consumo puede variar desde 150 l/hb/día en zonas rurales hasta 400 l/hb/día en grandes capitales.

Los principales componentes de este tipo de aguas residuales son: materia orgánica fácilmente biodegradable (40-60% de proteínas, 25-50% de carbohidratos y 10% de lípidos, con trazas de otros compuestos). En la Tabla 1. Se puede observar la composición general del agua residual domiciliaria.

Tabla 1. Composición típica de las Aguas Residuales Domésticas.

PARAMETRO	MAGNITUD
Sólidos totales	720 mg/L
Sólidos disueltos	500 mg/L
Sólidos disueltos volátiles	200 mg/L
Sólidos suspendidos	220 mg/L
Sólidos suspendidos volátiles	165 mg/L
Sólidos sedimentables	10 mg/L
DBO	220 mg/L
DQO	500 mg/L
Nitrógeno total	40 mg/L-N
Nitrógeno orgánico	15 mg/L-N
Nitrógeno amoniacal	25 mg/L-N
nitritos	0
nitratos	0
Fósforo total	8 mg/L-P
Fósforo orgánico	3 mg/L-P
Fósforo inorgánico	5 mg/L-P
cloruros	50 mg/L-Cl
alcalinidad	100 mg/L CaCO ₃
Grasas	100 mg/L

Fuente: ROMERO, Jairo .Tratamiento de aguas residuales. 2000

La materia orgánica presente en las ARD puede encontrarse como carbono disuelto (Carbono Orgánico Disuelto, COD) o en forma particulada (Carbono Orgánico Particulado, COP). Este último puede separarse del disuelto por decantación o por floculación.

2.2 PROCESOS ANAEROBIOS

Los tratamientos aerobios y anaerobios constituyen las dos grandes alternativas de depuración biológica de aguas residuales y residuos orgánicos fermentables. Sin embargo, el hecho de no necesitar aireación y la generación de biogás, que se puede utilizar en la misma planta con finalidades energéticas, hacen que la digestión anaerobia resulte mucho más favorable económicamente, permitiendo en muchos casos la autonomía o autosuficiencia de las plantas de tratamiento. Otro aspecto muy ventajoso es que la generación de lodos en exceso es mucho menor en el proceso anaerobio que en el aerobio, por lo que también se reducen los costos de tratamiento de los lodos.

Este tratamiento, a temperaturas superiores a 20°C, permite eficacias de depuración del 55-75% en la eliminación de la Demanda Química de Oxígeno (DQO), del 65-80% en la eliminación de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO5) y del 67-81% en la eliminación de SS. La temperatura es una de las variables que más influyen en el proceso, cuya eficacia decrece por debajo de 15°C.^[7]

2.3 MECANISMO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia es un proceso biológico degradativo en el cual parte de los materiales orgánicos de un sustrato son convertidos en biogás, mezcla de dióxido de carbono y metano con trazas de otros elementos, por un consorcio de bacterias que son sensibles o completamente inhibidas por el oxígeno. Utilizando el proceso de digestión anaerobia es posible convertir gran cantidad de residuos vegetales, estiércoles, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en

subproductos útiles. En la digestión anaerobia más del 90% de la energía disponible por oxidación directa se transforma en metano, consumiéndose sólo un 10% de la energía en crecimiento bacteriano frente al 50% consumido en un sistema aerobio.^[8]

El mecanismo de digestión anaerobia se divide en 4 etapas principales:

2.3.1 Hidrólisis: en esta etapa los compuestos insolubles y los solubles poliméricos son escindidos en compuestos de menor peso molecular, denominados mono y oligómeros (Azúcar, aminoácidos y péptidos), por acción de exoenzimas de forma tal que los compuestos pueden ser asimilados por la célula. En este proceso intervienen las bacterias fermentativas.

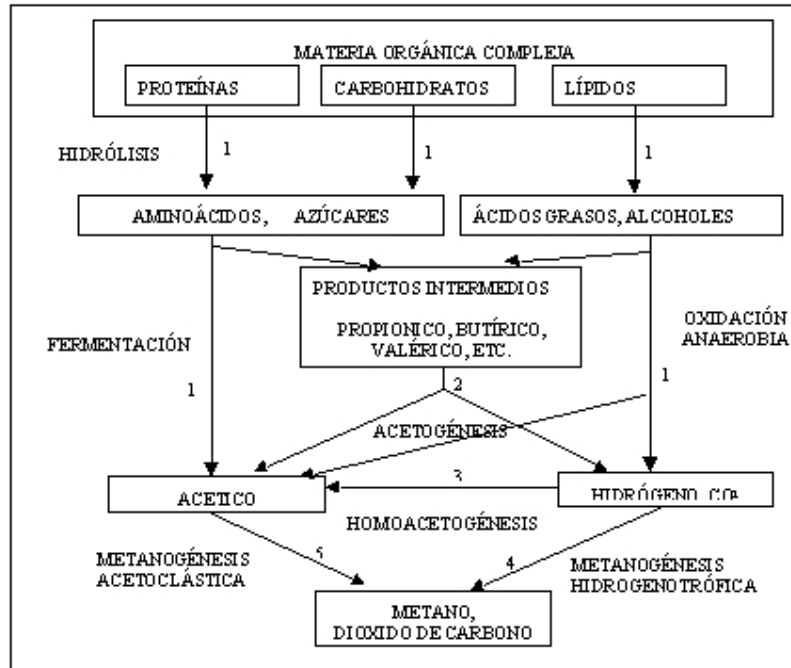
2.3.2 Acidogénesis: Una vez las bacterias asimilan los compuestos generados en la primera etapa estos se transforman en ácidos orgánicos saturados, principalmente propiónico, butírico y acético, en proporciones variables que dependen de las condiciones medio ambientales. Paralelamente se produce hidrógeno.

2.3.3 Acetogénesis: existen dos precursores del metano: el ácido acético y el hidrógeno de tal forma que los dos productos de la fase anterior deben ser necesariamente transformados a estos para dar lugar a la formación del metano. El avance de esta fase está fuertemente influenciado por las condiciones del medio especialmente por la presión parcial del hidrógeno. En esta etapa intervienen bacterias acetogénicas (productoras de hidrógeno) y bacterias metanogénicas (consumidoras de hidrogeno). La Acidogénesis siempre produce hidrógeno que se convierte en un elemento regulador del metabolismo del proceso.

2.3.4 Metanogénesis: esta es la etapa mas importante del proceso, pues en ella donde se produce la remoción de la materia orgánica disuelta en el agua y la recuperación de la energía en forma de metano, adicionalmente del correcto equilibrio de esta etapa y las anteriores depende la estabilidad del proceso.

Intervienen las bacterias acetoclásticas y las metanogénicas hidrogenoclasticas respectivamente. El siguiente cuadro resume el mecanismo de digestión anaerobia:

Figura 1. Mecanismo de digestión anaerobia



Fuente: <http://web.udl.es/usuarios/r5213847/proceso.html>

1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

2.4 FACTORES QUE INCIDEN EN EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA

Los principales factores que inciden en un proceso anaerobio, están relacionados con aquellos parámetros cuyo control permite una mayor actividad de la biomasa, lo que lleva a un alto porcentaje de remoción de la materia orgánica (Noyola y Llangovan, 1994). Estos factores son:

2.4.1 pH: es un factor importante porque las bacterias son altamente sensibles a él. (Manrique, 1999). El tratamiento anaerobio puede desarrollarse correctamente en un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8. Si el pH es mantenido en este intervalo, se considera que existe una actividad bioquímica balanceada.

2.4.2 Temperatura: la temperatura influye en la eficiencia del tratamiento anaerobio, debido a que afecta directamente la velocidad de las reacciones bioquímicas. Los microorganismos anaerobios, de acuerdo con la temperatura se dividen en tres categorías: psicrófilicos (menor de 20° c), mesófilicos (20-40° C) y termófilicos (40-65° C) (Noyola y Llangovan, 1994). La experiencia ha demostrado que en el intervalo termófilico se presenta la mayor velocidad del proceso.

2.4.3 Tiempo de retención hidráulica (TRH): es el tiempo que permanece el sustrato dentro del sistema para ser degradado. Está relacionado con la temperatura cambiante del lugar, de forma que cuando ésta es alta se puede aplicar un TRH corto, y si es baja, se necesitan TRH más largos (Manrique, 1999).

2.4.4 Nutrientes: la digestión anaerobia por ser un proceso biológico, requiere de nutrientes inorgánicos esenciales para el óptimo desarrollo de las bacterias. Los principales requerimientos son de N, P y S y también de algunos micronutrientes como N_i Fe y Co.

2.4.5 Agentes Tóxicos: son elementos principalmente de naturaleza química que pueden inhibir o disminuir sustancialmente la actividad bacteriana, afectando directamente la eficiencia global del proceso. ^[19]

2.5 FILTROS ANAEROBIOS

2.5.1 Definición

Un filtro anaerobio es un reactor, en cuyo interior se dispone de un medio de soporte (lecho) constituido por materiales tales como piedras, cerámicas, espumas, materiales plásticos, cáscara de coco, bambú entre otros, en cuya superficie e intersticios se fijan las bacterias, las cuales están contenidas en el lodo que se inocula en el reactor. Este lecho es un lecho fijo lo cual significa que las bacterias no se mueven libremente, sino que están adheridas a un soporte inerte.

El flujo en un filtro anaerobio puede ser ascendente o descendente; el régimen hidráulico básico es tipo pistón, aunque factores físicos, pueden causar cortocircuitos y desviación del flujo pistón ideal. Una denominación precisa para el filtro anaerobio sería: Reactor anaerobio de lecho fijo con flujo ascendente o descendente.

La altura total de estas unidades puede variar desde los 2 m hasta los 13 m, cuando se utiliza material comercial como soporte, siendo poco aconsejable alturas mayores a 3 m debido a problemas estructurales o funcionales. Cuando se empleen como medio de soporte piedras, la altura del lecho debe estar entre los 0.8 y 2m.(Campos, 1990)^[9]

2.5.1.1 Ventajas:

- Soporta altas cargas orgánicas (15 kg DQO/m³ d).
- Con recirculación es resistente a sobrecargas orgánicas o tóxicos.
- Construcción simple.
- Aplicable a pequeña y mediana escala.
- Rápidos rearranques.
- Operación simple.
- Operación con flujo descendente o ascendente.

2.5.1.2 Desventajas:

- Riesgo de taponamiento sobre todo con soportes de piedra.

- Sensible a sólidos suspendidos en el efluente.
- Sensible a aguas que forman precipitados (sobretudo en régimen de flujo ascendente).
- Alto costo de material de soporte.
- Presencia de sólidos suspendidos en el efluente.

2.6 CARACTERÍSTICAS DEL MATERIAL SOPORTE

Las características físicas y químicas del material soporte influyen en gran manera sobre la adherencia de la biopelícula.

El material soporte de la biopelícula se puede clasificar en función de su origen y en función de la superficie que soporta la biopelícula así:

- De origen natural: arena, paja, yute, piedra, grava, tallo de arrozal, arcilla granulada, piedra caliza, piedra pómez, cerámica, concha, ladrillo refractario, tierra de diatomeas, semillas de casuarina, puzolana, pizarra, madera, ostras, cenizas de carbón, etc.
- De origen sintético: plexiglás, PVC, vidrio, HDPE, LDPE, nylon, carbón activo, esponja, espuma de poliuretano, porcelana, ruedas de coche, etc. (Harendranath, 1996).

También se puede clasificar en función de la superficie que soporta la Biopelícula:

- Medios granulosos uniformes: arena, piedra de cuarzo, volcánica, coque, cenizas de carbón, conchas de ostras, piezas de corcho, pedazos de madera, borra etc.
- Medios granulosos con forma definida: anillos Rashing, soportes Intalox, tubos plásticos, etc.

- Medios en forma varas y cuerdas: varas de madera, tiras de madera, cuerdas con numerosos anillos de fibra radiales, etc.
- Medios en forma de bloques porosos: tubos de plástico poroso, tubos agujereados, etc.
- Medio enmarañado: maraña plástica.

Las características del medio soporte determinan la eficiencia del proceso, las principales propiedades son:

- Grado de adherencia.
- Escasa resistencia al flujo del agua.
- Superficie específica.
- Porosidad por si solo y en conjunto formado con el relleno.
- Estabilidad química y biológica.
- Capacidad para atrapar sólidos en suspensión.
- Durabilidad y resistencia mecánica a la destrucción y abrasión.
- Tamaño granular uniforme o espaciamiento uniforme de placas, que permita uniformidad del flujo a través del lecho.
- Densidad muy poco diferente a la del agua, que no provoque una pesada carga sobre las estructuras sumergidas o sobre el fondo del tanque.
- No aporte sustancias tóxicas al medio.
- Bajo precio, suministro estable y fácil de transporte.

2.7 CONCEPTO DE BIOPELÍCULA

Se denomina como biopelícula o biofilm, a una estructura compleja formada por agregados celulares (grupos de células densamente empaquetados) y huecos intersticiales, adherida a un material que puede ser de origen natural o sintético (Lewandowski et al, 1994). Su estructura es morfológica y fisiológicamente distinta a la de bacterias libres, utilizándose incluso

mediadores químicos intercelulares para desarrollar la película (Davies et al, 1998; de Beer et al, 1996).

2.7.1 Características de la biopelícula

La característica principal de esta asociación biológica consiste en que los microorganismos están unidos a la superficie de un sólido que actúa de soporte, son por esto también llamados sistema de película fija (retenidos en el reactor, no necesitan separarlos del efluente). Bien distinto a los lodos activos, ya que en éstos los microorganismos están libremente suspendidos. Esta situación implica que el donador de electrones, el aceptor de electrones y todos los demás nutrientes deban ser transportados a los microorganismos dentro de la biopelícula por difusión o cualquier otro proceso de transporte.

2.7.2 Formación de la Biopelícula

Los procesos que conllevan a la formación de la biopelícula son similares para ambientes acuáticos naturales como para los desarrollados en aguas residuales.

Después de acondicionarse la superficie del sólido, que generalmente es impermeable y de naturaleza muy variada, con materiales orgánicos, se lleva a cabo la adsorción de bacterias a superficies en un proceso de dos pasos:

El primero es una *adsorción reversible*, principalmente controlada por interacciones electrostáticas entre el absorbente y la célula, donde la superficie es colonizada con bacterias gram negativas seguidas de bacterias filamentosas.

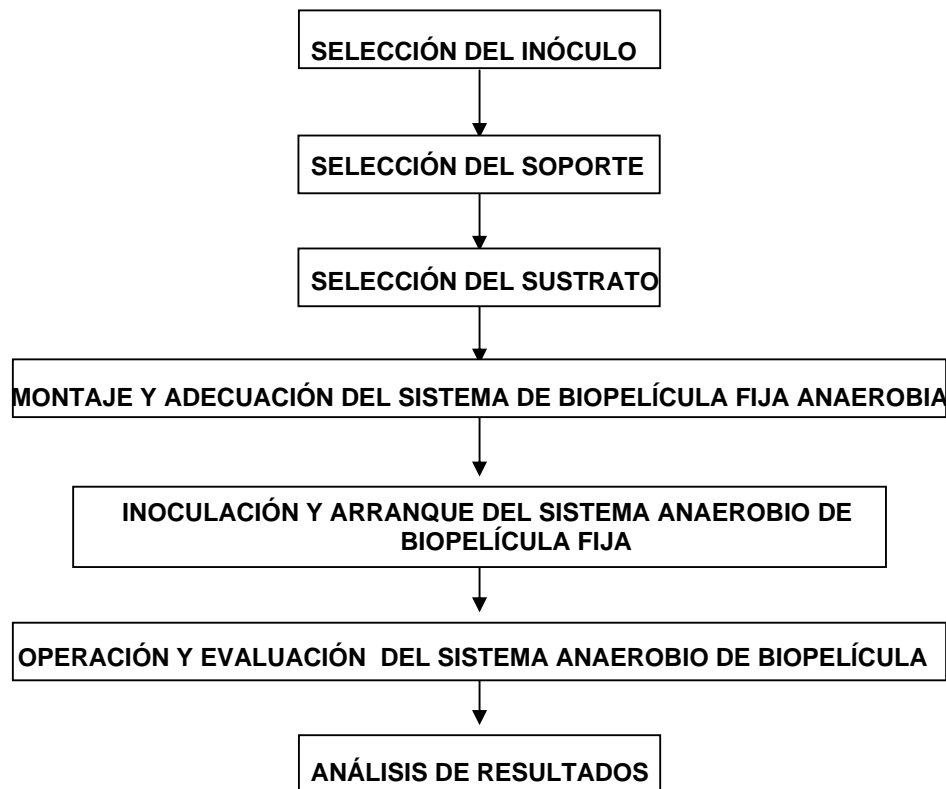
El segundo paso, consiste en la *adsorción irreversible* de las células. Se necesita producir exopolímeros extracelulares en la superficie para formar la

matriz polisacáridica que se extiende desde la superficie de las bacterias, llamada glucocalix (Prescott et al, 1999).

3. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

Para el estudio del tratamiento anaerobio de agua residual doméstica por medio de un reactor de biopelícula fija, es necesario plantear etapas metodológicas esquematizadas tal y como se muestran en la siguiente figura:

Figura 2. Metodología experimental



A continuación se describe cada una de las fases que comprendió el desarrollo metodológico y las respectivas actividades que se requirieron para alcanzar los objetivos propuestos.

3.1 SELECCIÓN DEL INÓCULO

El inóculo se seleccionó de previas investigaciones realizadas en el área de digestión anaerobia en el Centro De Estudios e Investigaciones Ambientales, CEIAM-UIS.

En la inoculación del reactor se utilizó una mezcla de lodos anaerobios. Uno proveniente del reactor UASB No 2 de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Río Frío (Girón – Santander) y otro proveniente de una laguna para el tratamiento de excretas porcícolas (Mesa de Los Santos – Santander).

Este tipo de inóculo fue evaluado y seleccionado en proyectos de investigaciones previos, desarrollados por el Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales – CEIAM (Estudio de las condiciones de operación de la digestión anaerobia de RSU. (CASTILLO MONROY, Edgar, ARELLANO, Víctor.2003). La selección del inóculo se fundamenta en la naturaleza anaerobia de los lodos, la actividad metabólica para el tipo de residuo en el caso del lodo de la PTAR y la actividad metanogénica en el caso del lodo porcícola. Para obtener una sinergia en la actividad del reactor, debido a la integración simbiótica y mutualista de las microbiotas, se utilizó un lodo mixto en proporción 1:1.

3.2 SELECCIÓN DEL SOPORTE

Se propusieron 3 soportes diferentes: 2 naturales (tusa de mazorca y estropajo) y uno sintético (Poliuretano).

En pruebas preliminares realizadas a la microporividad de los tres materiales, el estropajo fue descartado como opción para soporte de la biopelícula ya que presentó el valor mas bajo en este parámetro.

Para la evaluación de la tusa de mazorca y el poliuretano se realizó el montaje de una batería de experimentación conformada por 2 reactores (erlenmeyers de 500 ml), un sistema de agitación y un baño de calentamiento con controlador de temperatura.

Los reactores fueron inoculados con un efluente proveniente de un reactor anaerobio de residuos sólidos orgánicos y una solución 1 % peso de ácido acético y sacarosa (AAS), se inocularon 200 ml del efluente anaerobio y 250 ml de solución de AAS. El seguimiento del biogás formado se realizó mediante el desplazamiento de solución de Hidróxido de sodio 1N en botellas Mariotte, este desplazamiento se midió como actividad metanogénica.

El seguimiento de los reactores fue diario y se trabajó por cochadas. Los reactores fueron alimentados con 20 ml de solución de AAS y se extraían 20 ml del contenido del reactor. La muestra extraída fue sometida a análisis de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales (ST), Sólidos Totales Volátiles (STV), Ácidos Grasos Volátiles (AGVs), Alcalinidad y se midió tanto el pH, como el volumen desplazado por el biogás. En las Figura 4 se muestra el montaje de la batería de experimentación.

Figura 3. Montaje de batería experimental para la selección del soporte



Fuente: Las autoras

Las tusas de mazorca, fueron dispuestas de forma irregular dentro del reactor. Fueron cortadas transversalmente y longitudinalmente para lograr soportes con tamaños aproximados de 2,97 cm de alto x 2,10 cm de ancho x 1,48 cm de largo.

3.3 SELECCIÓN DEL SUSTRATO

El trabajo experimental realizado en el reactor fue dividido en tres etapas; cada una de ellas comprendía una variación en la carga orgánica aplicada al reactor teniendo como criterio para cada cambio de carga su respuesta en términos de eficiencia de remoción de DQO.

Etapa 1: En esta etapa de formación y adherencia de la biopelícula se suministro un sustrato de agua residual domestica enriquecida con azúcar comercial y trazas de metales (Sustrato sintético), el cual proporcionaba una cantidad suficiente de carbono que permitía el desarrollo, crecimiento y estabilidad de la biota sobre el soporte seleccionado.

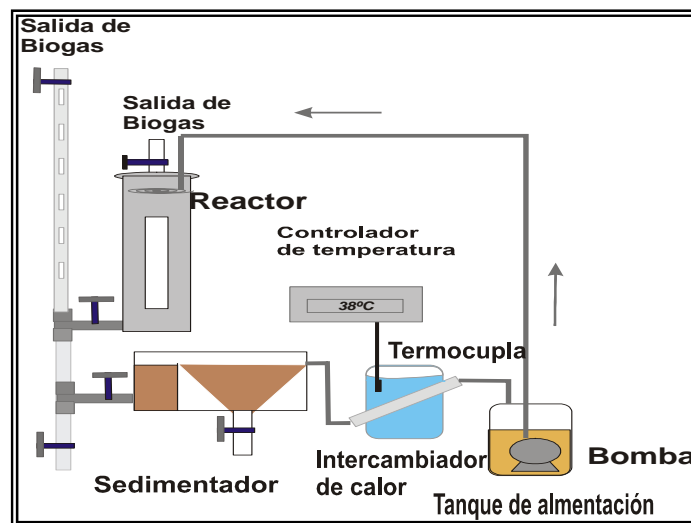
Etapa 2: Se estudió en esta etapa agua residual doméstica proveniente de la zona de cribado de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de Río Frío (Girón – Santander), como sustrato que proporciona la carga real de carbono y nutrientes propios de un agua residual en este caso doméstica.

Etapa 3: Agua residual doméstica con licor proveniente de un Reactor metanogénico para el tratamiento de residuos sólidos. Fue escogido debido a su elevada carga orgánica que proporcionaba más alimento, favoreciendo el metabolismo de las bacterias anaerobias presentes en la biopelícula.

3.4 MONTAJE Y ADECUACIÓN DEL SISTEMA DE BIOPELÍCULA ANAEROBIA FIJA

La figura 5 muestra un diagrama general del sistema anaerobio para el tratamiento de aguas residuales

Figura 4. Esquema del Sistema de biopelícula anaerobia para el tratamiento de aguas residuales domésticas



El sistema a escala piloto laboratorio de biopelícula anaerobia soportada esta conformado por:

Un (1) reactor anaerobio de biopelícula soportada, flujo descendente y capacidad de cinco (5) litros. Está provisto de dos (2) salidas de gas, una ubicada en el extremo superior del reactor y la otra en el extremo inferior del mismo, así como también de un espiral en la parte superior para que se realice aspersión homogénea del alimento dentro del reactor. El Reactor anaerobio de biopelícula soportada, fue construido en tubería PVC (Policloruro de Vinilo) Sanitario de diámetro 4" (10,16 cm). Tiene una longitud de setenta y cinco (75) cm y una capacidad de cinco (5) litros.

En la Tabla 2 se encuentran registrados los valores de los principales parámetros utilizados en el diseño del reactor. Además cuenta con un sistema de aspersión para el alimento del reactor que consiste en un espiral de cobre con agujeros de 1/16" de diámetro. Como medio de soporte de la biopelícula anaerobia, se seleccionaron tusas de mazorca, dispuestas de forma irregular dentro del reactor.

Tabla 2. Descripción de las dimensiones del reactor anaerobio de biopelícula

PARÁMETRO	VALOR
Volumen Total	5 litros
Volumen Útil	3,50 litros
Caudal de alimento	3,90 ml/min
Diámetro del Reactor	10,16 cm
Altura del Medio de Soporte	51 cm
Altura del Falso Fondo	5 cm
Medio de Soporte	Tusas de Mazorca
Disposición del Material de Soporte	Irregular

Fuente: Las autoras

Además el sistema de biopelícula anaerobia cuenta con los siguientes equipos:

Un (1) sedimentador rectangular construido en vidrio, de dimensiones: 45 x 20 x 30 cm (largo x ancho x altura), volumen útil de trece (13) litros

Un (1) Intercambiador de calor tubular de un paso, provisto de una termocupla Tipo J y un controlador digital, para regular y mantener la temperatura dentro del reactor en 38°C, es decir, en condiciones mesofílicas (8°C – 45°C).

Un (1) tanque de almacenamiento cilíndrico, capacidad de siete (7) litros, diámetro de veintidós (22) cm. que dirige un flujo volumétrico de 1 L/min hacia el reactor.

Una (1) bomba centrífuga sumergible, que suministra un flujo volumétrico constante al reactor de 1 L/min.

Figura 5. Sistema de biopelícula anaerobia soportada para el tratamiento de aguas residuales.



Fuente: Las autoras.

3.5 INOCULACIÓN Y ARRANQUE DEL SISTEMA ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA FIJA

El proyecto se evaluó durante un periodo de 238 días, dentro del cual se desarrollaron las etapas que se describen a continuación:

Se procedió a inocular el reactor con lodo combinado y seleccionado en estudios anteriores, con un volumen de lodo mixto (2100 ml) equivalentes al 60% del volumen efectivo de operación del reactor (3,5 L).

Una vez inoculado el reactor se mantuvo inundado durante tres (3) días a una temperatura promedio de 38°C, periodo en el cual se buscaba contribuir a la generación y fijación de la biopelícula en el material de soporte. Transcurrido este tiempo, se arrancó el sistema con un tiempo de retención hidráulico (TRH)

inicial de cuarenta y ocho (48) horas, que luego se redujo a veinticuatro (24) horas.

En el desarrollo de la etapa de arranque del sistema se aseguran condiciones nutricionales suficientes para los microorganismos con una solución de agua sintética que contiene azúcar al (1% p/v) además de trazas de metales (FeCl_3 , ZnCl_2 , MnCl_2 , CaCl_2 , CoCl_2 , NiCl_2), úrea ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), solución alcalinizante (NaHCO_3) para que la biomasa activa inicie su etapa de aclimatación en un medio isotérmico hasta alcanzar una estabilidad en el potencial de hidrógeno, y una producción constante de ácidos grasos volátiles (AGV), así la biota adecuada puede soportar el impacto generado por el cambio de alimentación con el sustrato problema.

3.5.1 Acondicionamiento del pH. Debido a la tendencia del proceso a la fermentación rápida del sustrato, se hizo necesario aumentar los niveles de alcalinidad en el reactor adicionando Bicarbonato de Sodio (NaHCO_3) los primeros setenta y cuatro (74) días de operación del sistema.

Después de haber realizado la respectiva inoculación, adición de nutrientes (aclimatación) y sustrato real al sistema se establecen las variables de operación a evaluar que determinan el inicio del estudio del sistema de biopelícula fija para el tratamiento de aguas residuales y su respectivo desempeño.

3.6 OPERACIÓN Y EVALUACIÓN DEL SISTEMA ANAEROBIO DE BIOPELÍCULA

La operación del sistema se llevó a cabo durante doscientos treinta y ocho (238) días. Teniendo en cuenta la respuesta del reactor a las condiciones dadas, se suministraron al reactor tres (3) sustratos distintos de alimentación este tiempo. Para estas tres etapas se mantuvo una temperatura constante de 38°C .

3.6.1 Etapa 1:

El período de alimentación en esta etapa tuvo una duración de setenta y cuatro (74) días, tiempo en el cual se suministró agua residual doméstica enriquecida con azúcar comercial y trazas de metales con una DQO promedio de 4063 mg de DQO/l, que favorecen el crecimiento y desarrollo de las bacterias. El tiempo de retención hidráulico (TRH) durante este período fue de cuarenta y ocho (48) horas dentro del sistema y 12 (doce) horas dentro del reactor.

3.6.2 Etapa 2:

En esta etapa se suministró agua residual doméstica sin componentes adicionales, con 245 mg de DQO/l promedio, y tuvo una duración de setenta y cinco (75) días, comprendidos entre el día setenta y cuatro (74) y el día ciento cuarenta y nueve (149) de monitoreo. El tiempo de retención hidráulico (TRH) durante este período fue de veinticuatro (24) horas dentro del sistema y 6 (seis) horas dentro del reactor.

3.6.3 Etapa 3:

El sustrato en esta etapa fue agua residual doméstica enriquecida con licor proveniente de un reactor anaerobio metanogénico para el tratamiento de residuos sólidos (6185 mg DQO/l) de un proyecto paralelo desarrollado por el Centro de Estudios e Investigaciones Ambientales – CEIAM de la UIS. El período de alimentación con este sustrato tuvo una duración de ochenta y nueve (89) días, comprendidos entre el día ciento cuarenta y nueve (149) y el día doscientos treinta y ocho (238) de monitoreo. El tiempo de retención hidráulico (TRH) durante este período fue de veinticuatro (24) horas dentro del sistema y 6 (seis) horas dentro del reactor.

3.7 PARÁMETROS DE CONTROL DEL PROCESO

Se controlaron los siguientes parámetros de operación:

Tabla 3. Parámetros de control del proceso en el sistema

Parámetro	Valor
Caudal	1 l/min
Tiempo de retención hidráulica	24 y 48 horas
Concentración del sustrato	Los mencionados en cada etapa
Temperatura	38°C
Potencial de hidrogeno	6.8-7.6 unidades
Soporte	Tusas de mazorca

Fuente: Las autoras

3.8 DETERMINACIONES ANALITICAS

Para el afluente y el efluente del reactor se determinaron los valores de los siguientes parámetros:

Variable	Muestra	Periodicidad	Técnica
pH	Efluente	Diaria	Instrumental
AGV's	Afluente/Efluente	2-3/ semana	Volumétrica
Alcalinidad	Afluente/Efluente	2-3/ semana	Volumétrica(2320 B)
Composición de Biogás	Efluente gaseoso	3/ semana	Instrumental (analizador de gases)
Sólidos Disueltos Totales	Afluente/Efluente	1 por sustrato	Gravimétrica (2540 E)
Sólidos Disueltos	Afluente/Efluente	1 por sustrato	Gravimétrica (2540 E)
Volátiles DQO	Afluente/Efluente	3/ semana	Reflujo cerrado
Conteo Microbiológico	Efluente	3 durante la experimentación	9221 B (NMP) 9215 B (UFC)

Fuente: Las autoras.

3.9 ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO

En los análisis microbiológicos realizados , se obtuvieron resultados con respecto a la carga en lo referente a Anaerobios Totales (An T), Aerobios Totales (A T) y Mohos y Levaduras (M y L) del reactor.

Los parámetros mencionados se midieron para tener indicadores de la actividad microbiana, es así como los Aerobios Mesófilos nos indican una carga aproximada de las bacterias aerobias estrictas y facultativas; los Anaerobios Mesófilos nos indican las cantidades de anaerobias estrictas y facultativas, y por último los Mohos y las Levaduras nos indican la carga de este tipo de microorganismos en sus diferentes formas. De esta manera se obtiene una medida aproximada de la totalidad de la masa microbiana aislable y cuantificable presente en el reactor dada como unidades formadoras de colonias por mililitro (ufc/ml) o número más probable (NMP).

Estos parámetros se analizaron bajo la técnica 9215 B ^[11] , que corresponde a la técnica de vertido en placas, ó placa profunda, en medio sólido, con medios de cultivo de MERCK, en Aerobios Mesófilos con Agar Nutritivo, los Mohos y Levaduras con Agar OGY con suplemento de Gentamicina, y los Anaerobios Mesófilos con medio de cultivo Tioglicolato de OXOID, donde en primer lugar se diluye la muestra y luego se siembra en placas de Petri vacías a las que posteriormente se les agrega medio de cultivo sólido (Agares) a 45°C para que solidifique con la menor cantidad de agua de condensación posible en la placa sembrada.

Las condiciones de incubación de las muestras se definieron de acuerdo con los requerimientos de oxígeno, y temperatura constante; en la siguiente forma:

Tabla 5. Condiciones de incubación de las muestras obtenidas del sistema

PARÁMETRO	TEMPERATURA	OXÍGENO
AEROBIOS MESÓFILOS	37°C+o- 2	SI
ANAEROBIOS MESÓFILOS	37°C+o- 2	NO
MOHOS Y LEVADURAS	25°C +o- 2	SI

Fuente: Laboratorio de Microbiología CEIAM-UIS

4. ANÁLISIS DE RESULTADOS

En la figura 6 se muestra el aspecto físico de la biopelícula sobre los soportes de poliuretano y tusa de mazorca; se observa una mayor fijación de biopelícula en el soporte orgánico de tusa de mazorca comparado con el soporte inorgánico de poliuretano. El anexo D muestra los principales parámetros medidos para este montaje.

Figura 6. Formación biopelícula sobre los soportes de poliuretano y tusa de mazorca.



Fuente: Las autoras

Debido a esto se escogió la tusa como mejor opción de soporte para el reactor anaerobio de flujo descendente y se procedió a las pruebas ópticas de

microscopia de la porosidad. Estas mediciones se realizaron con un micrómetro óptico adaptado al microscopio del laboratorio de microbiología del CEIAM.

Las mediciones nos reportaron una estructura cavernosa con cavidades de distinta medida, dependiendo del sitio donde se toma la muestra; es así como en el centro de la tusa se observaron cavidades entre 10 y 25 micras, en los cortes longitudinales; en el Centro de la tusa, pero con un corte transversal las cavidades fluctuaron entre 5 y 15 micras, y en el nicho del maíz se observaron superficies rugosas con 2 a 5 micras de ancho por 5 a 15 micras de largo; en las fotos se muestran las estructuras que se midieron de forma directa con los instrumentos mencionados.

Figura 7.
Corte Longitudinal del Centro de la Tusa.

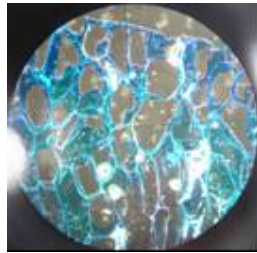


Figura 8.
Corte Longitudinal del Centro de la Tusa

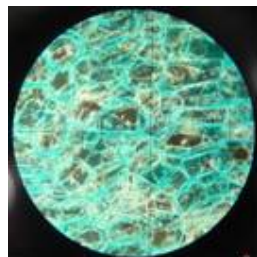


Figura 9.
Corte Transversal del Centro de la Tusa

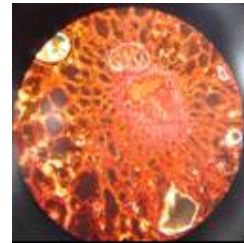
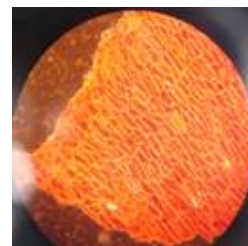


Figura 10.
Tejido Interno del Nicho del Maíz en la Mazorca



Fuente: Laboratorio de microbiología CEIAM –UIS.

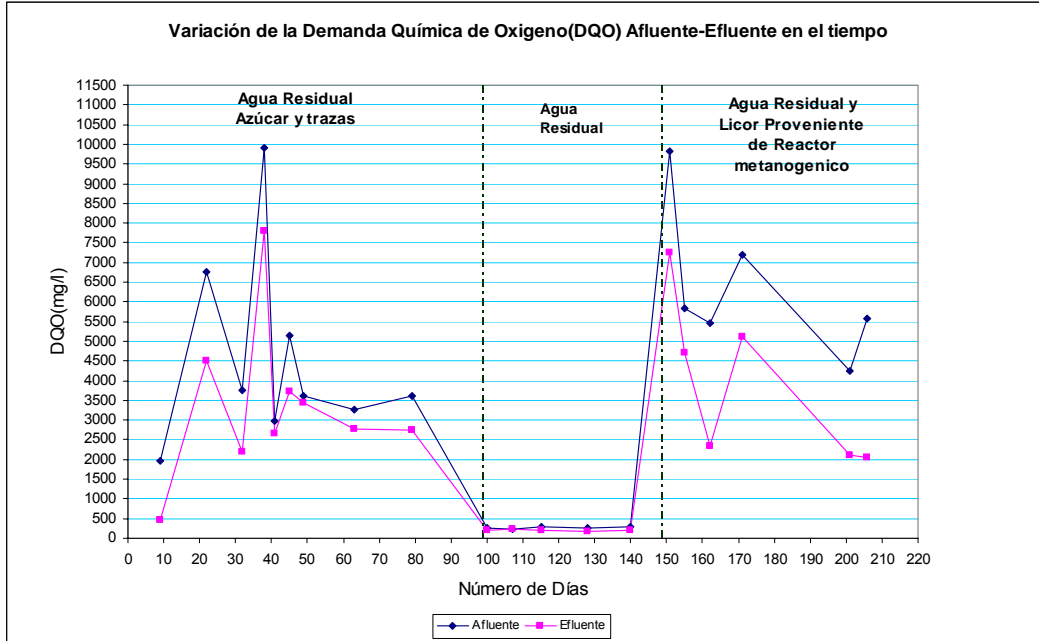
Durante el período de alimentación con el sustrato definido en la etapa 1 se observó una alta producción de biogás, donde se alcanzaron valores máximos del 71% en composición de metano (CH_4), una remoción mínima de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del 10,6% y máxima del 77,2%.

Las bajas concentraciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) y de los Ácidos Grasos Volátiles (AGV) del sustrato en la etapa 2, se vieron reflejadas en la disminución de la concentración de metano (CH_4) en el biogás y en la disminución de la remoción de carga orgánica, registrándose valores mínimo y máximo de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) de 8% y 37,7%. El decrecimiento de la población de microorganismos anaerobios estuvo limitado por dificultades presentadas por el sistema, más directamente con el ingreso de oxígeno, y el cambio del sustrato utilizado para alimentar el reactor, lo que fue un factor limitante del crecimiento de la microbiota responsable de generar el biogás.

Debido a las altas concentraciones de la Demanda Química de Oxígeno (DQO) del sustrato en la etapa 3, aumentó la concentración de metano (CH_4) en el biogás, alcanzando valores máximos del 64,3%. La remoción de carga orgánica expresada en Demanda Química de Oxígeno (DQO), alcanzó valores máximos del 63,1%.

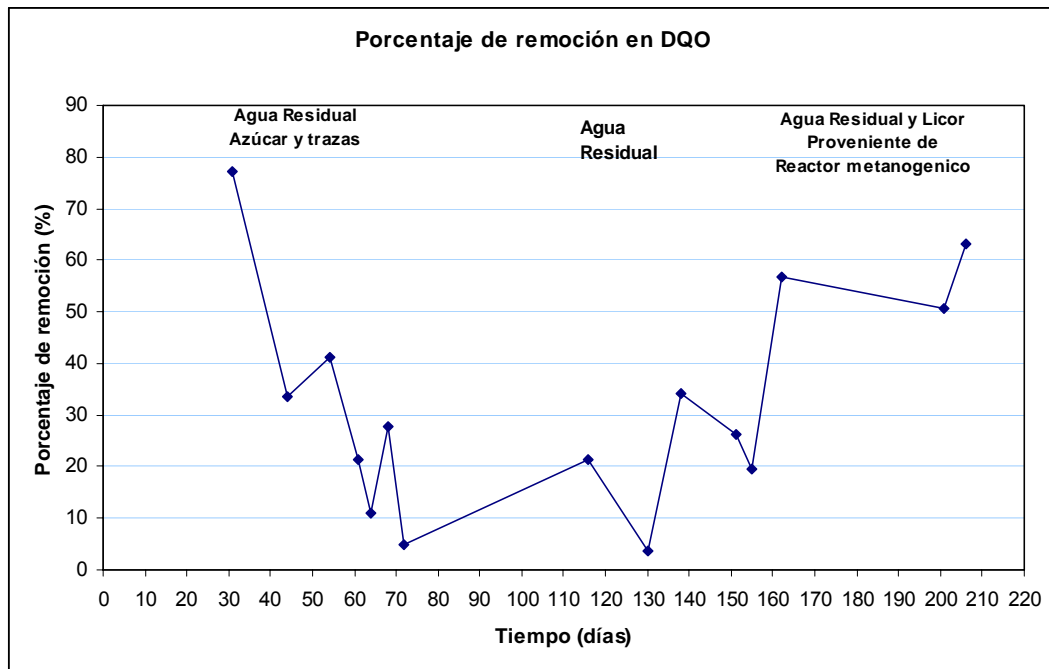
Las gráficas 1, 2, 3 y 4 ilustran las variaciones obtenidas en dichos parámetros medidos en el sistema (DQO, Composición del Biogás, AGV y Alcalinidad), para las condiciones dadas en cada uno de los tres (3) períodos de alimentación con diferentes sustratos.

Gráfica 1. Variación de la Demanda Química de Oxígeno en el afluente y efluente del reactor con el tiempo



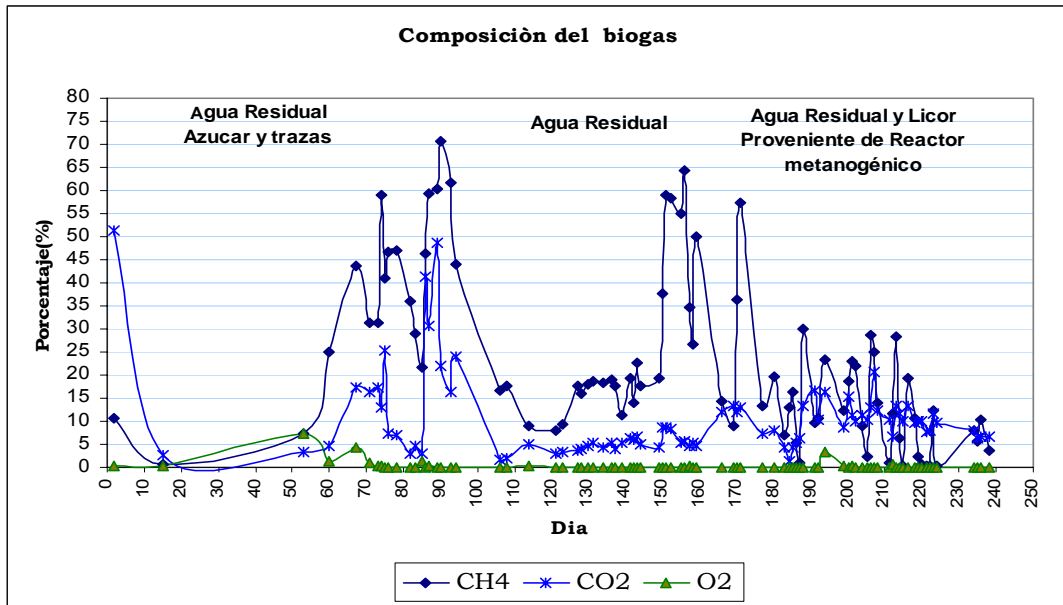
Fuente: Las autoras

Gráfica 2. Porcentaje de remoción en Demanda Química de Oxígeno con el tiempo.



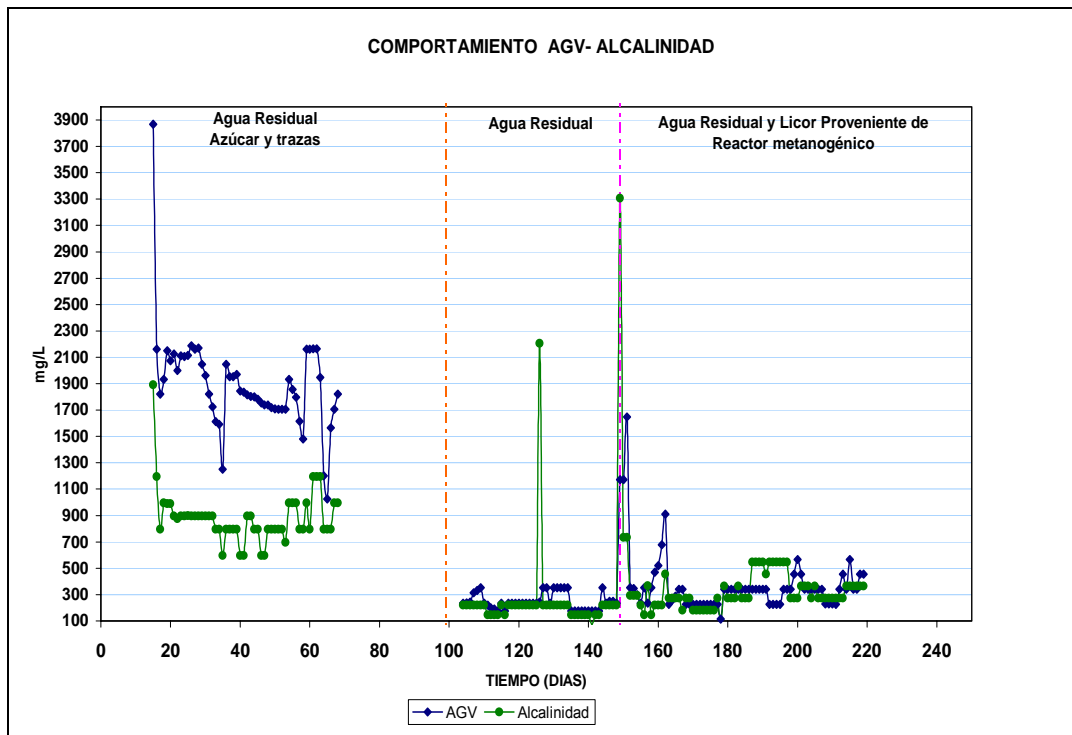
Fuente: Las autoras

Gráfica 3. Composición del biogás en el reactor metanogénico



Fuente: Las autoras

Gráfica 4. Comportamiento de Ácidos Grasos Volátiles y alcalinidad con el tiempo.

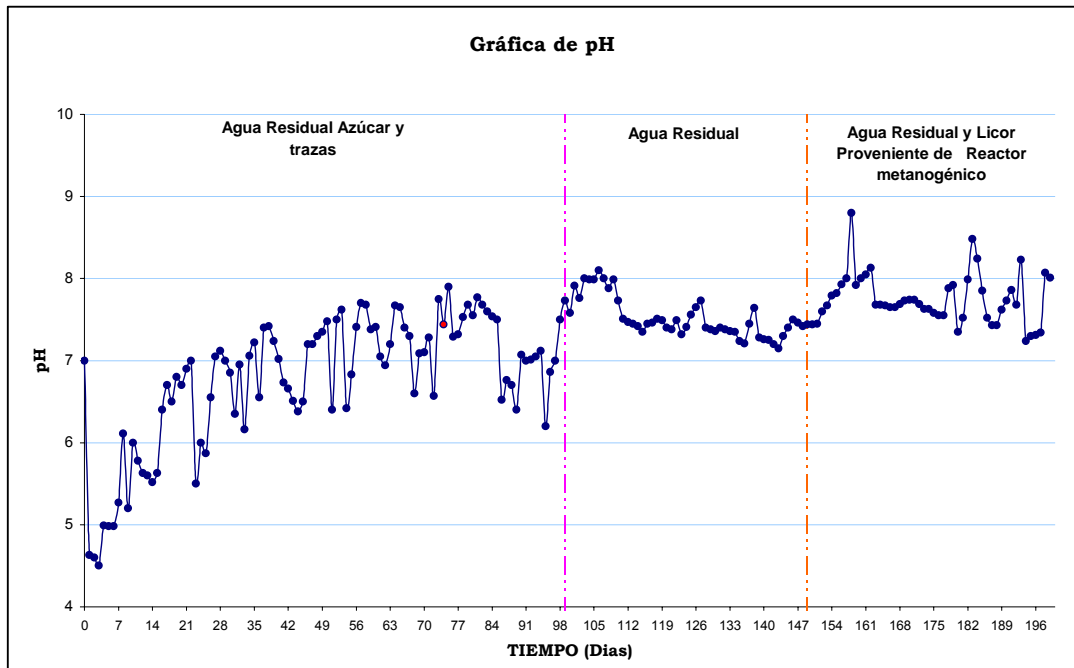


Fuente: Las autoras

Durante la primera etapa donde se alimentó el sistema con agua residual enriquecida con azúcar y trazas se presentaron valores bajos de pH debido a la alta concentración de ácidos grasos volátiles (AGV) en el efluente, debido a esto se incrementó la cantidad de Bicarbonato de Sodio (NaHCO_3) adicionada como sustancia alcalinizante.

A partir del día 74 se suspendió la adición de Bicarbonato de sodio (NaHCO_3) debido a que se registraron valores estables de pH. El sistema mostró estabilidad en el pH durante la etapa de alimentación con agua residual y un aumento durante la etapa 3 en donde se mantuvo en el rango comprendido entre 7,40 y 8,80 con adición ocasional de ácido acético (CH_3COOH), para llevarlo al rango metanogénico (6,80 – 7,60). (Gráfica 5.)

Gráfica 5. Comportamiento del pH en el reactor metanogénico.



Fuente: Las autoras

Las variables medidas como el pH, alcalinidad y AGV reflejaron un comportamiento estable del biofiltro cuando se efectuaron aumentos de carga orgánica reflejando una buena capacidad buffer. Los valores del pH afluente oscilaron entre 6,9 – 7,5 unidades; rango en el cual el crecimiento de las bacterias metanogénicas es adecuado y se asegura que los AGV's que permanecen en el reactor se encuentran en la forma no tóxica para las bacterias, o sea en forma de sales.

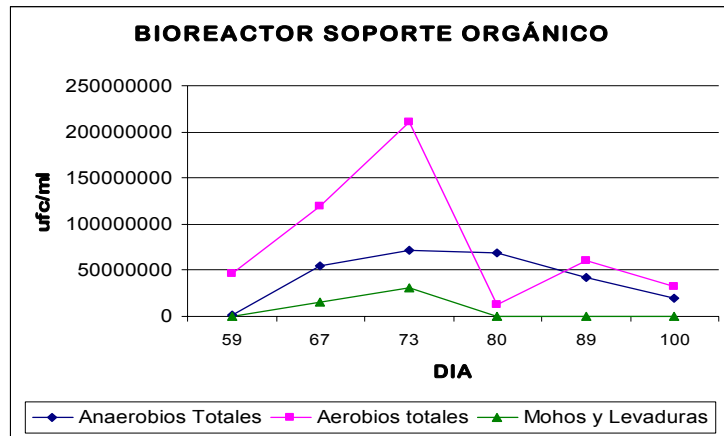
La gráfica 6 muestra el comportamiento de los microorganismos aerobios y anaerobios totales presentes, así como mohos y levaduras en condiciones de anaerobiosis en el Biorreactor de biopelícula. Se anexan las gráficas del comportamiento microbiano en el sedimentador (Anexo E).

En ella también se observa el crecimiento continuo que presenta el grupo de microorganismos anaerobios. El largo tiempo de generación hace que el aumento de las células viables se dé más lentamente que en los aerobios; estos resultados están directamente relacionados con el desempeño del sistema, pues los conteos mas altos de éste parámetro coincidió con la mayor producción de biogás, y las mejores concentraciones de metano en la mezcla de gas en la salida del biorreactor.

El comportamiento inverso al crecimiento de los microorganismos anaerobios, muestra una selección de los microorganismos facultativos que sobreviven en el ambiente del biorreactor, marcando un ligero ascenso en el muestreo 5 (M5) donde se presentó una aireación accidental del sistema y una baja en la concentración al reestablecer las condiciones de anaerobiosis.

Para el comportamiento de los mohos y las levaduras la gráfica nos indica que en condiciones de anaerobiosis en el Biorreactor de biopelícula donde un pH (>7) desfavorecen la viabilidad de la mayor parte de esta microbiota.

Gráfica 6. Comportamiento de los microorganismos totales dentro del reactor



Fuente: Laboratorio de Microbiología CEIAM-UIS

El estudio ofrece como resultado que el soporte escogido era adecuado y factible ya que no presentó degradación aparente durante un periodo de tiempo de 8 meses de experimentación, así como, una fijación aceptable de la biopelícula evaluada por medio del análisis óptico de la porosidad de la misma, así como del espesor de la tusa sobre el soporte, obteniéndose un espesor aproximado de 10 a 13 micras.

Figura 11. Biopelícula Anaerobia sobre el soporte orgánico seleccionado (tusa de mazorca).



Fuente: Las autoras.

Lo anterior nos indica que este soporte es una alternativa viable para el tratamiento de aguas residuales de alta carga orgánica mayores a 1500 mg DQO/l), debido a su versatilidad y bajo costo.

5. CONCLUSIONES

Es factible la operación de un reactor anaerobio soportado de flujo descendente utilizando tusas de mazorca como material de soporte, para el tratamiento de aguas residuales con alta carga orgánica, debido a que presenta afinidad para la formación de biopelícula en la superficie porosa y no presenta degradación aparente para un periodo de 8 meses, además el material de soporte es un material de desecho, de fácil consecución, de muy bajo costo y fácil de almacenar.

Se demostró que el reactor anaerobio de biopelícula soportada presenta los mayores valores de remoción en DQO (50-75%) y en composición de metano en el Biogás (45-75%) cuando es alimentado con sustratos de cargas orgánicas aproximadamente mayores a 1500 mg de DQO/l bajo las condiciones de operación planteadas para el sistema.

Se observó que los valores más apropiados para la operación del sistema de tratamiento de aguas residuales propuesto fueron: temperatura de 38°C, TRH 24 horas dentro del sistema y 6 horas dentro del reactor, pH en el rango de 6,5-7,5, DQO del afluente mayor de 1500 mg/l.

Se implementó un sistema hidráulicamente estable, para tratamiento de aguas residuales a escala piloto-laboratorio, el cual esta conformado por un reactor anaerobio soportado de flujo descendente, un sedimentador de lodos, un intercambiador de calor de carcaza y tubo, un tanque de alimentación y una bomba centrífuga sumergible.

6. RECOMENDACIONES

Un aspecto importante en el tratamiento anaerobio de aguas residuales es el arranque del reactor; esta etapa requiere mucho cuidado y de no llevarse a cabo correctamente puede llevar mucho tiempo. Por lo anterior, no debe aplicarse desde un principio elevadas cargas o altas concentraciones de agua residual, así como, utilizar un inóculo de buena actividad.

Se recomienda para futuras investigaciones con Reactores anaerobios de lecho fijo para tratamiento de aguas residuales, tomando como base las condiciones señaladas en el presente trabajo, probar con residuos líquidos contengan una alta carga contaminante de materia orgánica (Demanda Química de Oxígeno - DQO mayor a 5000 mg/l).

BIBLIOGRAFÍA

1. <http://www.esi.unav.es/asignaturas/ecologia/Hipertexto/11CAgu>
2. <http://www.cge.udg.mx/revistaudg/rug14/dossier1.htm>
3. Ecos de Economía No. 18. Saneamiento hídrico en Colombia: Instituciones y situación actual. Medellín, abril 2004. p. 75-76
4. http://www.aquamarket.com/temas_interes/027.asp
5. COLOMBIA. DEPARTAMENTO NACIONAL DE PLANEACIÓN. Consejo Nacional de Política Económica y Social. Acciones prioritarias y lineamientos para la formulación del plan nacional de manejo de aguas residuales. Documento Conpes 3177. Bogotá, D.C., 15 de julio de 2002 p. 3
6. MUSSATI, Miguel, et al. Desarrollo de procesos anaeróbicos para el tratamiento de efluentes papeleros. En: Congreso iberoamericano de investigación en celulosa y papel, 2000. Argentina .p. 1-2.
7. RUIZ, Isabel; ÁLVAREZ, Juan Antonio y SOTO, Manuel. El potencial de la digestión anaerobia en el tratamiento de aguas residuales urbanas y efluentes de baja carga orgánica. Universidad de Coruña. Facultad de Ciencias. Coruña
8. ESTUDIO PARA LA EVALUACION MERCADOLOGICA DE LOS DESECHOS INDUSTRIALES EL SALVADOR-2004. Universidad don bosco, programa ambiental regional para Centroamérica.
En: <http://www.femica.org/areas/modambiental/archivos>
9. UNIVERSIDAD DEL VALLE. Optimización del diseño, manejo, operación y control de un filtro anaerobio a escala piloto para la depuración de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca de la región del cauca. Informe técnico 3. Santiago de Cali, Junio de 2001. p. 5-6

10. ROMERO, Jairo. Tratamiento de aguas residuales. Teoría y principios de diseño. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería. Santafé de Bogotá , 2000. p. 225-226.
11. RITTMANN, Bruce; McCARTY, Perry L. Biotecnología del medio ambiente. Principios y aplicaciones. McGraw Hill. España, 2001.
12. Eaton, A.D. ed. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th edition, P. 9-39; 9-35, 1995
13. ESPITIA, Sandra; DÍAZ, Maria; MOLINA, Francisco. Digestión anaerobia una aproximación a la tecnología. Universidad Nacional, Instituto de Biotecnología. Bogota, 2002. p. 47, 48, 49,121.
14. Lettinga,G et al. Biological wastewater Anaerobic treatment, Sub-department of environmental Technology PART I, 1.4, 1.5
15. Rittman, Bruce, Perry, L, Mc Carty. Biotecnología del medio ambiente. Principios y aplicaciones Madrid: Mc Graw-Hill, 2001. p. 40-181
16. CORDOBA M, Alba y QUINTERO, Diana. Factibilidad de depuración de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca en un biofiltro anaerobio con paja de monte como medio de soporte. Universidad del Valle, área de Ingeniería sanitaria, 1996. p. 32-41.
17. BOLAÑOS, Carolina y ARIAS, Carlos Alberto. Evaluación de un filtro anaerobio para el tratamiento de aguas residuales del proceso de extracción de almidón de yuca usando cáscaras de coco medio de soporte. Universidad del Valle, área de Ingeniería sanitaria, 2001. p. 25-56

18. GONZALEZ, Jairo Alberto y SANTANDER, Claudia. Factibilidad de depuración de los efluentes generados en el proceso de extracción de almidón de yuca por medio de un reactor anaerobio de flujo horizontal con medio de soporte de bambú. Universidad del Valle. Departamento de procesos Químicos y Biológicos, 1996. p. 11-21,27-34.

19. R. SOSA, R. CHAO y DEL RÍO, J. Aspectos bioquímicos y tecnológicos del tratamiento de residuales agrícolas con producción de biogás. Revista computadorizada de producción porcina. art 1. C. de la Habana, Cuba.1999.

ANEXO A

Principales microorganismos metanogénicos categoría *archaea* presentes en un reactor anaerobio

NOMBRE
METHANIMICROCOCCUS
METHANOCALDOCOCBUS
METHANOBACTERIUM
METHANOCALCULUS
METHANOHALOPHILUS
METHANOSARCINA
METHANOSAETA
METHANOMICROBIUM
METHANOLOBUS
METHANOGENIUM
METHANOSPIRILLUM
METHANOTHRIX

Fuente: Las autoras

ANEXO B

Características de la microporosidad de la tusa de mazorca y el poliuretano

Tusa 1. Centro tusa

Área superficial específica = 0.7417 m²/g

Área superficial externa 0.0006 m²/g

Área Superficial de microporo = 0.8486 m²/g

Volumen microporo = 0.000492 cc/g

Volumen Total de poro 0.00029 cc/g for all pores of diameter Smaller than 203.399 Å

Average pore diameter = 15.451 Å

Tusa 2. Parte externa

Área superficial específica = 0.2508 m²/g

Área superficial externa 1.4625 m²/g

Volumen Total de poro 0.00089 cc/g for all pores of diameter Smaller than 201.318 Å

Average pore diameter = 142.651 Å

Poliuretano:

Área Superficial de microporo = 1.4408 m²/g

Volumen microporo = 0.000742 cc/g

ANEXO C

Equipos del laboratorio de microbiología CEIAM-UIS

Cámara de anaerobiosis



Fuente: Laboratorio de microbiología CEIAM-UIS

Siembra para conteo microbiológico

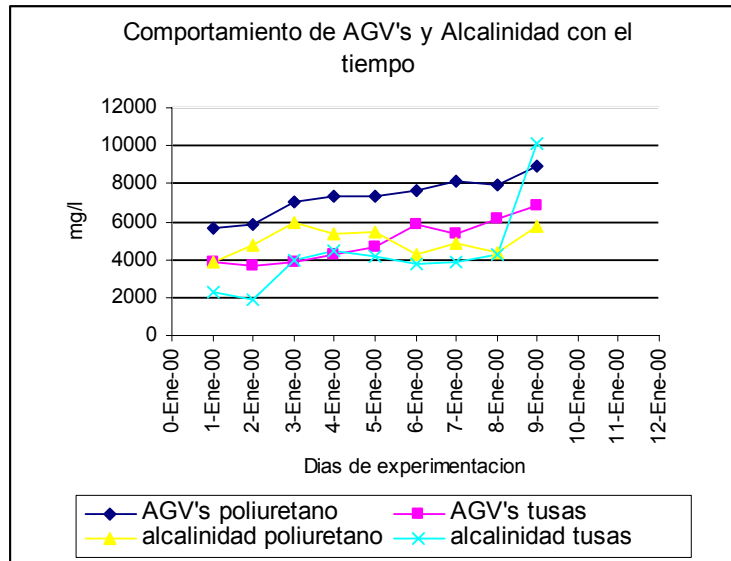


Fuente: Las Laboratorio de microbiología CEIAM-UIS

ANEXO D

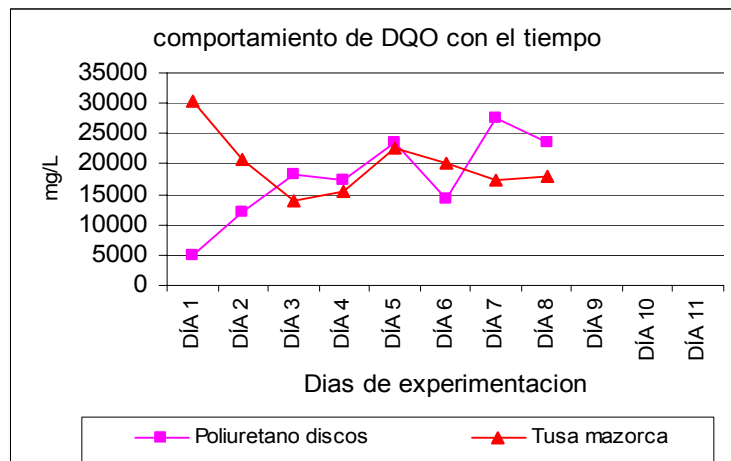
Gráficas de los principales parámetros medidos en la batería de experimentación

Comportamiento de AGV's y alcalinidad de los dos soportes



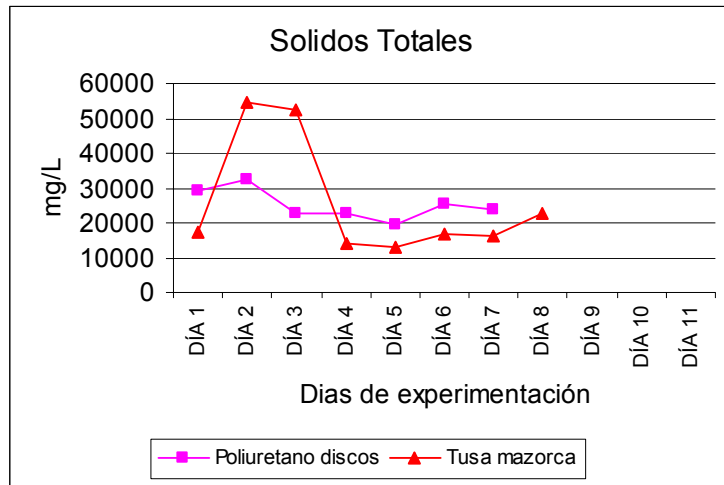
Fuente: Las autoras

Comportamiento de la DQO en los dos soportes



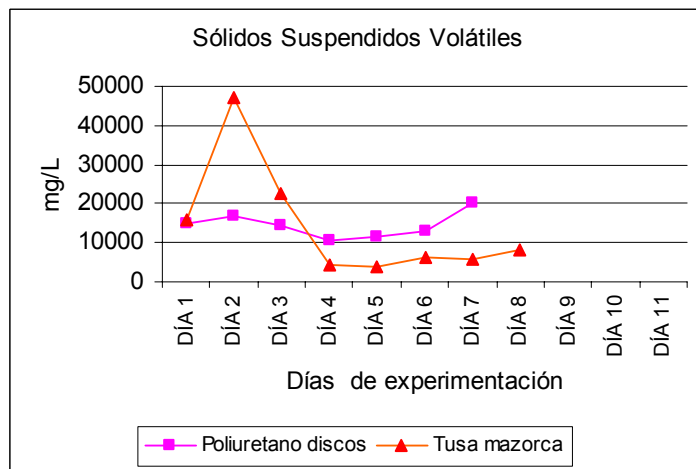
Fuente: Las autoras

Comportamiento de los sólidos Totales con los dos soportes



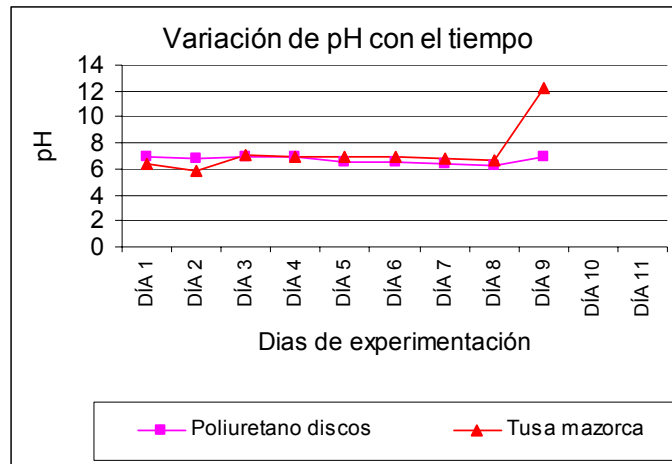
Fuente: Las autoras

Comportamiento de los Sólidos Suspendidos Volátiles para los dos soportes



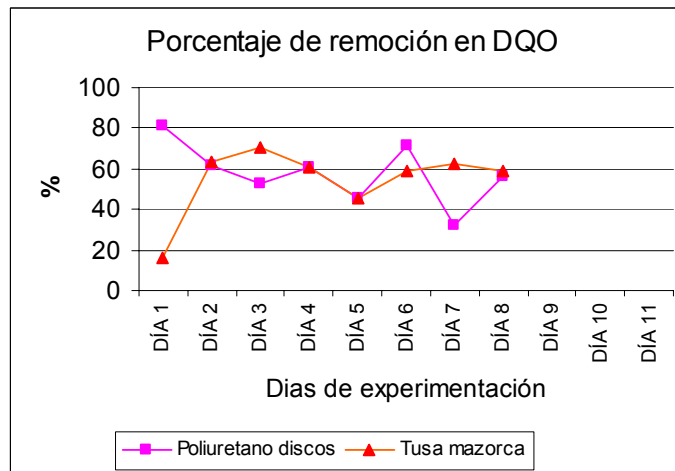
Fuente: Las autoras

Variación del pH para los dos diferentes soportes



Fuente: Las autoras

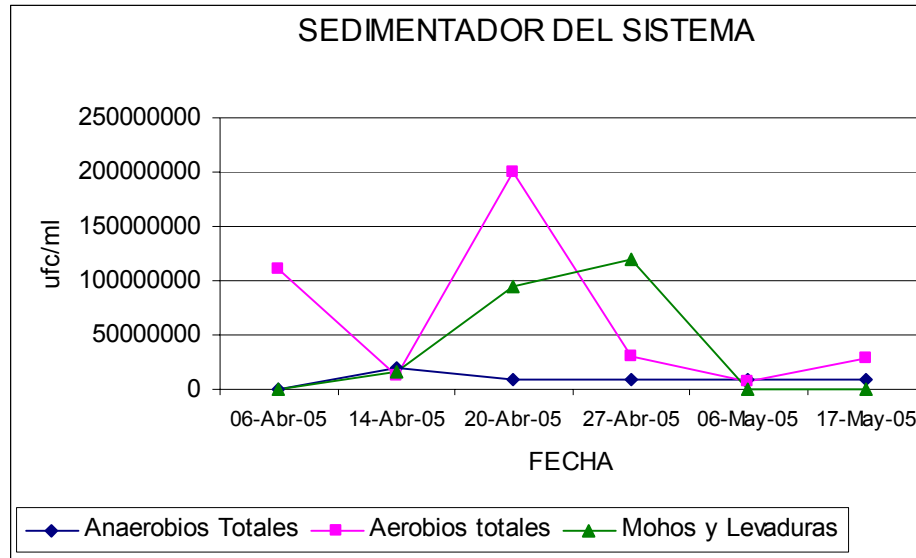
Comportamiento de la remoción en DQO para los dos soportes



Fuente: Las autoras

ANEXO E

Comportamiento de los microorganismos totales dentro del sedimentador



Fuente: Laboratorio de microbiología CEIAM-UIS

ANEXO F

Cálculo de la Demanda Química de oxígeno (DQO)

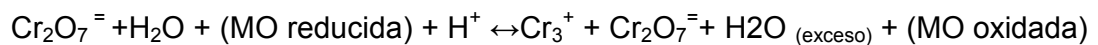
REFLUJO CERRADO

UNIDADES: mg O₂/l

FUNDAMENTO

La Demanda Química de Oxígeno, DQO, mide, expresada en oxígeno, la porción de materia orgánica (MO), biodegradable o no, de una muestra que es susceptible de oxidación por un fuerte oxidante químico (dicromato potásico- K₂Cr₂O₇ en nuestro caso). La mayor parte de la materia orgánica resulta oxidada por una mezcla a ebullición de los ácidos crómico y sulfúrico. Se somete a reflujo una muestra en una solución ácida fuerte con un exceso de dicromato potásico.

Después de la digestión, el dicromato no reducido que quede, se determina con sulfato ferroso amónico, sal de Mohr: (SO₄)₂Fe(NH₄)₂, para determinar la cantidad de dicromato consumido y calcular la MO oxidable en términos de equivalente de oxígeno.



Para la valoración utilizamos un indicador, 1-10 fenantrolina o ferroína, que a su vez reacciona con el exceso de Fe²⁺ que no ha reaccionado con el dicromato, dando lugar a un complejo de color marrón/rojizo que nos indica el punto final de la valoración.

MATERIAL

- Tubos de digestión
- Calentador de bloques, a 150°C
- Bureta
- Pipetas
- Dosificador de agua destilada
- Agitador magnético

Colóquese los tubos en el digestor de bloques a 150 °C durante dos horas. Enfríese a temperatura ambiente, quite los tapones y agregue dos gotas de ferroína. Agite rápidamente en un agitador magnético mientras se titula con sal de Mohr 0.01 N. de la misma forma someta a reflujo y titule dos blancos que contengan los reactivos y un volumen de agua destilada igual a la muestra.

$$\text{DQO (mgO}_2\text{/l)} = ((\text{A-B}) \cdot \text{N} \cdot 8000 \cdot \text{F})/\text{Volumen muestra (ml)}$$

REACTIVOS

- Solución de digestión de dicromato potásico 0.1 N: añadir a 500 ml de agua destilada 4,913 g de dicromato previamente desecado, 167 ml de sulfúrico concentrado y 33,3 g de sulfato de mercurio. Disuélvase, enfríese a temperatura ambiente y dilúyase hasta 1000 ml.
- Reactivo ácido sulfúrico: añádase sulfato de plata sobre ácido sulfúrico concentrado, en relación de 5,3 g de sulfato de plata en 500 ml de H₂SO₄.

- Solución indicadora de ferroína: disuélvase 1,485g de 1,10 fenantrolina monohidrato y 685mg de sulfato ferroso heptahidrato en agua destilada y dilúyase hasta 100 ml.
- Solución de sulfato ferroso amónico para titilación 0.001N: disuélvase 3,9 g de sulfato ferroso amónico hexahidratado en agua destilada. Añádase 2 ml de sulfúrico concentrado. Enfríese y dilúyase hasta 1000 ml. Estandarice la solución a diario frente al solución de digestión.

PROCEDIMIENTO

TOMA DE MUESTRA Y ALMACENAMIENTO

Recoger las muestras en frascos de cristal, si es inevitable el retraso antes del análisis, consérvese la muestra por acidificación a un pH menor a 2 utilizando ácido sulfúrico concentrado.

A = ml de valorante gastados para el blanco.

B = ml de valorante gastados para la muestra

N = normalidad del valorante

F = factor de dilución de la muestra

$N = [\text{VOL. Dicromato (ml)} * 0.1] / \text{vol. de sal gastados en la titilación}$

Añádase los reactivos de acuerdo con la tabla a un tubo de digestión que contenga el volumen correcto de agua destilada que sustituye a la muestra. Enfríe a temperatura ambiente, añada dos gotas de ferroína y titule con la solución valorante.

ANEXO G

Cálculo de ácidos grasos volátiles

La determinación de ácidos grasos volátiles se realizó por medio de una titulación, es un método a través del cual se determina el bicarbonato y los ácidos grasos volátiles en soluciones acuosas. La muestra es centrifugada o filtrada y se lleva a un pH de 3 con ácido clorhídrico (HCl) 0.1N; a este pH el bicarbonato se convierte en dióxido de carbono y los ácidos grasos volátiles estarán presentes en solución en forma no ionizada. Después la muestra es sometida a calentamiento hasta ebullición con un sistema de condensación para remover el CO₂, la solución restante se titula con hidróxido de sodio (NaOH) 0.1N hasta alcanzar un pH de 6.5. Los ácidos grasos volátiles (y quizás algunos otros ácidos) serán convertidos ahora a su forma disociada.

Los equivalentes de bicarbonatos y AGV se pueden calcular partir de los volúmenes de ácido y base utilizados en la titulación (Rojas 1988).

Las relaciones utilizadas son las siguientes

$$\text{ALCALINIDAD} = (B \cdot N_{\text{HCl}} \cdot 50000) / V$$

En donde

B = volumen de HCl utilizado para bajar el pH en ml

N_{HCl} = concentración de ácido clorhídrico (Normalidad)

V = volumen de muestra tomada para el análisis en ml.

Las unidades de la alcalinidad son (**mg CaCO₃/litro**)

$$\text{ÁCIDOS GASOS VOLATILES} = (D \cdot N_{\text{NaOH}} \cdot 60000) / V$$

En donde

D = volumen en ml de NaOH requerido para elevar el pH después de haber utilizado el HCL.

N_{NaOH} = concentración de hidróxido de sodio (Normalidad)

V = volumen de muestra tomada para el análisis en ml.

Las unidades de Ácidos Grasos Volátiles son (**mg Ac. Acético/litro**)

Para la preparación de HCL y NaOH se utilizan los siguientes reactivos y materiales:

- Biftalato
- NaOH
- HCl
- Fenolftaleína
- Balanza analítica.