



DIVISION DE CIENCIAS BIOLOGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGIA

**EFFECTO DE LA TASA DE LA CARGA SOBRE LA
ESTABILIDAD DE LOS LODOS GRANULARES
ANAEROBIOS**

Especialización en Biotecnología

Presenta

I.B.I. María del Rosario Mancera Sandoval.

Asesores:

Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo.

Dra. Suyen Rodríguez Pérez.

Diciembre de 2011.

**A Dios,
Que me regaló la Vida,
Para conocer sus maravillas
Y poder jugar a que yo las encuentro.**

**A mi madre,
Que sin ella nada habría podido
Comenzar y seguir y seguir y seguir. . .
Aunque ya no esté aquí.**

**A Rosi y Marcos
Los hijos más maravillosos
Que La vida me haya podido dar para
compartir la felicidad de
vivir día a día.**

**A la Dra. Florina Ramírez Vives,
A La Dra. Suyen Rodríguez Pérez
Al Dr. Oscar Monroy Hermosillo,
Con toda mi admiración, gratitud y respeto
Por permitirme realizar este trabajo y
Compartir su tiempo para concluirlo.**

**A mi tía por su apoyo incondicional,
su cálida compañía y gran cariño**

INTRODUCCION.

1.1. ¿Qué es un lodo granular anaerobio?

Los lodos granulares anaerobios son agregados bacterianos con una alta actividad específica y excelentes características de sedimentación que se desarrollan en reactores anaerobios de flujo ascendente. Microbiológicamente se consideran microecosistemas los cuales contienen las bacterias necesarias para degradar los componentes de las aguas residuales a las que son expuestos (Versprille, 2002). Diversos consorcios han sido descritos como flóculos, pellets, lodo floculento y gránulos. Según Dolfing (1987) pellets y gránulos son aglomerados con una estructura densa, que aún luego de sedimentar presentan una apariencia bien definida. En cambio, los flóculos y lodos floculento presentan una estructura menos compacta y después de sedimentar forman una capa macroscópicamente homogénea.

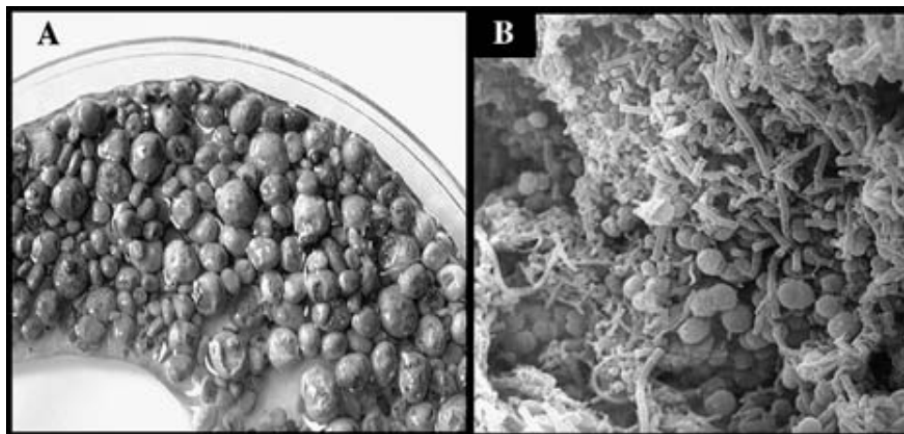


Figura 1. (A) Gránulos anaerobios tomados de un reactor anaerobio a escala laboratorio (B) Imágenes SEM de lodos granulares anaerobios (x 2.9 K) (McHugh y col.2003).

1.2. Características físicas de los lodos granulares.

1.2.1. Forma.

Los gránulos pueden presentar diversas formas: oval o piriforme (Alibhai y Forster, 1986) aunque generalmente se suponen esféricos (Schmidt y Ahring, 1996). Pueden ser regulares o irregulares, en los primeros se puede observar una superficie lisa, mientras que los segundos tienen protuberancias. Se les considera estructuras mecánicamente estables.



1.2.2. Tamaño.

El diámetro de los gránulos puede variar de 0.1 a 8 mm (Hickey y col., 1991). El lecho de lodos de un reactor UASB normalmente no está constituido por gránulos uniformes, sino presenta una distribución muy amplia de gránulos de diferentes tamaños. Las distribuciones observadas por algunos autores muestran que el número de gránulos disminuye a medida que aumenta el diámetro, es decir que los gránulos pequeños ($<0.5\text{mm}$) son los más numerosos (Pereboom, 1994). Tanto en reactores UASB a escala industrial o laboratorio, el diámetro promedio se sitúa en la mayoría de los casos entre 0.5 a 5.0 mm (Versprille, 2002). El tamaño promedio de los gránulos resulta de múltiples factores tales como el tipo de nutrientes, la presencia de sólidos en suspensión en el influente, el crecimiento de los microorganismos, la limitación de sustrato hacia dentro de los gránulos, las fuerzas de corte, así como la producción de sustancias exopoliméricas (SEP) (Pereboom, 1994). La acidez, la composición, la dilución, la cantidad de sólidos, entre otras características del sustrato, influyen en las características morfológicas de los gránulos (Famá, 1998).

1.2.3. Características de sedimentación.

La sedimentabilidad es una característica importante del lodo, ya que de ella depende el tiempo que este permanezca dentro del reactor. El valor del índice volumétrico del lodo se utiliza para monitorear las propiedades de sedimentabilidad de la masa anaerobia. Esto es muy importante para la retención de ella dentro de los reactores. El IVL se expresa como el volumen (en mL) ocupado por un gramo de biomasa de muestra en 30 minutos de sedimentación. Los lodos granulares se caracterizan también por (IVL) muy bajos, del orden de 50 a 100 ml/gSV, lo que indica una buena compactación. La velocidad de sedimentación (V_s) se determina para establecerla tasa de sedimentabilidad de las muestras de lodo. El valor de V_s oscila entre los 40-100 m/h (Franco y col. 2007).

1.3. Composición inorgánica y orgánica de los gránulos

1.3.1. Sólidos totales y volátiles.

Los lodos granulares consisten en mayor proporción de biomasa activa, que degrada un alto índice de la materia orgánica, expresada como $\text{kg COD/kgVSS}^*\text{d}$. Un lecho de lodos anaerobios contiene aproximadamente 50 g/L de sólidos suspendidos volátiles (SSV), considerablemente más alto que los lodos



suspendidos. Los sólidos volátiles representan la fracción de materia orgánica o biomasa presente en los gránulos (Fang y Chui, 1993).

Los elementos presentes en las aguas residuales influyen en el contenido final de minerales de los gránulos, además de la propia capacidad de los lodos de captar los minerales. Como consecuencia de lo anterior, el contenido de cenizas de un lodo puede variar entre un 10 a un 70% de su peso seco (Hulshoff-Pol y col. 1989; Grotenhuis y col., 1991a; Wu y col., 1991; Ahring y col. 1993; Dudley y col. 1993). Los gránulos pueden presentar diversos colores, principalmente negro blanco y gris. En general se sostiene que el color negro se debe a la presencia de sulfuros de hierro y compuestos relacionados (Thaveesri y col., 1995 a). La relación SV/ST, es importante porque indica la cantidad de lodo viable como sólidos suspendidos. El valor mayor de SV/ST indica un alto porcentaje de lodo viable. Relaciones altas SV/ST (0.8 - 0.85) de lodos, se observan en algunos reactores (Ghangrekar y col. 2005).

Las características más importantes de los lodos granulares pueden resumirse en la siguiente tabla:

Tabla 1. Principales parámetros y valores de los lodos granulares anaerobios.

Parámetro	Valores Característicos.
Actividad metanogénica	0.3- 2.0 Kg COD/kg ST*d
Sólidos totales	50-250 Kg ST/ m ³
Sólidos orgánicos	30-85 % de los sólidos totales
Tamaño	0.5-5.0 mm
Velocidad de sedimentación	40-100 m/h
Color	Negro-gris
Forma	Redonda-esférica, oval, piriforme
Relación SV/ST	0.8 – 0.85

(Versprille, 2002).

1.3.2. Composición química de los polímeros extracelulares.

Los biopolímeros o sustancias exopoliméricas son producidas por muchos tipos de bacterias; se encuentran formando cápsulas alrededor de las bacterias con una estructura asociada a la pared celular o en solución totalmente ajenas. Las sustancias exopoliméricas son importantes en procesos biológicos de tratamientos de aguas residuales ya que junto con cationes divalentes metálicos tales como el calcio, median la unión entre las bacterias que forman los gránulos, permitiendo la separación de la biomasa de la fase líquida para dar tratamiento al efluente. Las sustancias exopoliméricas están compuestas principalmente por polisacáridos, proteínas, ácidos nucleicos y lípidos (Houghton y col. 1999). La



producción de estas sustancias es una propiedad de los microorganismos en sus ambientes naturales y son materiales de construcción para los agregados microbianos tales como los lodos granulares. Las sustancias exopoliméricas dan forma y llenan los espacios existentes entre las células y son responsables de la arquitectura y morfología de la matriz en la cual viven las células; esta matriz es semejante a un gel tridimensional altamente hidratado y frecuentemente eléctricamente cargado y su concentración puede representar entre un 50 al 90 % del total de la materia orgánica.

En la siguiente tabla, se destacan algunos datos relacionados con las sustancias exopoliméricas y puede observarse que sus intervalos de variación son muy grandes, lo que se puede atribuir a factores como el método de extracción, origen del lodo, cambios en las condiciones operacionales, como la tasa de carga, la velocidad de flujo ascendente, tipo de sustrato, limitaciones de oxígeno, variaciones en la temperatura, tipo de organismos presentes en los agregados microbianos y tal vez la cantidad de sólidos volátiles presentes (Hernández, 2005).

Tabla 2. Composición de las Sustancias Exopoliméricas.

Compuesto	Contenido en Sustancias Exopoliméricas
Polisacáridos	40-95 %
Proteínas	1-60 %
Ácidos nucleicos	1-10 %
Lípidos	1-40%

(Flemming y Wingender, 2001)

1.4. Formación de los lodos granulares.

La biogranulación tiene que ver con las interacciones célula a célula que incluyen fenómenos físicos, biológicos y químicos. Los gránulos se forman a través de la autoinmovilización de los microorganismos, son consorcios microbianos densos de distintas especies bacterianas; estas especies desarrollan distintas funciones en la degradación de las aguas residuales. Comparados con los lodos activados convencionales, los gránulos tienen una estructura regular, densa y fuerte, junto con excelentes características de sedimentación, lo que permite un alto tiempo de retención y resistencia a aguas con alta carga orgánica (Liu y Tay, 2004).

1.4.1. Teorías de granulación

Desde su identificación en la década de los 70, se han desarrollado diversas teorías, las cuales se pueden resumir en la siguiente tabla; donde se consideran los principales criterios, referencias y nombres de algunas teorías.



Tabla 3. Teorías de Granulación.

CRITERIO		REFERENCIAS	NOMBRE DE LA TEORIA
Físico		Hulshoff Pot y colaboradores (1983)	Selección de presión
		Pereboom (1994)	Crecimiento de sólidos suspendidos colonizados
Microbiológico	Fisiológico	Sam-Soon y colaboradores (1987)	Hipótesis del CapeTown
	Crecimiento	Wiegant (1987)	Teoría del Espagueti
	Ecológico	Morgan y colaboradores (1991)	Adhesión de Methanothrix a través de exopolímeros
Termodinámico		Wu y colaboradores (1996)	Granulación anaeróbica con especies definidas.
		Schmidt and Ahring (1996)	Modelo de cuatro etapas para la formación de gránulos y biopelículas.

(Tay y col. 2006)

En un intento por entender las propiedades del lodo granular de un reactor, se ha observado que depende de la selección de los parámetros de operación, especialmente los hidrodinámicos en el funcionamiento de los biorreactores. La degranulación de los lodos anaerobios debida a tasas de carga orgánica bajas, ha sido observada por Ahn y col. (2002) y Aiyuk y Verstraete (2004). Grotenhuis 1992; citado en Aiyuk y col., 2006; otros autores han investigado el comportamiento bajo distintas condiciones de carga como se puede ver a continuación.



Tabla 4. Estudios realizados para conocer el efecto de distintas condiciones ambientales sobre el tamaño de partícula de los lodos granulares anaerobios.

COMPORTAMIENTO DE LOS LODOS GRANULARES	
AUTORES	ESTUDIOS REALIZADOS
Buijs y Heertjes, 1982	Modelo para la descripción de la distribución y comportamiento de los lodos anaerobios en rectores de flujo ascendente, incluyendo a los UASB.
Guiot y colaboradores, 1992	Efecto específico de la velocidad ascendente en el tamaño de los lodos granulares formados en los reactores UASB
Fang y col., 1994; Pereboom, 1994; Fang 2000; Teer y col. 2000	Han reconocido la estructura multicapa de los gránulos.
Pereboom, 1994	Examinó los factores que pueden influenciar la distribución del tamaño, la resistencia, el rompimiento o desintegración de los gránulos
Thaveesri y col., 1995 a	Estudiaron la granulación y la estabilidad de los lodos en los reactores UASB en relación a la termodinámica de la superficie
Thaveesri y col., 1995 b	Investigaron los lodos granulares cultivados a escala laboratorio, considerando la carga orgánica, nitrógeno y oxígeno, describiendo los gránulos, únicamente en términos de tamaño
Thaveesri y col., 1995 c	Estudiaron los lodos granulares desarrollados bajo diferentes tensiones de superficie de líquido en el reactor
Teer y col., 2000	Estudiaron los gránulos desarrollados en reactores UASB sulfogénicos, observaron la evolución de la forma esférica a elipsoidal.
Sponza, 2001	Granulación con remoción de tetracloroetileno (TCE) en un UASB de laboratorio.
Ahn, 2002	Usando glucosa y acetato como sustrato, analizaron los cambios de diámetro y las características físicas.



Aiyuk, 2004

Evolución en la sedimentológica de los
lodos granulares, variando la tasa de carga

(Aiyuk, 2004,2006)

Las características de los gránulos dependen de las condiciones aplicadas, a la operación del reactor y a la composición de los efluentes a tratar. Una de las más determinantes es la tasa de carga. La reducción de este parámetro demerita la estabilidad de los gránulos debido probablemente a la limitación del sustrato y a los cambios en su composición, particularmente en el caso de las AR. Otros beneficios que ofrecen los lodos granulares es reducir el tiempo de arranque y el buen funcionamiento del reactor, además de que pueden ser almacenados sin que se deterioren considerablemente (Hulshoff, 1991). En un reactor UASB, la velocidad del flujo ascendente y el tiempo de retención hidráulico están interrelacionados y sirven como un selector de presión en la ecología microbiana. Se ha observado que la granulación anaeróbica puede proceder bien a una velocidad ascendente de flujo relativamente alta, pero no ocurre bajo condiciones de fuerzas de corte hidrodinámicas bajas (Alphenaar y col. 1994; Arcand y col., 1994; O'Flaherty y col., 1997; Alves y col. 2000). De acuerdo con Alphenaar y col. la granulación en los reactores UASB se favorece por la combinación de alta velocidad de flujo ascendente y tiempos de retención cortos. Usualmente los efectos de la alta velocidad de flujo ascendente sobre la granulación anaeróbica se explica por la teoría de la presión de selección (Hulshoff Pot y col., 1988). Un tiempo de retención hidráulico (TRH) largo, acompañado con una baja velocidad de flujo ascendente permiten dispersar el crecimiento bacteriano y ser menos favorable a la granulación, en cambio una situación opuesta, de TRH corto acompañado con una alta velocidad de flujo ascendente pueden conducir al lavado de los sólidos biológicos floculantes y así promover la granulación (Show,2006).

1.4.2. Factores que afectan el desarrollo de los lodos granulares.

El proceso de granulación es sensible a los cambios ambientales y de operación. (Speece 1983). Un problema importante relacionado con los reactores UASB, es el largo periodo de arranque (2 a 4 meses), para desarrollar gránulos anaerobios (Liu y col. 2004). La siguiente tabla resume, cuáles son y cómo afectan distintos factores al proceso de granulación.



Tabla 5. Factores que afectan el desarrollo de los lodos granulares.

Factor	Rango	Efectos
Velocidad de flujo ascendente (VFA) y tiempo de retención hidráulico (TRH).	VFA Alta y HRT corto.	Promueven la granulación (Alphenaar y col. 1993).
	VFA baja y HRT corto	Impide la granulación, dispersan el crecimiento de las bacterias (Hulshoff Pot y col. 1988).
Tasa de Carga Orgánica (TCO)	TCO baja	Crecimiento lento de los microorganismos (Liu y col. 2004)
	TCO alta	Crecimiento sostenido de los microorganismos (Liu y col. 2004).
Composición de las aguas residuales	Aguas residuales complejas	Diversificación de las de las poblaciones de bacterias metanogénicas (Wu, 1991)
Tipo de inóculo	Inóculos que contengan las poblaciones microbianas diversas	Largos periodos de arranque y granulación (de Zeew, 1984)
	Lodos granulares	Acortan el periodo de granulación (Hulshoff Pot y col. 1983)
Presencia de Ca^{++}	100-200 mg/L	Favorece el proceso de granulación (Mahoney y col. 1987)
	>200 mg/L	Reduce la actividad microbiana (Yu y col. 2001)
Temperatura	30 - 35 ° C	Funcionamiento óptimo (Liu y col. 2004)
	37 - 55 ° C	Lavado de lodos y baja en la eficiencia de remoción de la DQO (Fang y Lau, 1996)

(Liu y col. 2004)

Para controlar la carga suministrada del reactor se eligió la melaza como sustrato, ya que es un medio rico en nutrientes y microelementos que favorecen el desarrollo de los gránulos. La composición de las melazas es muy heterogénea y puede variar considerablemente dependiendo de la variedad de caña de azúcar, suelo, clima, periodo de cultivo, eficiencia de la operación de la fábrica, sistema de ebullición del azúcar, tipo y capacidad de los evaporadores, etcétera; por otro lado,



se caracteriza por tener grados brix o sólidos disueltos de 69-75 % y un pH de 5.0-6.1

Los principales azúcares en la melaza son la sacarosa (60-63 % en peso), de los componentes que no son azúcares, el 33 % son sustancias inorgánicas como Fe^{+3} , K^+ , Na^+ , Ca^{+2} , Mg^{2+} , Zn^{2+} , As^{3+} , Cd^{2+} , Hg^+ , Pb^+ , Cl^- , NO_3^- , SO_2^- ; el 42% corresponde a sustancias nitrogenadas (aminoácidos, péptidos, etc); y el 25% a sustancias orgánicas libres de nitrógeno (ácidos carboxílicos, alcoholes, fenoles, ésteres, vitaminas, gomas y dextranos) (Castro, 1993).

Mediante ensayos microbiológicos con soluciones diluidas de melaza se puede lograr que a pesar de su bajo contenido en fósforo, constituyen un buen medio nutritivo para muchos microorganismos, tales como levaduras, hongos y bacterias. Se considera importante la presencia de microorganismos mesófilos y termófilos en la melaza (Ariza Y González, 1997). La Tabla 6 describe los componentes de la melaza.

Tabla 6. Composición de la melaza

Parámetro	Valor	Parámetro	Valor
Grados Brix	86.0 grados	Glicina	0.10 %
Peso/galón	11.8-12.0 lbs	Leucina	0.01%
Densidad (como alimentación)	11.8 lbs/gal	Lisina	0.01%
pH	4.9 - 5.4	Biotina	3 ppm
Nitrógeno	1.01 %	Acido Fólico	0.04 ppm
Proteína Cruda	6.30 %	Inusitol	6000 ppm
Azúcares Totales	48.3 %	Pantotenato	60 ppm
		Calcio	
Materia seca	76.5 %	Piridoxina	4 ppm
Humedad	23.5 %	Riboflavina	2.5 ppm
Cenizas	16.0 %	Tiamina	1.8 ppm
Materia Orgánica	62.5 %	Niacina	500 ppm
Dextrosa	11.5 %	Colina	700 ppm
Sucrosa	35.9 %	Cobre	14 ppm
Fructosa	5.6 %	Hierro	130 ppm
Glucosa	2.6 %	Manganeso	5 ppm
Calcio	0.8 %	Zinc	8 ppm
Potasio	4.2 %	Selenio	indetectable
Cloro	2.1%	Yodo	indetectable
Magnesio	0.27 %	Cobalto	indetectable
Azufre	0.78 %	Fosforo	indetectable
Sodio	0.09 %		

(Ariza Y González, 1997).



1.5. Actividad Metanogénica de los lodos.

Las bacterias productoras de metano son una de las especies presentes en los lodos granulares anaerobios. En estudios relacionados con los lodos granulares, la actividad de estas bacterias ha sido utilizada para cuantificar la actividad metabólica de los gránulos. En general la actividad metanogénica (AM) puede definirse como la producción de metano por unidad de biomasa por unidad de tiempo o el metano producido por unidad de volumen del reactor por unidad de tiempo. La AM puede usarse para evaluar el funcionamiento del reactor, como un indicador del efecto del sustrato sobre el lodo en cuanto a toxicidad, inhibición, tasa de carga, etc. y como análisis de rutina para cuantificar la actividad de la población metanogénica (Torres, 2010).

1.6. Aguas Residuales de la U.A.M.-Iztapalapa.

El agua residual de la UAM-I, está compuesta por descargas que provienen de todos los sanitarios, de la cafetería, de los laboratorios, de las oficinas y de las actividades de mantenimiento. Se ha observado que la DQO de esta agua, depende de factores tales como la hora del día y el avance del trimestre (Cruz, 2008; Torres 2003).

Tabla 7. Características del agua residual de la UAM-Iztapalapa.

Variables	Valores obtenidos
DQO _T	386 ± 72.1 mg/L
DQO ₅	233 ± 78 mg/L
p H	7.84 ± 0.28
Alcalinidad (α)	0.77

(Cruz, 2008)

1.7. Digestión Anaerobia.

El ecosistema anaerobio es el resultado de complejas interacciones entre organismos de diferentes especies. Generalmente, son cuatro principales etapas en la producción de metano y dióxido de carbono a partir de la materia orgánica. La primera etapa implica la hidrólisis de compuestos orgánicos complejos en otros de menor tamaño. En la segunda etapa, los compuestos orgánicos cortos a través de la fermentación se transforman en acetato e hidrógeno principalmente. La acidogénesis tiene lugar con la formación de hidrógeno, dióxido de carbono, acetato, ácidos orgánicos cortos y otros intermediarios orgánicos. La tercera etapa es la acetogénesis, en la cual los ácidos orgánicos producidos en la etapa anterior se convierten en hidrógeno y acetato. En resumen, una proporción del hidrógeno y



dióxido de carbono disponibles se convierten en acetato por las bacterias homoacetogénicas. En la fase final, las bacterias metanogénicas reducen el dióxido de carbono para producir metano.

1.7.1. Hidrólisis.

La hidrólisis y la licuefacción convierten los compuestos orgánicos complejos insolubles en otros más sencillos, que se podrán utilizar como fuentes de energía. Los biopolímeros como proteínas, carbohidratos y lípidos son hidrolizados a aminoácidos, azúcares simples y respectivamente.

1.7.2. Acidogénesis.

Los productos finales de la primera etapa se convierten en ácidos grasos de cadena corta, tales como los ácidos acético, propiónico y en menos cantidades butírico y valérico, entre otros. El acetato se considera el intermediario más importante formado de la fermentación de las proteínas y grasas. También se forman hidrógeno y dióxido de carbono. Los productos finales de la acidogénesis dependen del sustrato inicial y las condiciones ambientales. Una baja presión parcial de hidrógeno favorece la formación del acetato, hidrógeno y dióxido de carbono.

1.7.3. Acetogénesis.

La tercera etapa, la acetogénesis, consiste en la acción de dos distintos tipos de bacterias:

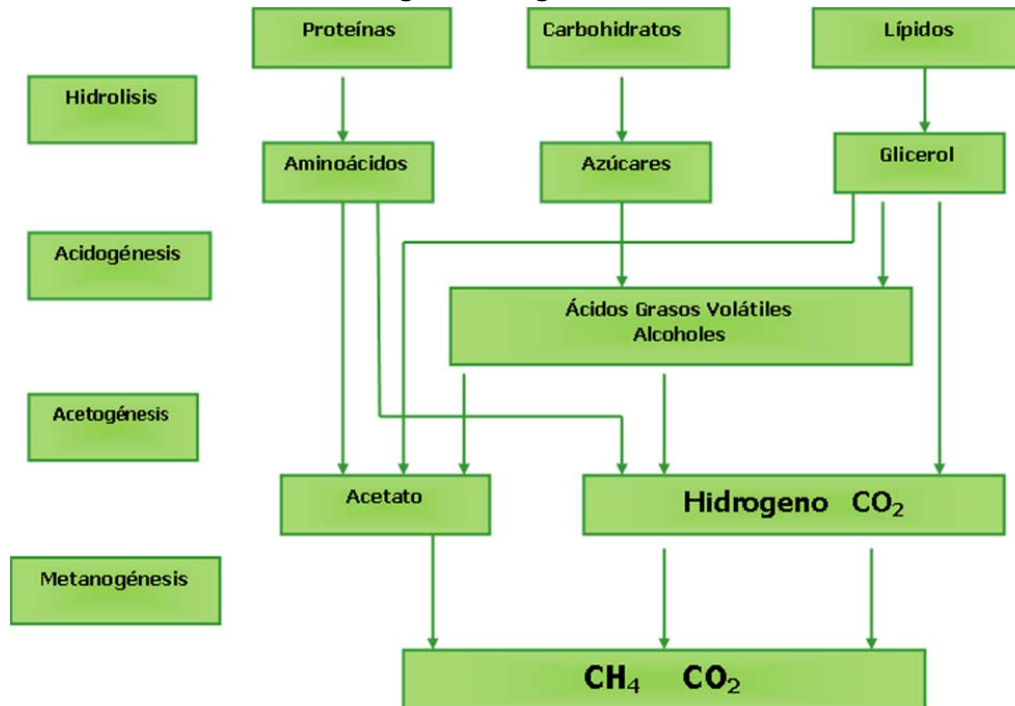
- a) Las acetogénicas productoras de hidrógeno, catabolizan los ácidos orgánicos, alcoholes y ciertos compuestos aromáticos en acetato y dióxido de carbono.
- b) La bacterias homoacetogénicas (o acetogénicas consumidoras de hidrógeno) que usan el hidrógeno y dióxido de carbono para formar acetato. El dióxido de carbono puede ser reducido con el hidrógeno para producir acetato y subsecuentemente utilizarse en la producción de metano. Con los ácidos grasos de cadena corta también pueden producirse hidrógeno y dióxido de carbono.

1.7.4. Metanogénesis.

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo de las arqueobacterias, un grupo filogenéticamente diferente, que utilizan sólo un número reducido de sustratos. Todas las bacterias metanogénicas obtienen energía para su crecimiento de la formación del metano, muchas de ellas pueden utilizar hidrógeno y dióxido de carbono como sola fuente de energía.



Figura 1. Digestión Anaerobia.



1.8. Justificación

Los lodos granulares requieren de un medio bien balanceado rico en nutrientes y microelementos (Ca, Fe, Mg, Ni, Co) para poder desarrollarse de manera eficiente. Se ha reportado dificultades en la formación de lodos granulares en este tipo de aguas. Por lo que es importante estudiar el destino de lodos granulares tratando un influente con baja carga orgánica y AR.

1.9. Objetivos

1.9.1. Objetivo general

Evaluar el efecto de la carga orgánica en la estabilidad de los lodos granulares utilizando la melaza como fuente de carbono.

1.9.2. Objetivos particulares

Evaluar el efecto de la melaza como un sustrato a diferentes valores de DQO.

Evaluar el efecto que causa el cambio de melaza por AR.

Evaluar el funcionamiento de un reactor UASB bajo diferentes tasas orgánicas.



2. MATERIALES Y METODOS.

2.1. Caracterización del funcionamiento del reactor UASB.

2.1.1. Estabilización del reactor UASB en estado estacionario.

Con el objetivo de evaluar las características de los lodos granulares se utilizó un reactor UASB de 2100 mL de volumen y fue operado a distintas cargas a una temperatura de 30 ° C y fue alimentado con melaza a distintas cargas y al final con las AR de la UAMI-I. El biogás se evacuó por la parte superior del reactor y dirigido a la columna de gas llena con solución salina acidificada (pH=2) que permite la disolución del CO₂.

2.1.2. Inóculo.

El reactor se inoculó con lodos granulares provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de la envasadora de alimentos en conserva "La Costeña". En la siguiente tabla se resumen las principales características de los lodos inoculados.

Tabla 8. Características de inicio de los lodos de la planta "La Costeña"

	ACT. MET. (KgDQO/ Kg SV*d)	ST (g/L)	SV (g/L)	IVL (mL /g)	VEL. SED (m/h)	DIST. GRANULO □ 1 mm (%)
OPTIMOS	0.3-2.0 *	50- 250 *	30-85 % de ST *	10- 20 *	40-100 *	0.5-5.0 *
CARACTERIZACION DE INICIO	0.55	67.6	34.5	6	38	47

(*Versprille, 2002)

2.1.3. Características de la alimentación.

El influente utilizado en este ensayo fue inicialmente medio Visser y glucosa a una concentración de 1g/L, con la finalidad de activar la vía metanogénica, esto por una semana, con las siguientes condiciones TRH de 1 d, carga orgánica volumétrica de 1g DQO/L. d y temperatura de 30° C, con la finalidad de alcanzar un estado óptimo de funcionamiento de los lodos. La composición del medio Visser se describe en la siguiente tabla:

Tabla9 Composición del medio mineral Visser (1995):

Compuesto	g/L	Compuesto	g/L
NaH ₂ PO ₄ · H ₂ O	0.703	MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.111
K ₂ HPO ₄	0.6	CaCl ₂	0.02
NH ₄ Cl	0.5	Elementos traza (mL)	1



Tabla 10. Composición de la solución de los elementos traza:

Compuesto	g/L	Compuesto	g/L
$\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	2	AlCl_3	0.05
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0.786	$\text{NiCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.05
Na_2SeO_3	0.1	$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.07
H_3BO_3	0.05	$\text{CuCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.05
ZnCl_2	0.05	HCl 36% (Conc)	0.5 mL
$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$	0.05		

(Lara, 2007)

Después de este tiempo, el reactor se alimentó con 2.5 g de melaza /L (1367 g DQO/L) por espacio de 70 días, posteriormente se alimentó con 1.5 g de melaza/L (650 g DQO/L) hasta los 145 días y al finalizar este periodo nuevamente se disminuyó la cantidad de sustrato a 0.5 g de melaza/L que equivalen a 310 mg DQO/L de alimentación hasta llegar a los 235 días. Posterior a esto, se introdujo AR proveniente de la UAM-I cuyo DQO/L oscila en los 387 ± 189 . La tabla 11, presenta las diferentes etapas de operación del reactor.

Tabla 11. Etapas de operación del reactor.

Días de funcionamiento	Melaza (g/L)	DQO _E (mg/L)	DQO _S (mg/L)	Carga(mgDQO/d) (Entrada)
1ª Etapa (0-70)	2.5	1367	243	651
2ª Etapa (71-145)	1.5	694	199	310
3ª Etapa (146-235)	0.5	310	143	145
4ª Etapa (236-280)	Agua residual UAM-I	328 ± 189	118 ± 55	156

El principal problema al arranque del reactor con glucosa, fue la contaminación del medio Visser durante los fines de semana, lo que se corrigió esterilizando el influente y al cambiarse por melaza y AR de la UAMI-I. El tiempo de retención fue de 24 horas durante todo lo largo del ensayo, las variables medidas fueron actividad metanogénica, contenido de sólidos, pruebas de sedimentabilidad, índice volumétrico y tamaño de gránulo para cuantificar el efecto de cada etapa de funcionamiento y poder cambiar las condiciones de carga orgánica, en cada estado pseudoestacionario.

2.2. TÉCNICAS ANALÍTICAS.



El DQO total, los sólidos fijos, volátiles y totales, pH y la alcalinidad se determinaron conforme el Standard Methods (APHA, 2005). La DQO total, el pH y la alcalinidad se midieron tres veces por semana. Los sólidos fijos, volátiles, totales y la actividad metanogénica de los lodos se midieron a cada cambio de carga. El IVL se midió adaptando la técnica sugerida por el APHA.

2.3. Caracterización de los lodos granulares.

A los lodos elegidos, se les realizaron diversas pruebas, como el índice volumétrico de lodos (IVL), velocidad de sedimentación, sólidos totales, fijos y volátiles, tamaño de partícula y actividad metanogénica.

2.3.1. Índice volumétrico de lodos.

Para medir el IVL se utilizó el método recomendado por AHPA (1995); 1000 mL de lodos se colocaron en un cono de Imhoff y se tomó el tiempo que tardó en bajar de 1000 a 900 mL y posteriormente hasta donde sedimentan en 30 minutos.

Para calcular el IVL se utilizó la siguiente ecuación:

$$IVL_{0.1}(\text{mL/g}) = VS_{30}/VM * SST$$

Donde:

IVL: Índice volumétrico de lodos,

VS_{30} : Volumen de lodos sedimentados en 30 min (mL)

VM: volumen de la muestra (L),

SST: Sólidos totales suspendidos (g/L).

2.3.2. Velocidad de sedimentación.

Para medir la velocidad de sedimentación se utilizó el método recomendado por AHPA (1995); se tomaron 100 mL de lodo (previa agitación) y se colocaron en una probeta de 100 mL, graduada en centímetros. Cada 10 segundos se midió la cama de lodo a través de la probeta, hasta que no hubiera más descenso de la biomasa. Se construyó una gráfica de centímetros cúbicos contra el tiempo en el cual va descendiendo la cama de lodos, se calculó la pendiente en la parte exponencial de la curva; posteriormente se calculó la velocidad de sedimentación con la siguiente fórmula:

$$Vs = (a/b)$$

Donde:

Vs (m/h) = velocidad de sedimentación;

b = pendiente en la parte exponencial de la curva;

a = área de la probeta ($a = \pi \cdot r^2$)

2.3.3. Sólidos totales, fijos y volátiles.

Los crisoles de porcelana se lavan perfectamente con agua destilada y se colocan en la mufla a 550 ° C durante una hora; a continuación se pasaron a la estufa y después a un desecador para tenerlos a temperatura ambiente antes de pesarlos. Este paso se realizó hasta obtener un peso constante. Se tomaron 5 mL de lodo y se depositaron en los crisoles, para posteriormente introducirse en la estufa a una



temperatura de entre 103 y 105° C durante dos horas y se pasaron a un desecador para enfriarse y volverse a pesar hasta tener peso constante. Los crisoles pasaron a la mufla a 550° C por 30 minutos y a la estufa a una temperatura de entre 103 y 105° C durante 30 minutos y de nuevo al desecador; este proceso se llevó a cabo hasta alcanzar el peso constante. La cantidad de sólidos totales, fijos y volátiles se obtuvo con las siguientes relaciones:

Sólidos totales:

$$\text{Sólidos totales (g/L)} = \frac{\text{Peso del crisol+muestra seca (g)} - \text{peso del crisol}}{\text{volumen de la muestra (L)}}$$

Sólidos fijos:

$$\text{Sólidos fijos (g/L)} = \frac{\text{peso del crisol+cenizas (g)} - \text{peso del crisol (g)}}{\text{volumen de la muestra (L)}}$$

Sólidos volátiles

$$\text{Sólidos volátiles (g/L)} = \text{Sólidos totales (g/L)} - \text{Sólidos fijos (g/L)}$$

2.3.4. Tamaño de partícula.

La granulometría es una medida de la distribución del tamaño de las partículas en una muestra. En el laboratorio se desarrolló una técnica sencilla para medir el tamaño del gránulo. Se prepara el agar bacteriológico en un matraz con un litro de agua destilada en una parrilla de calentamiento con agitación, se agregan 10 g agar bacteriológico y se lleva ebullición. Se deja enfriar a 60 o 70 °C sin que llegue a solidificar y se vacían 15 mL en cajas de Petri agregando 0.1 gr de los lodos, se agitan las cajas para dispersar de manera uniforme los gránulos de lodos. Cuando solidifica se pone un círculo de papel milimétrico y se mide cada uno de los gránulos, se registran las medidas, se calcula el promedio por caja y el promedio de tamaño por ensayo para obtener el tamaño de partícula de la muestra.

2.3.5. Actividad metanogénica.

Para esta prueba se utilizó medio Visser (Visser y col., 1995) dado que en su composición están presentes macro y micronutrientes necesarios para el metabolismo de las bacterias anaerobias. En algunos casos también se adicionan factores de crecimiento que ayudan acelerar el proceso de la producción de metano. Entre estos factores de crecimiento encontramos al extracto de levadura y la peptona de caseína.

Para la preparación del medio se adicionan los componentes del medio de cultivo hasta su completa disolución y se ajusta el pH del medio a 7 con una solución de bicarbonato de sodio. Se distribuyeron 3 ml de lodos y 37 mL de medio en cada botella serológica y se inocularon con 3 mL de lodos del reactor en cada etapa pseudoestacionaria, se agregó acetato de sodio proporcional a la cantidad de SV



de cada etapa de los ensayos. Se realizaron por duplicado y un control sin sustrato.

Preparación de los lodos. Una noche previa al experimento se resuspendieron los lodos en medio mineral (sin sustrato) con el fin de agotar los sustratos y gases residuales presentes en ellos. También se determinaron la cantidad de SV que contengan los lodos para que la inoculación en las botellas serológicas sea de una relación de 2 g DQO del sustrato/g SV de los lodos.

Inoculación. A cada una de las botellas con medio de cultivo, se adicionaron 3 mL de lodo, 37 mL de medio y una cantidad de acetato de sodio que se relaciona con la cantidad de sólidos volátiles, bajo una corriente de N_2 . Después se taparon las botellas con tapones de neopreno y aros de aluminio. Cada cinética se trabajó por duplicado y un control sin sustrato para evaluar la respiración endógena.

2.3.6. Cuantificación de las Sustancias exopoliméricas (SEP).

Para la extracción de las SEP se utilizó el método descrito por Martínez (2003). Se tomaron 15 mL de muestra del licor mezclado del reactor (líquido y lodo) y se centrifugaron a 5000 rpm durante 10 minutos, separando el sobrenadante del sedimento, el cual se filtró por medio de una membrana de celulosa regenerada de 0.45 μm de tamaño de poro. Al filtrado se le determinó proteína (Lowry y col. 1951) y carbohidratos (Dubois y col. 1956). Al sedimento se le agregaron 15 mL de EDTA 0.1 M se agitó en vortex durante 10 minutos, se centrifugó nuevamente a 5000 rpm durante 10 minutos. Del sobrenadante se tomaron 2 mL para la determinación de carbohidratos. El sobrenadante restante, se colocó en bolsas de diálisis de 10 kDa (Spectra) de tamaño de corte para separar el EDTA y eliminar interferencias y poder cuantificar proteína. La diálisis se llevó a cabo con agua desionizada fría, cambiándose diariamente. Terminada la diálisis, se determinó proteína según Martínez (2003).

2.3.7. Cuantificación de proteínas totales.

Se realizó a través de la técnica de Folín (Lowry y col., 1951), ya que se basa en la interacción del enlace péptido-cobre, se afecta muy poco con la turbidez de la muestra y es más sensible que otros métodos. Con esta técnica, las proteínas reaccionan con el reactivo de Folín-Ciocalteu (ácido fosfomolibdico y fosfotungstico) para dar un complejo azul, debido a la reacción del cobre alcalino con la proteína. La intensidad del color depende de la presencia de enlaces peptídicos, del número de aminoácidos aromáticos presentes y cambia según la naturaleza de la proteína. El color desarrollado se lee a 750 nm. Se tomó como referencia una curva de calibración de 0 a 300 mg de sero albúmina bovina/L ($r^2=0.9963$).

Reactivos utilizados



- 100 mL de NaOH 10 N
- Solución A: 20 g Na_2CO_3 en 1000 mL de NaOH 0.1 N
- Solución B: 1 g CuSO_4 en 100 mL de H_2O desionizada
- Solución C: 2 g de tartrato de Na y K en 100 mL de H_2O desionizada
- Reactivo mezcla: 1 mL de solución B + 1 mL de solución C + c.b.p. 50 mL de solución A.
- Reactivo de Folin-Ciocalteu diluido 1 : 1

Técnica:

A 1 mL de muestra se agregó 1 mL de NaOH 1 N, se agitó y calentó a ebullición 20-30 minutos.

Luego a cada tubo frío, se agregaron 5 mL del reactivo mezcla. Se agitó en vortex y se dejó reposar en oscuridad 30 minutos. Se adicionó 1 mL de reactivo de Folin, se agitó en vortex y se dejó reposar 30 minutos en oscuridad. Se efectuó la lectura a 750 nm.

2.4. Caracterización del funcionamiento del reactor.

Durante el desarrollo del estudio se realizaron pruebas de rutina tales como pH, alcalinidad, DQO, medición de la producción de biogás y de ácidos grasos volátiles (AGV). El pH y la alcalinidad se realizaron diariamente, mientras la medición del DQO, biogás y AGV se realizó el tres veces por semana.

2.4.1. Determinación del pH y alcalinidad.

La medición de este parámetro se realizó todos los días tanto en el influente como el efluente como criterio de evaluación del funcionamiento del reactor. Se utilizó un potenciómetro Hanna HI25, operado a temperatura ambiente.

Para determinar la alcalinidad se tomó una muestra de 25 mL del efluente; se determinó el pH, posteriormente se realizó la titulación con una solución de H_2SO_4 0.02 N hasta igualar el pH a 5.75 y se continuó la titulación hasta un pH de 4.5 (APHA, 2005). La alcalinidad se obtuvo con la siguiente relación:

$$\alpha = \left[\frac{\text{volumen de ácido gastado de pH original a pH 5.75}}{\text{volumen de ácido gastado de pH original a pH 4.5}} \right]$$

2.4.2. Medición de ácidos grasos volátiles

Existen métodos volumétricos pero son laboriosos e imprecisos, y miden AGV totales. Se utilizó cromatografía de gas por ser mucho más simple, precisa y permite identificar cada uno de los ácidos grasos volátiles.

En la cromatografía de gas una fase móvil (un gas acarreador) y una fase estacionaria (columna de empaque) son usadas para separar compuestos individuales. El gas acarreador puede ser nitrógeno, argón-metano, helio o hidrógeno. La fase estacionaria es un líquido que ha sido adsorbido a un sólido granular inerte, llamado columna de empaque. Existen numerosos detectores



disponibles, los más comunes son el de ionización de flama, de conductividad térmica, de captura de electrones, fotométrico de flama y de fotoionización. En general, para la medición de la mayoría de los compuestos orgánicos se utiliza el primero.

Técnica:

La determinación de AGV se realizó con un cromatógrafo Hewlett Packard 5890A, equipado con un detector de ionización de flama y una columna megaboro AT 1000. Las condiciones de operación fueron: temperatura del inyector, 200°C; del detector 220°C y de la columna, 130° C, flujo del gas acarreador (N₂) 5 ml/ min; volumen de inyección, 0.2µL. Las muestras (1 mL) fueron centrifugadas a 15000 rpm durante 15 min en una microcentrífuga Eppendorf y luego acidificadas (10 µL de HCl al 50 %) antes de analizarlas.

Curva de calibración: A partir de una solución patrón de AGV 100 mM (acetato, propionato y butirato), se prepararon estándares mixtos de 1, 5 y 10 mM. Cada estándar se inyectó por triplicado al cromatógrafo. Las áreas obtenidas de acetato, propionato y butirato fueron correlacionadas con las concentraciones y se realizó una regresión lineal para obtener las concentraciones de las muestras a analizar. Las curvas de calibración realizadas dieron un coeficiente de regresión de 0.99.

2.4.3. Medición de biogás y cuantificación de metano.

Para coleccionar el biogás producido por el reactor, se utilizó una trampa y una columna de vidrio llena de solución salina saturada, cuyo contenido líquido se reemplaza por el biogás y con ayuda de una escala en centímetros se observa el volumen. A través de una salida con tapón de hule de la columna y con ayuda de una jeringa, se toman muestras de aproximadamente 10 mL de biogás y se almacenaron en tubos cerrados con tapón de hule y llenos de solución salina saturada (250 g NaCl/L), pH 2 y con rojo de metilo como indicador de la disolución de CO₂. De cada tubo se tomó una muestra de 0.1 mL y se inyectó en el cromatógrafo, para determinar la fracción correspondiente de metano y CO₂ presentes en la muestra de biogás.

El cromatógrafo utilizado fue un Gow-Mac Instrument Co. Serie 550, las condiciones de operación fueron: temperatura de la columna, 140° C; temperatura del detector, 190° C; temperatura del inyector, 170° C; Corriente de los filamentos de 120 mA, presión del helio de 40 psi; flujo del helio de 25 mL/min; Empaque de la columna de carboxosphere 80/100.

2.4.4. Determinación de la demanda química de oxígeno (DQO).

Se determinó a partir del método colorimétrico (Standard methods APHA., 2005). Para la realización de la técnica se ocuparon dos soluciones, la solución digestora y la solución de ácido sulfúrico con sulfato de plata. Se prepararon como se describe a continuación

1 Solución digestora.



Se seca durante dos horas a 103°C, 50 g de K₂CrO₇, se enfría posteriormente en un desecador y se pesan 42.25 g, por otro lado se pesan 33.3 g de HgSO₄. En un matraz aforado, se disuelve el dicromato de potasio en 500 mL de agua destilada, se añade el sulfato de mercurio, y se adicionan muy lentamente 167 mL de H₂SO₄ en baño de hielo. Cuando la mezcla se enfría se disuelve lentamente y se afora a un litro con agua destilada.

2 Solución de ácido sulfúrico puro con sulfato de plata. Y pesar suficiente sulfato de plata para una proporción 5.5 g Ag₂SO₄ por Kg de H₂SO₄. Para calcular la cantidad exacta considere el peso específico y la pureza del ácido sulfúrico que se utilice. En un matraz aforado de 1 L, agregar 300 mL del ácido y el sulfato de plata ya pesado. Dejar en reposo uno o dos días para que se disuelva y después completar el volumen al aforo con el ácido restante.

Debido a las proporciones en que se utilizan los reactivos, deberán prepararse dos litros de la solución II por cada litro de la solución I. Vaciar cada reactivo preparado en los frascos dispensadores respectivos. Hacer la curva estándar con biftalato de potasio en concentraciones de 0 a 1500 mg/L.

Preparar el reactivo de digestión en tubos con tapa de rosca, añadiendo 1.0 mL de la solución digestora. Añadir lentamente 2.0 mL de solución de ácido con plata. Tapar perfectamente y homogenizar la mezcla mediante agitación suave. Guardar los tubos en la oscuridad.

1.- Encender la parrilla para DQO y dejarla calentando 30 minutos para alcanzar la temperatura adecuada.

2.- A los tubos con 2.0 mL de la muestra a analizar o 2.0 mL de agua destilada para el blanco o 2.0 mL del estándar para verificar la curva agregar lentamente el reactivo. Tapar perfectamente y homogenizar la mezcla mediante agitación suave.

3.- Colocar los tubos en la parrilla para digestión a 150 ° C por 2 horas.

4.-Transcurrido el tiempo, sacarlos de la parrilla y dejar enfriar.

5.- Encender el espectrofotómetro y ajustar la longitud de onda a 620 nm. Verificar que el filtro correspondiente esté instalado.

6.- Ya fríos los tubos, calibrar con el blanco preparado y leer las muestras.

7.- Desechar las muestras después de leídas en el tanque destinado para estos residuos.

Mantener los tubos y tapones limpios con una solución al 20% de ácido sulfúrico; enjuagar perfectamente con agua destilada y secar antes de utilizarlos.

2.4.5. Eficiencia de remoción

Está determinada por el porcentaje de carga orgánica removida por la acción de la biomasa presente en el reactor, que se calcula de la siguiente manera:

$$\text{Eficiencia de remoción} = \left(\frac{DQO_e - DQO_s}{DQO_e} \right) (100)$$

Donde: DQO_e = DQO entrada; DQO_s = DQO salida



3. Resultados y discusión.

La operación del reactor UASB, se hizo en cinco etapas; una muy corta donde se buscó la estabilidad de los lodos granulares utilizando medio Visser y posteriormente cuatro etapas; donde en las tres primeras la alimentación fue melaza a distintas concentraciones y finalmente AR de la UAM-I. Al momento de inocular y con cada cambio de carga se caracterizaron los lodos a través de la medición de sus principales parámetros, como sólidos fijos, totales y volátiles, tamaño de partícula, índice volumétrico, velocidad de sedimentación y actividad metanogénica. Al inicio y al final del experimento se cuantificaron las proteínas totales y los exopolisacáridos producidos por los lodos. Se monitoreó de manera rutinaria el funcionamiento del reactor con la medición de la DQO a la entrada y la salida, la eficiencia de remoción, la alcalinidad, la producción de biogás, la cuantificación de metano y pH.

3.1. Caracterización y evolución de los lodos.

3.1.1. Caracterización física

El color de los lodos fue cambiando a lo largo del tiempo de operación del reactor de negro a gris al final del experimento. La forma esférica que en su mayoría contenían los lodos en el arranque cambió al final del experimento a forma irregular y de mucho menor tamaño.

3.1.2. Evolución del tamaño del gránulo.

Los lodos granulares inoculados al reactor de 1 mm se encontraban en un porcentaje 43 %; al final del experimento su proporción dentro del inóculo aumentó el porcentaje de gránulos menores a 1 mm, 47, 63, 68 y 70% (figura 2).

Tabla 12. Evolución del tamaño de gránulo

Evolución del tamaño de gránulo						
Días de Func.	Óptimos	Inicial	0-70 DQO _E	71-145 Melaza	146-233 (mg/L)	234- 340 AR UAM-I
			1367	694	310	328
DIS DIST. GRANULO □ 1 mm (%)	0.5-5.0 *	47	48	63	68	70

(*Versprille, 2002)



Los resultados muestran que la tasa de carga orgánica afectó el tamaño del gránulo. La tasa de carga orgánica fue disminuyéndose en un 50 % cada vez y el porcentaje de gránulos menores a 1 mm fue aumentado en un 20 y 15%, lo que significa que cada vez se encontraban gránulos más pequeños dentro del reactor. Alpheenaar (1992) refiere que el sustrato es utilizado primero por las bacterias de las capas superficiales y como consecuencia de su limitación, las capas bacterianas internas reciben una menor cantidad, dando como resultado un crecimiento pobre de la biomasa. En casos extremos eventualmente las poblaciones ubicadas en el centro del gránulo disminuyen debido a que pueden sufrir autólisis, llegando a desintegración de los gránulos (Grotenhuis y col. 1991) o salir del reactor por flotación (Korsaric y col. 1990b); esto mismo se observa en este reactor, ya que al finalizar su funcionamiento, sus paredes se ven cubiertas de un polvo fino y el volumen del lodo ha descendido en más de un 30 %.

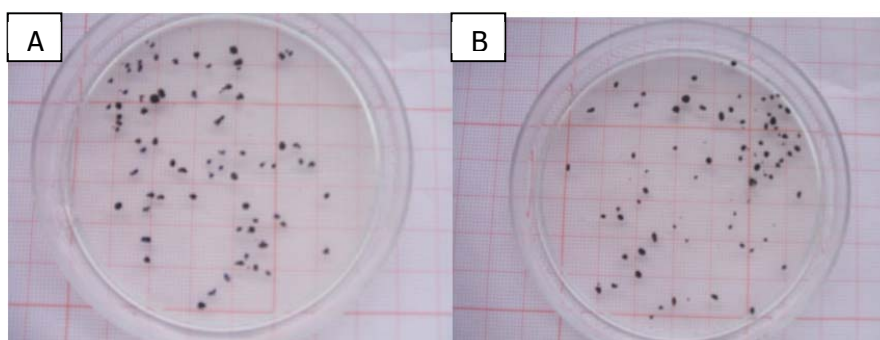


Figura 2 Evolución del tamaño del gránulo. (A) Inicial. (B) final.

3.1.3. Actividad Metanogénica.

La actividad metanogénica del lodo al momento de la inoculación se encontraba en los 0.55 KgDQO/Kg SV*d, que se encuentra en el rango de los 0.3 a 2.0 KgDQO/Kg SV*d dentro de los valores señalados como óptimos (Versprille, 2002), y al comenzar el primer tratamiento, bajó cinco veces su valor y en lo sucesivo se observaron disminuciones en este parámetro conforme se bajó la concentración de melaza en el influente y hasta llegar a las AR. Estas bajas fueron del 70, 82 y 86 % del valor inicial de la actividad metanogénica del inóculo.

Tabla 13. Evolución de la actividad metanogénica (k_{CH_4} : KgDQO/KgSV*d)

Evolución de la actividad metanogénica						
DIAS DE FUNC.	Optimas	Inicial	0-70 d DQO _E	71-145 d Melaza	146-233 (mg/L)	233- 340 AR UAM-I
			1367	694	310	328
k_{CH_4}	0.3 – 2.0	0.55	0.17	0.10	0.10	0.10



3.1.4. Sólidos totales, volátiles y relación SV/ST.

Los sólidos totales han disminuido conforme se ha disminuido la cantidad de melaza y con el cambio a AR, pero la relación SV/ST se ha cambiado conforme ha cambiado la tasa de carga.

Tabla 14. Evolución de los sólidos totales, fijos y relación SV/ ST.

Evolución de los sólidos totales, fijos y relación SV/ ST						
Días de func.	OPTIMOS	INICIO	0-70 DQO _E 1367	71-145 Melaza 694	146-233 (mg/L) 310	233- 340 AR UAM-I 328
ST	50-250 *	72	67	58	62	48
SV	30-85 % de ST *	57	61	52	56	8
SV/ST	□0.85	0.79	0.91	0.89	0.90	0.16

Los sólidos totales están disminuyendo en cada etapa de funcionamiento, las pruebas finales de índice volumétrico de lodos y velocidad de sedimentación, arrojan que paulatinamente se está formando una fase de lodos floculentos y una disminución en los SV. Esto sugiere un aumento en la floculencia del lodo y una menor producción de biomasa activa. Ghangrekar y col. (2005) afirman que la tasa de carga orgánica aplicada durante el arranque y la formación de los gránulos son cruciales para el desarrollo de sus características; en los experimentos realizados por estos autores, obtuvieron que aplicando diversas tasa de carga orgánica a mayor valor de SV/ST mayor es el porcentaje de biomasa viable, pero los valores propios para un lodo granular se encuentran entre 0.6 y 0.85 (Lin y Chen, 1999) pueden existir problemas de flotación de los gránulos, por otro lado esta situación se puede relacionar con la baja en la AM, que aunque haya suficiente biomasa, la distribución de las poblaciones microbianas ha cambiado, favoreciendo a las bacterias hidrolíticas, aceto y acidogénicas. Algo muy importante que resaltar es el hecho que al cambiar el influente de melaza por el AR de la UAMI, la cantidad de ST, SF y por tanto la SV/SF cayeron drásticamente, Mahoney y col., 1987; Schmidt and Ahring, 1993; Teo y col., 2000; Yu y col., 2001; De Zeeuw (1984) en sus experimentos muestran que la presencia de cationes di y trivalentes tales como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} y Fe^{3+} ayudan a unir las células y formar núcleos que promuevan la granulación (Liu y Tai, 2004). Por otro lado la poca disponibilidad de nutrientes afecta el crecimiento de las diversas especies microbianas; comparada con la granulación aerobia, la granulación anaeróbica es muy sensible a la tasa de carga aplicada. Esto probablemente debido a las distintas características de crecimiento de las bacterias anaerobias (Liu y Tay, 2004).



3.1.5. IVL y Velocidad de Sedimentación.

Los valores obtenidos en la medición del IVL aumentaron y la velocidad de sedimentación disminuyó, respecto al valor del lodo inoculado.

EL tratamiento de aguas residuales de media o baja carga ($\square 0.5$ g DQO/L) da como resultado el lavado de los lodos floculentos (Lettinga, 1994) La pérdida de sedimentabilidad de los lodos, como efecto de la disminución de la tasa de carga se debe a que las bacterias no cuentan el sustrato necesario para desarrollar todas sus funciones vitales; en el laboratorio simultáneamente (Merlan, 2011), se llevó a cabo un ensayo de granulación, en el cual, se aplicaron los mismas cargas de carga pero iniciando con la carga baja (0.5 g DQO/L) y posteriormente se fue aumentado hasta los 1.5 g DQO/L; los datos obtenidos arrojan que al tratar un lodo no granular en las mismas condiciones de temperatura, tiempo de retención hidráulico pero aumentando de la tasa de carga, se obtiene un lodo granular. Las sustancias exopoliméricas son factores de adhesión de las bacterias para poder formar los lodos granulares, en el gránulo en formación se incrementaron, mientras que en los gránulos en desintegración, disminuyeron.

Tabla 15. Proteínas exopoliméricas obtenidas en la desintegración y formación de un lodo granular.

Proteínas Exopoliméricas			
Proteínas	Inicio	34	Desintegración
	Final	43	
	Inicio	84	Formación (Merlán, 2011)
	Final	123	

Ghangrekar y col. (2005) Recomendó que para el buen funcionamiento de los reactores UASB se requieren gránulos de diámetro $\square 1$ mm y con una velocidad de sedimentación alta.

Los principales parámetros de la caracterización de los lodos al final de cada etapa se registran en la tabla 16.



Tabla 16. Parámetros de caracterización de los lodos.

DIAS DE FUNC.	ACT. MET. (KgDQO/ Kg SV*d)	ST (g/L)	SV (g/L)	IVL (mL/g)	VEL. SED (m/h)	DIST. GRANULO □ 1 mm (%)
OPTIMOS	0.3-2.0 *	50-250 *	30-85 % de ST *	10-20 *	40-100 *	0.5-5.0 *
INICIO	0.55	72	57	6	38	47
0-70 DQO _E = 1367 mg/L	0.17	67	61	9	9	48
71-145 DQO _E = 694 mg/L	0.10	58	52	11	24	63
146-233 DQO _E = 310 mg/L	0.10	62	56	11	11	68
233- 340 AR UAM-I DQO _E = 328 mg/L		48	8	13	10	70

(*Versprille, 2002)

Los resultados evidencian que la disminución en la tasa de carga afectó considerablemente las características de los lodos, ya que se inició con un inoculo de características dentro de los rangos que Versprille (2002) indica como idóneos para el funcionamiento de un reactor UASB. La carga orgánica es uno de los factores más importantes en el desarrollo de las características de los lodos granulares, ya que representa la cantidad de sustrato disponible para el desarrollo de las bacterias presentes en ellos. Por otro lado Cohen y col. (1982) reconocen a la digestión a anerobia como un balance delicado entre cada una de sus etapas; la hidrólisis y la acidogénesis, la conversión de los ácidos producidos por las bacterias acidogénicas en metano y dióxido de carbono por la acción de las bacterias metanogénicas que las variaciones en el influente respecto a la concentración de sustratos afecta de manera adversa el funcionamiento del reactor (van Lier y col. 2001). Schmidt y Ahring (1997) afirman que el funcionamiento de los reactores anaerobios se puede deteriorar cuando existen cambios en la composición de las aguas residuales.



3.2. Caracterización del funcionamiento del reactor.

3.2.1. Funcionamiento del reactor

En este estudio inició con una carga orgánica que permitiera la conservación de los gránulos hasta alcanzar un estado estable y posteriormente se disminuyó para observar cómo se deterioraron y cuantificar los cambios en el tamaño de partícula. El tratamiento de las aguas residuales está expuesto a variaciones, debido a la naturaleza cíclica diaria de las actividades humanas, por los cambios en la producción de desechos (Metcalf & Eddy, Inc., 1991); la lluvia es una aportación al influente del reactor (Dauphin y col. 1998), este tipo de situaciones perturban al sistema ya que causan variaciones en los SST, SSV y DQOe (Deletic, 1998, Carrhá, 2006). Aunque poco se ha estudiado respecto a la aclimatación de la biomasa, Behling y col., (1997) y Morgan y col., (1990) reportan un deterioro en el funcionamiento del reactor después del cambio de la alimentación esto puede atribuirse a la necesidad de la biomasa de aclimatarse al nuevo sustrato (Tan y col., 2006). El funcionamiento del reactor, se dividió en cuatro etapas, en las cuales los parámetros de funcionamiento han variado y se pueden sintetizar en la tabla 17.

Tabla 17. Cambios en las variables de operación del reactor UASB.

PARAMETROS DE FUNCIONAMIENTO DEL REACTOR UASB (T = 30° C, TRH 1 día)						
DIAS DE FUNC.	DQO _E (mg/L)	DQO _S (mg/L)	Eficiencia (%)	pH _E	pH _S	α
0-70	1367±408	243±16	82	7.5±0.5	7.3±0.3	0.80
71-145	650±64	199±92	58	7.9±0.3	7.7±0.4	0.87
146-223	310±97	143±27	51	7.9±0.1	7.4±0.3	0.91
224-360	328±189	118±55	50	8.3±0.2	7.9±0.4	0.88
Promedio	664±494	176±56	60±15	7.9±0.3	7.6±0.2	

En cada etapa se puede observar un periodo de aclimatación hasta alcanzar el estado estable. El influente de la etapa final del experimento (AR de la UAM-I), corresponde a las características descritas por los autores anteriores, tuvo fluctuaciones importantes en la DQO, porque hubo días de lluvia abundante, lo que provoca la dilución de las aguas; mientras que el pH se mantuvo a valores entre 7 y 7.7, recordando que el reactor debe operarse dentro de un rango de pH entre 6.7 y 7.4. Cuando el pH_E es semejante al pH_S indica que no hay acumulación de AGV en el reactor (Lew y col., 2004). Una explicación a los casos en los que se dan a los reactores con baja eficiencia es la deficiencia de algunos elementos traza necesarios para el desempeño de las bacterias metanogénicas (Macarie y col., 1992), considerando que la reducción de la DQO por estos medios es de un 75 a un 90 % (Show 2006), de lo anterior podemos pensar que la melaza contenía esos elementos traza y que el agua residual no.



3.2.2. Producción y composición del biogás.

En la figura 3 se muestra la producción de biogás en el reactor, con un mayor contenido de CH_4 que de CO_2 a las diferentes concentraciones de melaza estudiadas, sin embargo a partir del día 173 con 310 mgDQO/L en la alimentación, la proporción de CH_4 ha disminuido, pero el biogás producido se incrementó.

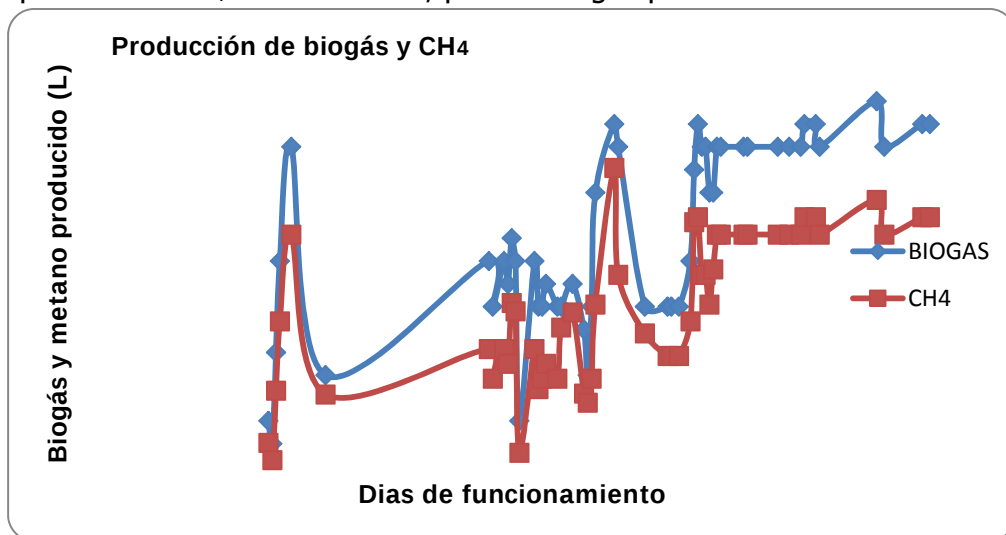


Figura 3. Producción de Biogás y CH_4 .

En el proceso de digestión anaerobia, se obtienen diferentes porcentajes teóricos de metano, cuando se emplean distintos sustratos, por ejemplo medios ricos en carbohidratos como sustrato, se obtiene un porcentaje mínimo del 50% (Franco, 2006). Los registros realizados en este ensayo, muestran que con el cambio de melaza a AR, la proporción de metano en el biogás disminuyó en aproximadamente un 30 %. Carrhá y col. (2006) observaron que cuando la proporción CH_4/CO_2 cambia, está relacionada de manera directa con la inhibición de la metanogénesis.

3.2.3. Producción y composición de los ácidos grasos volátiles.

La composición y concentración de los ácidos grasos volátiles en el sistema se describe en la figura 4 cuando la carga pasó de 694 a 310 mgDQO/L y de ésta a la AR, se observó una mayor acumulación de ellos.



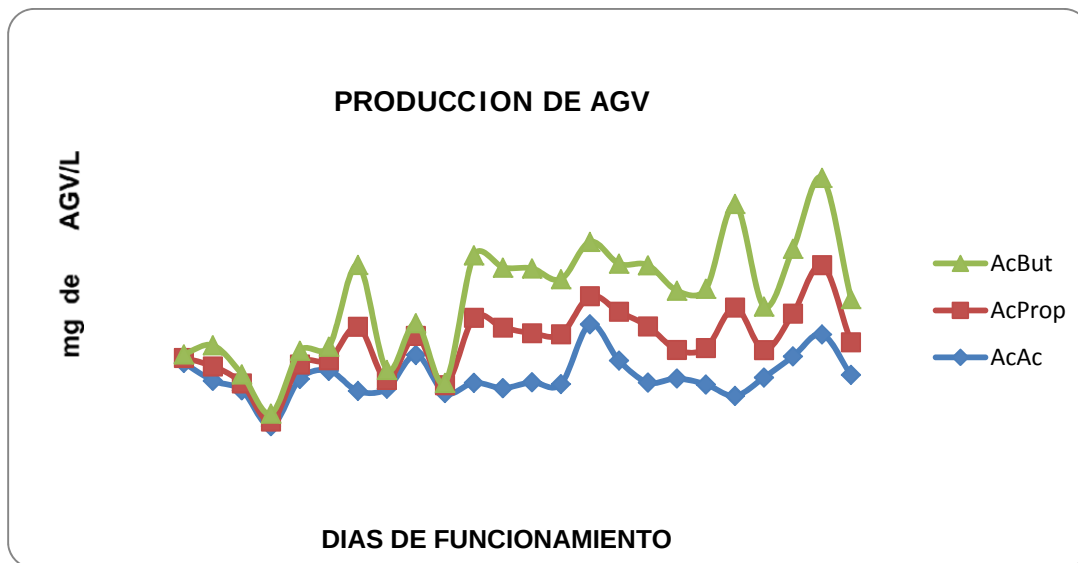


Figura 4. Producción y composición de los AGV del sistema

En estudios realizados por Wang y col. (2009) muestran que cuando las concentraciones de etanol, ácido acético, butírico son mayores a 1800 mg/L en cada uno de ellos, no existe inhibición significativa de la actividad de la actividad de las bacterias metanogénicas. La distribución de los microorganismos dentro de los gránulos anaerobios depende del tipo de los residuales que se alimenten al reactor; los influentes ricos en carbohidratos favorecen el desarrollo de las bacterias responsables de la metanogénesis, esto lo verificó Molina y col. (2008) cuando en sus ensayos comparó la actividad metanogénicas de los lodos granulares utilizando distintos sustratos. De aquí que también que esto afecte la degradación de los AGV y con ello se registre una ligera acumulación cuando se cambia la alimentación de melaza a las aguas residuales.

3.3. Caracterización de las aguas residuales de la UAM-I.

A las aguas residuales colectadas, se les midió el DQO y el pH tanto de entrada como el de salida y la cantidad de sólidos presentes en ellas. Durante la operación del reactor, los valores de DQO_e, DQO_s, pH_e y pH_s se muestran en la Figura 5; mientras que la tabla muestra los valores de los SST y SSV obtenidos de las AR suministradas.



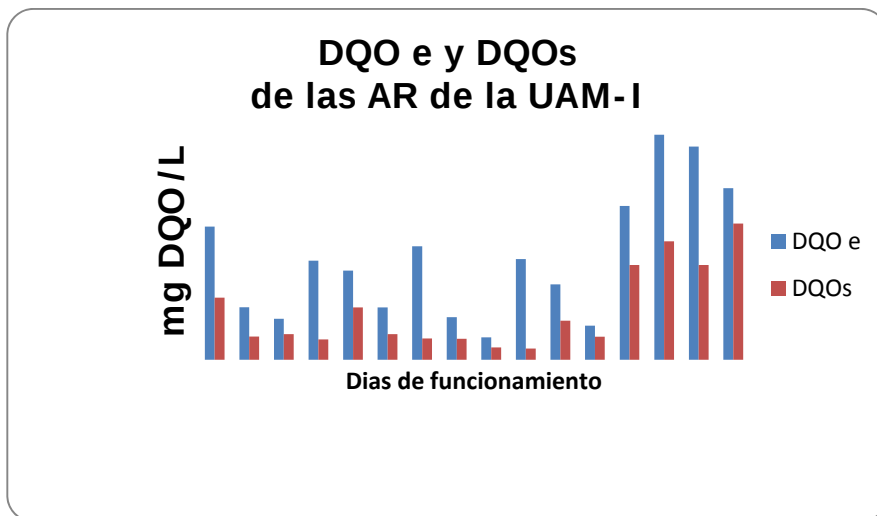


Figura 5. DQOe, DQOs, pHe y pHs de las AR de la UAM-I.

Tabla 8. SST, SSV, pHe y pHs de las AR de la UAM-I.

Días de func.	ST (g ST/L)	SV (g ST/L)	pHe	pHs
271	0.16	0.02	8.2	7.3
274	1.74	1.48	8.2	7.2
276	0.09	0.07	8.2	7.7
277	0.15	0.13	8.2	7.9
281	0.09	0.06	7.9	7.6
283	0.16	0.10	8.3	7.4
288	0.55	0.02	8.2	7.5
290	0.10	0.05	8.2	7.7
292	0.20	0.03	8.0	7.9
295	0.60	0.44	8.0	7.9
298	0.07	0.04	8.0	7.6
304	0.02	0.01	8.2	7.6
306	0.13	0.01	8.2	7.8
Promedio	0.3±0.4	0.2±0.4	8.1±0.1	7.6±0.2

La variación en el DQO del AR alimentada al reactor se debe principalmente a que la DQO depende de las actividades que se realizan durante el día. El AR de la UAM-I, está compuesta por descargas que provienen de los sanitarios, la cafetería, laboratorios, oficinas y las actividades de mantenimiento (Cruz, 2008). En este caso se agrega el hecho de que la parte del ensayo correspondiente a las AR, fue época de lluvias, lo que provocaba la dilución del influente y que cuando dejó de llover la DQO alimentada haya aumentado. Los valores promedio obtenidos en los



distintos parámetros de funcionamiento con melaza y con las AR se comparan a continuación en la figura 6.

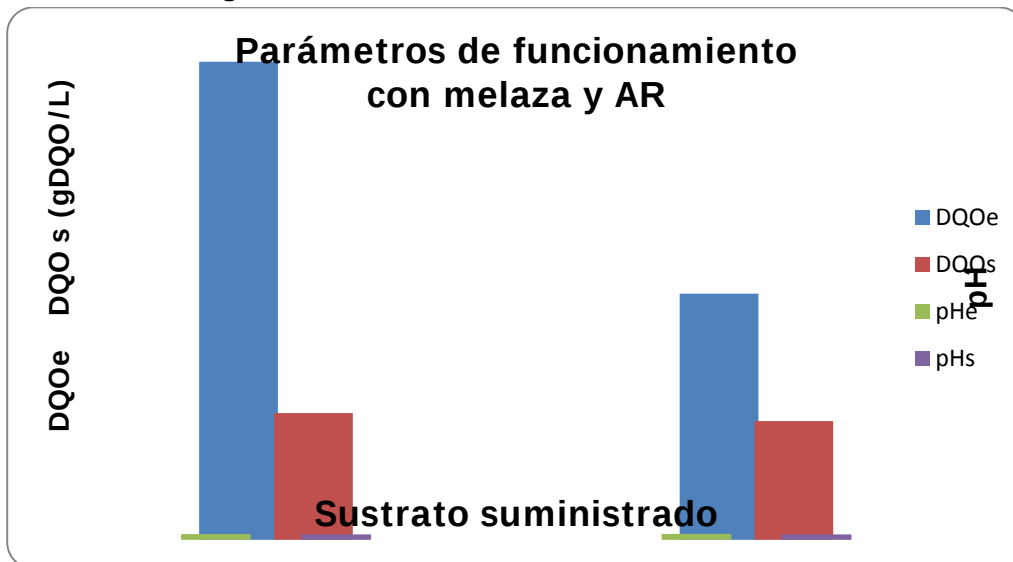


Figura 6. Parámetros promedio obtenidos durante el funcionamiento del reactor alimentado con melaza y AR.

La figura muestra que la DQOe varió de un sustrato a otro, la cantidad disminuyó en un 48% y el DQOs disminuyó en un 4 %. El valor del pHe de entrada aumentó en un 2% y el valor del pHs se mantuvo constante en ambos casos.

3.4. Conclusiones.

El cambio en la tasa de carga orgánica, suministrada al reactor, afectó al desempeño de los lodos granulares como al funcionamiento del reactor.

A partir de la melaza diluida, se pudieron obtener valores controlados de DQO, para observar sus efectos sobre los lodos granulares y el reactor, dando por resultado que el lodo granular perdiera en más de un 50 % sus características de ST, SV, AM y Vs. El IVL, se incrementó en casi un 150 % de la misma forma que los lodos menores a 1 mm se incrementaron en aproximadamente un 50 %.

La eficiencia de remoción del reactor, se vio afectada, por los cambios en el influente, ya que inició en un 82 % y terminó en el 50 %. El pH de entrada y salida, así como los valores de alcalinidad no variaron considerablemente. La fracción de metano producido durante el tratamiento de las AR, disminuyó en aproximadamente un 30 %.

La acumulación de los AGV en el sistema se debe principalmente a la baja en la AM.

La AM está relacionada en el tamaño de gránulo.

Bibliografía



CAPITULO 1.

- Alibhai, K.R.K and Forster, C.F. (1986). Physicochemical and biological characteristics of sludges produced in anaerobic treatment systems. *Wat. Sci. Tech.* 3_4(8): 207-255
- Alphenaar PA, Visser A, Lettinga G. (1993) The effect of liquid upflow velocity and hydraulic retention time on granulation in UASB reactors treating wastewater with a high-sulphate content. *Bioresour Technol*; 43:249–58.
- anaerobic upflow sludge blanket reactors. *Em. Microb. Technol.* 8: 601-606.
- Ariza, B.; González, L. (1987) Producción de Proteína unicelular a partir de levaduras y melaza de caña de azúcar como sustrato. Tesis de pregrado en Bacteriología. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Departamento de Bacteriología. Bogotá. Colombia. 22-27 p.
- Castro, M. (1993) Estudio de la melaza de caña como sustrato de la fermentación Acetobutílica. Tesis de Pregrado Ingeniería Química. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ingenieria. Bogotá Colombia. 3-5 p.
- Cruz, R. (2008) Efecto de la temperatura y la concentración de sustrato en el tratamiento anaerobio de aguas residuales. Tesis para obtener el grado de Maestro en biotecnología. Departamento de biotecnología. UAMI.
- De Zeeuw WJ. (1984) Acclimatization of anaerobic sludge for UASB reactor start-up, PhD thesis. Wageningen, The Netherlands: Agricultural University of Wageningen.
- Dolfing, J. (1987). Microbiological aspects of granular methanogenic sludge. Ph.D. Thesis. Agricultural University
- Famá, G. (1998) Caracterización ultraestructural de gránulos anaerobios de reactores UASB industriales operados en mesofilia. Tesis para obtener el grado de Maestro en biotecnología en la Universidad Autonoma Metropolitana-Iztapalapa.
- Fang HPP, Lau IWC. (1996). Start-up of the thermophilic (55 jC) UASB reactors using different mesophilic seed sludges. *Water Sci Technol*;34:445– 52.
- Fang, H.H.P. and Chui, H.K. (1993). Maximum COD loading capacity in UASB reactors at 37°C. *J. Envir. Engrg., ASCE*, 119(1), 103–119.
- Flemming, H.C., Wingender J. (2001) Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) Part I: Structural and ecological aspects. *Wat. Sci. Tech.* 43(6): 1-8
- Franco,A.; Mosquera-Corral, A.; Campos,J.L.; Roca, E.; (2007) Learning to operate Anaerobic biorreactors. Communicating Current Research and Educational Topics and Trends in Applied Microbiology. A. Méndez Vilas.



- Ghangrekar, M.M.; Asolekar, S.H.; Joshi, S.G. (2005). Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. *Wat. Res.* 39, 1123-1133.
- Hernández, L. (2005) Estudio del proceso respiratorio y estructura de un lodo desnitrificante en presencia de acetato y tolueno en un reactor SBR. TESIS.
- Hickey, R.F., Wu, W., Veiga, M.C. and Jones, R. (1991). Start-up, operation, monitoring and control of high-rate
- Hulshoff Pol LW, de Zeeuw WJ, Velzebber CTM, Lettinga G. (1983) Granulation in UASB-reactors. *Water Sci Technol*; 8/9:291– 304.
- Hulshoff Pol LW, Heijnekamp K, Lettinga G. (1988) The selection pressure as a driving force behind the granulation of anaerobic sludge. In: Lettinga G, Zehnder AJB, Grotenhuis JTC, Hulshoff Pol LW, editors. *Granular anaerobic sludge: microbiology and technology*. Wageningen: GASMAT, Lunteren; p. 153–61.
- Hulshoff-Pol, H. 1989. The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. Ph.D. Thesis, Agricultural University of Wageningen, The Netherlands.
- Kato, M.T. (1994). The Anaerobic Treatment of Low Strength Soluble Wastewaters. *PhD Thesis*, Agricultural University, Wageningen, The Netherlands.
- Liu, Y.; Tay, J-H. (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22; 533-563.
- Mahoney EM, Varangu LK, Cairns WL, Kosaric N, Murray RGE. (1987). Effect of Ca^{2+} on microbial aggregation during UASB reactor start-up. *Water Sci Technol*; 19:249–60.
- McHugh, S.; O'Reilly, C.; Mahony, T.; Colleran, E.; O'Flaherty, V. (2003) Anaerobic granular sludge bioreactor technology. *Review in Environmental Science and Bio/Technology* 2:225-245.
- Pereboom, J.H.F. (1994). Size distribution model for methanogenic granules from full scale UASB and IC reactors.
- reactors. *Biotechnol. Bioeng.* 9:229 -246.
- Schmidt, J.E. and Ahring, B.K. (1996). Granular sludge formation in upflow anaerobic sludge blanket (UASB)
- Show, K.Y.; Tay, J.H.; Hung, Y-T (2008) Global perspective of anaerobic treatment of industrial wastewater.
- Show Kuan-Yeow. (2006) Factors Affecting Anaerobic Granulation. *Biogranulation technologies for wastewater treatment*. Elsevier. Pp. 51



- Speece RE (1983) Anaerobic biotechnology for industrial wastewater treatment. *Environ Sci Technol* 17:416A–427A
- Tay J.H., Tay S.T.L., Yu L. (2006) Biogranulation technologies for wastewater treatment, Elsevier. *Waste management series*. Amsterdam, The Netherlands.
- Thaveesri, J. Daffonchio, D., Liessens, B. and Verstraete, W. 1995 a. Different types of sludge granules in UASB reactors treating acidified wastewater. *Antonie van Leeuwenhoek*. 68: 329-337.
- Torres, X. (2003) Estudios para la conversión de un reactor UASB en un reactor EGSB. Tesis de estabilidad. UAM-I.
- Torrez, P.; Pérez, A. (2010) Actividad Metanogénica específica: una herramienta de control y optimización de sistemas de tratamiento anaerobio de aguas residuales. *Rdalyc. Sistema de Información Científica. Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente*, num. 9, p.p.5-14.
- Van Haandel, A.C. and Lettinga, G. (1994). *Anaerobic Sewage Treatment*. Wiley, New York.
- Versprille, A.I. (2002) Granular sludge in full-scale UASB and EGSB reactors: facts and figures. Granulation and auto-inmobilisation processes in wastewater treatment. Wageningen, The Netherlands. *Wat. Sci. Tech.* 30(12): 211-222.
- Wu, W. M., Hickey, R.F. and Zeikus, J.G. 1991. Characterization of metabolic performance of methanogenic granules treating brewery wastewater: role of sulfate –reducing bacteria. *Appl. Environ. Microbiol.* 57:3438-3449.
- Wu, W.M. (1991). Technological and microbiological aspects of anaerobic granules, PhD dissertation. Michigan, U.S.A.: Michigan State University.
- Yu H.Q., Tay J.H., Fang, H.H.P. (2001). The role of calcium in sludge granulation during UASB reactor start-up. *Water Res.*;35:1052– 60.

CAPITULO 2

- Alphenaar, P.A. (1994) Anaerobic granular sludge: Characterization and factors affecting its functioning, Ph. D. Thesis, Agricultural University of Wageningen. The Netherlands.
- APHA (2005) Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, American Public Health Association, Washington, DC.
- Cuervo –López F.M. , Martínez, F., Gutiérrez –Rojas, M., Noyola RA., and Gómez, J (1999) Effect of nitrogen loading rate and carbon source on denitrification and sludge settleability in UASB reactors. *Water Sci. Technol.* 40. 123-130.
- Dubois, M., Gilles, KA., Hamilton, J.K., Roberts, P.A. and Smith, F. (1956) Colorimetric Method for determination of sugars and related substances. *Anal. Chem.*, 28: 350-356.



- Dudley, B.T., Howgrave-Graham, A.R., Bruton, A.C. and Wallis, F.M. (1993) Image analysis to quantify and measure UASB digester granules. *Biotechnol. Bioeng.* 42 : 279-283.
- Grotenhuis. J.T.C., Kissel, J.C., Plugge, C.M., Stams, A.J.M. and Zehnder, A.J.B. (1991) Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors. *Wat. Res.* 25: 1-27.
- Hulshoff-Pol. L.W. (1989) The phenomenon of granulation of anaerobic sludge. Ph.D. Thesis, Agricultural University of Wageningen, The Netherlands.
- Lara, M.I. (2007) Aislamiento e identificación de bacterias consumidoras de acetato de vinilo. Tesis de Especialidad. Universidad Autónoma Metropolitana-Iztapalapa. p.p. 16
- Lowry, O.H., Rosenbrough, N.J., Farr, A.L. and Randall, R.J. (1951) Protein measurement with the phenol reagent. *J. Biol. Chem.* 193: 265-275.
- Martínez, F. (2003) Sedimentabilidad de un lodo desnitrificante en dos tipos de reactores y en presencia de materia orgánica. Tesis de doctorado. Universidad Autónoma Metropolitana
- Pereboom. J.H.F. (1997) Strength characterization of microbial granules. *Wat. Sci. Tech.* 35(6/7): 141-148.
- Tramper, J., van Groenstijn, J.W., Luyben, K.C.A.M. and Hulshoff-Pol, L.W. 1984. Some physical and kinetic properties in granular anaerobic sludge, pp.145-155. In: E.H. Houwink and R.R. van der Meer (eds). *Innovations in Biotechnology*.
- Visser, A. (1995) The anaerobic treatment of sulfate containing wastewater. Ph.D. Thesis. Wageningen Agricultural University Wageningen, Holland.

CAPITULO 3

- Ahn, Y., Song, Y.J., Lee, Y.J. and Park, S., 2002, Physicochemical characterization of UASB sludge with different size distributions. *Environ. Technol.* 23, 889.
- Aiyuk, S. and Verstraete, W., 2004, Sedimentological evolution in an UASB treating SYNTHES, a new representative synthetic sewage, at low loading rates [Electronic version]. *Biores. Technol.* 93, 269.
- Aiyuk, S., Amoako, J., Raskin, L., van Haandel, A. and Verstraete, W., 2004, Removal of carbon and nutrients from domestic wastewater using a low investment, integrated treatment concept [Electronic version]. *Water Res.* 38, 3031.
- Aiyuk, S., Forrez, I., Lieven, D.K., van Haandel, A. & Verstraete, W., 2006, Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates – a review [Electronic version]. *Biores. Technol.* 97, 2225.



- Alphenaar A, Pérez MC, Lettinga G. (1993) The influence of substrate transport limitation on porosity and methanogenic activity of anaerobic sludge granules. *Appl Microbiol Biotechnol* 39: 276-280.
- Alphenaar A, Pérez MC, Van Berkel WJH, Lettinga G (1992) Determination of the permeability and porosity of anaerobic sludge granules by size exclusion chromatography. *Appl Microbiol Biotechnol* 36: 795-799.
- Alphenaar, A., 1994, Anaerobic granular sludge: Caracterization and factors affecting its functioning. Thesis Wageningen. P.p 1-11, 61-72.
- Carrhá, R., van Haandel, A.C., Zeeman, G., Lettinga, G. (2006) The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems: a review. *Biores. Technol.* 97 1105-1118.
- Chaisri, R., Boonsawang, P., Prasertsan, P. and Chaiprapat, S. (2007) Effect of organic loading rate on methane and volatile fatty acids productions from anaerobic treatment of palm oil mill effluent in UASB and UFAF reactors. *Songklanakarin J. Sci. Technol.*, May 2007, Suppl 2 : 311-323.
- Cruz Huizache Ricardo (2008) Efecto de la temperatura y la concentración de sustrato en el tratamiento anaerobio de aguas residuales. Tesis de Maestría UAM-I México, D.F.
- Dauphin, S., Joannis, C., Deguin, A., Bridoux, G., Ruban, G., Aumond, M. (1998) Influent flow control to increase the pollution load treated during rainy periods. *Water Science and Technology* 37 (12), 131-139.
- Deletic, A. (1998) The first flush load of urban surface runoff. *Water Research* 32 (8), 2462-2470.
- Flemming, H.C., Wingender J. (2001) Relevance of microbial extracellular polymeric substances (EPSs) Part I: Structural and ecological aspects. *Wat. Sci. Tech.* 43(6): 1-8
- Franco, A., Roca, E., y Lema, J.M. (2006) *Water Research* 40 (5) 871.
- Franco, A., Roca, E., y Lema, J.M. (2007) *Journal of Enviromental Engineering* 133 (2) 186
- Franco, A; Mosquera-Corral, A; Campos, J.L.; Roca, E. (2007). Learning to operate anaerobic bioreactors. *Communicating Current Research and educational topics and trends in applied microbiology*
- Habeeb, S.A., Aziz, B. A. L. AB.; Ahmad, Z.B. (2010) A review on properties of the digestion proces in the UASB reactor. *Canadian journal on Environmental, Construction and Civil Engineering*. Vol. 1 No. 3. July 2010.
- Hernández, L (2005) Estudio del proceso respiratorio y estructura de un lodo desnitrificante en presencia de acetato y tolueno en un reactor SBR.



- Houghton, J.I., Quarmby, J. (1999) Biopolymers in wastewater treatment. *Current Opinion in Biotechnology* 1999, 10:259–262.
- Kosaric N, Blaszczyk R, Orphan L, Valladares J (1990b) The characteristics of granules from upflow anaerobic sludge blanket reactors. *Water Res* 24:1473-1477
- Lettinga, G.; Hulshoff, L (1991). UASB Process design for various types of wastewaters. *Water Sci. Tech.* 24, 8: 87– 107.
- Lew, B., Tarre, S., Belavski, M., Green, M. (2004) UASB reactor for domestic wastewater treatment at low temperatures: a comparison between a classical UASB. *Water Science and Technology* Vol 49 No 11–12 pp 295–301.
- Lin, Yu., Tay, J. H., (1999) Effect of heavy metal on the methanogenic UASB granules. *Water Res.* 33 (2) 409-418.
- Liu, Y., Tay, J. H. (2004) State of the art of biogranulation technology for wastewater treatment. *Biotechnology Advances* 22: 533-563.
- Merlan, M.; Rodríguez, S.; Ramírez, F.; Monroy, O. (2011) Desarrollo de un lodo anaerobio granular en un reactor UASB a diferentes cargas volumétricas. Cartel participante en el congreso 2011 de Biotecnología y Bioingeniería. Querétaro, México 2011.
- Metcalf & Eddy Inc. (1991) Wastewater Engineering: Treatment, disposal, reuse. McGraw Hill Book Company, New York U.S.A. p. 1334.
- Molina, F.; García, C.; Roca, E.; Lema, J.M. (2008) Characterization of anaerobic granular sludge developed in UASB reactors that treat ethanol, carbohydrates and hydrolyzed protein based wastewaters. *Water Sci. & Technol.* 57.6 837-842
- Puñal, A., Roca, E., y Lema, J.M. (2002) *Water Research* 36 (10) 2656.
- Tay J.H., Tay S.T.L., Yu L. (2006) Biogranulation technologies for wastewater treatment, Elsevier. *Waste management series*. Amsterdam, The Netherlands.
- Teo KC, Xu HL, Tay JH. (2000) Molecular mechanism of granulation: II. Proton translocating activity. *J Environ Eng*;126:411 –8.
- Cohen, A., Breure, A.M., van Andel, J.G., van Deursen, A., (1982) Influence of fase separation on the anaerobic digestion of glucose-II: stability and kinetic response to shock loadings. *Water Res.* 16, 449-455
- Van Lier, J.B., Tilche, A., Ahring, B.K., Macarie, H. (2001) New perspectives in anaerobic digestion. *Water Sci. And Technol.* 43 (1) 1-18.
- Wang, Y.; Zhang, Y.; Wang, J.; Meng, L. (2009) Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass and bioenergy* 33: 848-853.





DIVISION DE CIENCIAS BIOLOGICAS Y DE LA SALUD

DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGIA

**EFFECTO DE LA DISMINUCIÓN DE LA CARGA
ORGÁNICA SOBRE LAS CARACTERÍSTICAS DE LOS
LODOS GRANULARES ANAEROBIOS**

Especialización en Biotecnología

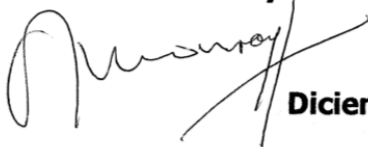
Presenta

I.B.I. María del Rosario Mancera Sandoval.

Asesores:

Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo.

Dra. Suyen Rodríguez Pérez.



Diciembre de 2011.





Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS

No. 00099

Matrícula: 210389042

EFFECTO DE LA TASA DE CARGA
SOBRE LA ESTABILIDAD DE LOS
LODOS GRANULARES ANAEROBIOS

En México, D.F., se presentaron a las 12:00 horas del día 6 del mes de enero del año 2012 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DRA. SUYEN RODRIGUEZ PEREZ
DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO
DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES

siendo asesores los dos primeros de la alumna y lectora la tercera, de la Idónea Comunicación de Resultados, se reunieron a evaluar la presentación cuya denominación aparece al margen, para la obtención del diploma de:

ESPECIALIZACION EN BIOTECNOLOGIA

DE: MARIA DEL ROSARIO MANCERA SANDOVAL



MARIA DEL ROSARIO MANCERA SANDOVAL

ALUMNA

y de acuerdo con el artículo 79 fracción II del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, se comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

DIRECTOR DE LA DIVISIÓN DE CBS

DR. RUBEN ROMAN RAMOS

ASESORA

DRA. SUYEN RODRIGUEZ PEREZ

ASESOR

DR. OSCAR ARMANDO MONROY
HERMOSILLO

LECTORA

DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES