

ARRANQUE Y OPERACIÓN DE REACTORES ANAEROBIOS

JENNY ALEXANDRA RODRÍGUEZ V. ING. SANITARIA Msc. Profesora Asociada de la Universidad el Valle. Cali - Colombia

El uso de la tecnología anaerobia implica dos etapas fundamentales: el **arranque** y **operación** del sistema. Estas etapas generalmente se controlan a través del conocimiento de lo que entra al sistema de tratamiento: caudal de agua residual y su carga orgánica, así como la existencia o no de sustancias tóxicas en concentraciones apreciables. El seguimiento de las salidas del sistema se desarrolla por medio del monitoreo de la calidad del efluente líquido y de la cantidad y calidad del efluente gaseoso.

En ambas etapas, debe existir un conocimiento de las poblaciones microbiológicas existentes, los fenómenos de competencia por el sustrato, los procesos bioquímicos y el tipo de relaciones que se establecen entre ellas, aislándolas y clasificándolas con procedimientos que suelen demorar días y aún meses. Por lo tanto, al no disponerse de una herramienta ágil que permita un conocimiento detallado de los procesos biológicos que ocurren dentro de los reactores, el arranque y operación de ellos se fundamenta principalmente por la práctica del ensayo y error, sin embargo la microbiología juega un papel fundamental, aportando elementos que permiten explicar las respuestas del sistema y evaluar la salud del reactor. Lo anterior se logra estudiando y caracterizando el lodo antes del arranque como inóculo potencial, durante el proceso de arranque para evaluar su evolución y durante la etapa de operación para realizar el seguimiento de su calidad (Díaz-Báez, 2002).

ETAPA DE ARRANQUE

El arranque de un reactor anaerobio es el periodo de tiempo durante el cual la biomasa anaerobia se adapta en cantidad y calidad a las características del agua residual. La duración de la etapa de arranque dependerá del tiempo que se requiera para obtener una calidad constante del efluente y una masa de lodo suficiente, que no varíe cualitativamente con el tiempo. Generalmente se identifica el final del arranque en lo que respecta a biomasa, con la aparición del fenómeno de granulación y/o formación de un floc o biopelícula estable.

Existen diversas metodologías para el arranque de reactores anaerobios, las cuales se basan fundamentalmente en el seguimiento de parámetros de operación y dependiendo de la salud del sistema, en el aumento paulatino de la carga. Se han podido definir tres fases en el arranque (Campos, 1991; Lettinga, 1980):

1. adaptación primaria y crecimiento de bacterias degradadoras de los ácidos acético y propiónico;
2. formación de una biomasa anaerobia metanogénica activa;
3. formación de un lodo granular, si las condiciones del sustrato lo permiten.

El arranque se inicia con la aplicación de cargas orgánicas bajas, las cuales se incrementan cuando la salud del sistema lo permite, en lo que se refiere principalmente a contenidos de ácidos grasos volátiles (AGVs) y remoción de materia orgánica. Durante el arranque, existe peligro de sobrecarga orgánica y si esta ocurre, la fermentación ácida puede volverse predominante sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del sistema.

De otro lado, el arranque de reactores tratando aguas residuales domésticas es mucho más sencillo que el de reactores tratando aguas residuales industriales, ya que las características de las primeras proporcionan una capacidad buffer suficiente, que evitan la acidificación cuando existe acumulación de los productos de la fermentación ácida, debido principalmente a que en esta fase la población metanogénica es aún muy pequeña para convertirlos eficientemente (van Haandel, 1994).

La estrategia del incremento gradual de la carga de acuerdo con la salud del sistema, generalmente produce largos periodos de arranque que pueden resultar del orden de varios meses; con el fin de reducirlos, se han desarrollado otros enfoques (Hulshoff-pol, 1989; Díaz-Báez, 2002):

1. Alta presión selectiva: consiste en la aplicación al reactor, de altas velocidades ascensionales que generan un lavado del lodo más floculento y disperso, permitiendo una selección del lodo, favoreciendo con esto el fenómeno de granulación.
2. Incremento de la adhesión bacterial: consiste en agregar al reactor a través del sustrato, elementos y sustancias que incrementan la adhesión bacterial. Se ha probado entre otros la adición de Ca^{++} y de polielectrolitos. También se ha reportado la adición de polímeros catiónicos en presencia de carbón activado, así como la de sucrosa en proporción de 0.1%.

Fenómeno de la Granulación. Para el óptimo desarrollo de la digestión anaerobia, el sistema debe ser selectivo para generar una biomasa con buenas características de sedimentación, principalmente en la forma de conglomerados. Los conglomerados que se forman son de tres tipos:

1. **Flócs:** poseen una estructura suelta, forma indefinida y de capa única.
2. **Pellets:** poseen una estructura más densa que los flócs, bien definida y sedimentan fácilmente.
3. **Gránulos:** son pellets densos con apariencia granular y alta sedimentación.

La granulación es el resultado de varios procesos físicos, químicos y biológicos y depende de factores tales como: el tipo y concentración del lodo de inóculo; las concentraciones de cationes bivalentes; la producción de sustancias poliméricas extracelulares; el efecto hidráulico denominado "presión selectiva" y la concentración del sustrato (Hulshoff-pol, 1989). Los gránulos son consorcios concéntricos que poseen una estructura bien definida constituida por tres capas (Guiot, 1992): la *Capa Interna* es el centro del gránulo y esta conformada por bacilos metanogénicos que poseen flagelos (*Methanosaeta*); la *Capa Media* la conforman bacterias del mismo género *Methanosaeta* y bacterias acetogénicas; la *Capa Externa* contiene una diversidad de microorganismos e incluye, tanto organismos acidogénicos, como sulfato reductores y metanogénicos (ver Figura 1).

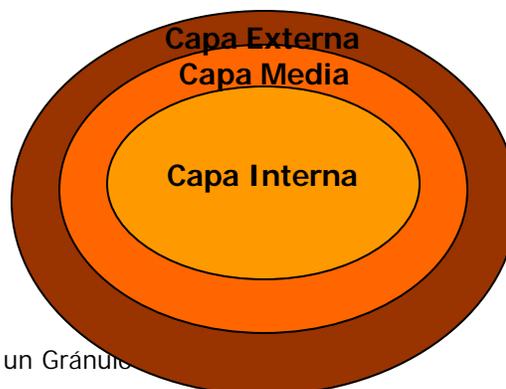


Figura 1. Estructura de un Gránulo

La granulación presenta ventajas tales como (Hulshoff-pol, 1989):

- ? bajo condiciones de mezcla y choque hidráulico el gránulo permanece intacto;
- ? la agregación bacteriana lleva a poblaciones heterogéneas ordenadas de microorganismos sintróficos en la forma de asociaciones multicelulares bajo condiciones fisiológicas favorables;
- ? facilita las interacciones simbióticas entre organismos adyacentes;

- ? a diferencia de las células libremente suspendidas, el crecimiento dentro del gránulo favorece el aprovechamiento de los nutrientes disponibles en el agua residual;
- ? la granulación protege las células de organismos predadores como los ciliados anaerobios;
- ? se minimiza la distancia de difusión para la fermentación de productos intermedios; esto es una forma eficiente de aprovechar cada fracción de energía disponible dentro de un sistema complejo de degradación;
- ? bajo condiciones donde la composición del agua residual es adversa para el crecimiento celular se crea un microambiente más favorable dentro del agregado, de manera que el metabolismo se pueda llevar a cabo.

ETAPA DE OPERACIÓN

La operación del sistema se inicia una vez superada la etapa de arranque, cuando se alcanzan las condiciones de diseño de carga orgánica e hidráulica y la eficiencia de remoción de materia orgánica proyectada. En esta etapa se espera que el reactor funcione en condiciones de estado estable, en el cual las variables de salida del sistema se mantienen relativamente constantes a pesar de las variaciones temporales en cantidad y calidad del afluente (van Haandel, .1994)

De acuerdo con la experiencia reportada en la operación de diversos reactores anaerobios, se tiene entre otras las siguientes conclusiones:

- ? El origen y naturaleza del agua residual afecta el funcionamiento del reactor.
- ? Existe una tendencia general a disminuir la eficiencia de remoción cuando disminuye significativamente el tiempo de permanencia del agua residual dentro del reactor, especialmente cuando se alcanzan tiempos menores de 4 horas.
- ? Los reactores anaerobios presentan mayores eficiencias cuando tratan aguas residuales concentradas, sin embargo se han demostrado sus eficacias en el tratamiento de aguas residuales diluidas.

FACTORES QUE AFECTAN EL ARRANQUE Y OPERACIÓN

El arranque y operación de un reactor son procesos complejos que involucran simultáneamente los siguientes factores (ver Figura 2):



Figura 2 Factores que afectan el arranque y operación de un reactor anaerobio

- ? Factores relacionados con el diseño y operación del reactor.
- ? Factores ambientales.
- ? Factores relacionados con la calidad y cantidad de la biomasa.
- ? Factores relacionados con las características del residuo.

Factores Relacionados con el Diseño y Operación

El diseño y operación de un reactor anaerobio debe asegurar las siguientes condiciones (Monroy, 1997):

- ? Retención de lodo activo dentro del reactor. Mientras mayor sea la concentración de microorganismos activos retenidos, mayor será la carga orgánica que podrá tratar. Por lo anterior, los factores claves en el diseño y operación de los reactores deben ser un sistema que garantice la separación de las fases gas-sólido-líquido, y un mecanismo que permita la retención de biomasa.
- ? Contacto entre el lodo y el sustrato. El tiempo de retención hidráulico debe ser suficiente para permitir un adecuado contacto entre el lodo y el agua residual, principalmente en la zona de reacción del reactor. Uno de los problemas que se presentan en el reactor es la flotación de algunos lodos, lo que evita el contacto adecuado con el agua residual, causando su salida del reactor. Varias condiciones pueden asociarse con la flotación de lodo: presencia de biomasa filamentososa que puede entrapar biogás; presencia de grasas en el lodo las cuales absorben biogás, presencia de proteínas en el agua residual; contacto inadecuado entre la biomasa y el agua residual debido a deficiencias en el sistema de alimentación.
- ? Adecuadas velocidades de reacción, de tal forma que se garanticen la difusión del sustrato en el lodo y la transferencia de los subproductos generados entre las especies bacterianas.
- ? Transferencia de masa. El tamaño de las biopartículas o biopelículas debe permitir el fácil acceso de los microorganismos al sustrato.
- ? Altos tiempos de retención celular, para permitir una mayor adaptación de los lodos al afluente, lo que favorecerá su estabilidad.

Factores Ambientales

El desarrollo normal de todo proceso biológico, estriba en el suministro de condiciones ambientales adecuadas, que favorezcan el crecimiento y actividad de los organismos participantes. Si se provee un medio ambiental adecuadamente controlado se puede asegurar una estabilización efectiva del residuo, mediante el control de la tasa de crecimiento de los microorganismos. La actividad metabólica depende de muchos factores ambientales, es decir de las condiciones de vida. Según la especie y tipo de organismo, los factores ambientales aceleran, retardan o inhiben su crecimiento.

Temperatura

Como otros procesos biológicos la digestión anaerobia depende fuertemente de la temperatura. De manera general, se puede decir que la tasa óptima de crecimiento de las bacterias, ocurre dentro de rangos de temperatura y pH relativamente limitados, a pesar de que su sobrevivencia puede ocurrir dentro de rangos más amplios. Temperaturas entre los 30 a 40°C presentan tasas máximas de digestión anaerobia, sin embargo esta es posible a temperaturas bajas (10°C), pero la eficiencia y tasa de digestión disminuyen significativamente con la disminución de la temperatura. De esta forma, el proceso es más atractivo para su aplicación en regiones de clima tropical y subtropical, donde normalmente la temperatura del agua residual no está por debajo de los 18°C.

pH

El valor y estabilidad del pH en el reactor anaerobio es muy importante, por que la actividad metanogénica es altamente vulnerables a los cambios de pH comparada con las demás poblaciones presentes: si el pH esta por debajo de 6,3 o por encima de 7,8 la metanogénesis disminuye significativamente. A bajos valores de pH la fermentación ácida prevalece sobre la fermentación metanogénica, resultando en la acidificación del contenido del reactor (van Haandel, 1994). Los AGV son tóxicos para la metanogénesis, solamente en la forma no ionizada. A pH neutro, los AGV están mayoritariamente (>99%) en la forma ionizada, cuando el pH disminuye, estos están menos disociados, es decir son tóxicos (Zegers, 1987).

Tipo de Sustrato

El tipo de sustrato determina la comunidad trófica que se desarrolla en el reactor. En ecosistemas complejos como el de un digestor anaerobio, el tamaño de cada grupo de organismos deberá ser proporcional al flujo de su correspondiente sustrato en el sistema, y la prevalencia de una u otra ruta metabólica está determinada por el acoplamiento entre la velocidad de producción y la capacidad de asimilación del mismo.

Cuando la DQO del agua residual, está compuesta por sustratos fácilmente biodegradables, la etapa limitante en la digestión anaerobia es la metanogénesis, por que las bacterias hidrolíticas y fermentativas tienen la capacidad de acidificar el sustrato a una velocidad ocho veces más rápida comparada con la velocidad con que las bacterias metanogénicas consumen los AGVs producto de la acidificación, como resultado la capacidad de utilización de la DQO total por parte de la población metanogénica presente en le reactor, determina la máxima carga de DQO que podrá aplicarse. Si la velocidad de carga excede la capacidad metanogénica se producirá acumulación de AGVs en el reactor y el pH disminuirá (Zegers, 1987). Por otra parte es importante reconocer la composición promedia del agua residual con respecto a contenido de nutrientes y elementos traza (Fe, Co y Ni) así como presencia de tóxicos. La Tabla 1, presenta la biodegradabilidad anaerobia de algunos sustratos que pueden estar presentes en el agua residual.

Tabla 1. Biodegradabilidad Anaerobia de Algunos Sustratos

Sustratos	Biodegradabilidad	Ejemplos
<u>Polisacáridos y Azúcares simples</u>	+	Celulosa, Almidón, Pectina, Glucosa
<u>Proteínas y Aminoácidos</u>	+	Gelatina, Papa, Leche
<u>Grasas y Ácidos grasos de cadena larga</u>	+	
<u>Alcoholes simples</u>	+	Metanol, Etanol, Iso-propanol
<u>Ácidos grasos volátiles</u>	+	Acetato, Propionato, Butirato
<u>Formaldehído</u>	+	
<u>Compuestos Aromáticos</u>		
? Hidrocarburos aromáticos	- / +	
? Fenoles	+	Fenol, p-cresol
? Ácido benzoico	+	
? Benzaldehído	+	
? Fenoles clorados	+	
? Clorobenzenos	- / +	
? Comp. nitroaromáticos	+	Nitrofenol
? Aminas aromáticas	- / +	Aminobenzoato, Aminofenol Otras aminas son no biodegradables

Compuestos Alifáticos		
? Hidrocarburos alifáticos clorados	- / +	
Surfactantes		
? Polietilén glicol	+	
Fitoquímicos		
? Celulosa	+	
? Lignina	-	Lignina de alto peso molecular no es biodegradable anaerobiamente
? Ligninas monoméricas	+	Guaiacol, Ácido ferulico
? Lignocelulosa	- / +	La biodegradabilidad de la lignocelulosa incrementa linealmente con la disminución del contenido de lignina. Madera (30% lignina) 4% BD Papel (23% lignina) 28% BD Celulosa pura 92% BD
? Resina de la madera	- / +	Ácidos abietico y dehidroabietico presentan problemas
? Taninos	- / +	Taninos monoméricos son biodegradables

FUENTE: www.uasb.gov

Nutrientes

Los nutrientes necesarios para el crecimiento de las bacterias al interior del reactor, dependen de la concentración de DQO del agua residual.

Aunque los requerimientos nutricionales de las bacterias durante el proceso de digestión anaerobia son bajos, y una buena parte de las aguas residuales que se generan no presentan deficiencia de nutrientes, algunos tipos de efluentes industriales como los producidos en la fabricación de papel, almidón y alcohol pueden tener deficiencia de ellos.

Nutrientes como el nitrógeno, y en menor proporción fósforo, azufre, potasio, calcio, hierro y magnesio, y como suplemento nutricional cantidades mínimas de zinc y molibdeno, son requeridos; sin embargo, es necesario controlar la concentración de amonio en el afluente del reactor, ya que un exceso de este puede causar toxicidad e inhibición de la población metanogénica (Zegers, 1987).

Compuestos Tóxicos

Es necesario evitar en el agua residual a ser tratada biológicamente, la presencia de sales o elementos que puedan inhibir el proceso.

Dado el hecho de que las bacterias metanogénicas tienen tiempos de generación muy prolongados, la consecuencia de la introducción de sustancias tóxicas es mayor en un sistema anaerobio que en uno aerobio. Se pueden distinguir tres tipos de toxicidad y cuatro clases principales de tóxicos (Lettinga, 1999):

? Toxicidad

1. Metabólica: la toxicidad es reversible
2. Fisiológica: recuperación tardía
3. Bactericida: genera muerte celular

? Inhibidores

1. Típicos
2. Sales
3. Compuestos Naturales
4. Contaminantes Industriales

La Tabla 2 presenta algunos de los principales compuestos que pueden generar toxicidad a la digestión anaerobia.

Tabla 2. Compuestos Tóxicos de la Digestión anaerobia

Compuesto	Toxicidad anaerobia	Concentraciones	Tipo de inhibidor
Polisacáridos y Azúcares simples	-		1
Proteínas y Aminoácidos	-		1
Grasas y Ácidos grasos de cadena larga	+	500-1.250 mg/l	1
Alcoholes Simples	-		1
Ácidos grasos volátiles	+	No tóxico a pH 7.0-8.0 Toxicidad depende de pH Forma no ionizada es tóxica (AGVs libres) Acetato y propionato: 6-16 mg AGV libre/L	1
Cianuros (CN ⁻)	+++	1 mg/L (lodo no adaptado) 25 mg/L (lodo adaptado)	4
Formaldehídos	+++	100 mg/L(lodo no adaptado) 400 mg/L (lodo adaptado)	4
Sulfuros	++	Toxicidad depende del pH Forma no ionizada es tóxica (H ₂ S libre) 250 mg S-H ₂ S libre/L	1
Sulfatos	-	3.300 mg S-SO ₄ ⁻² /L	1
Sulfitos	+++	50 mg S-SO ₃ ⁻² /L	1
Amonio	++	Toxicidad depende del pH Forma no ionizada es tóxica (NH ₃ libre) 50 mg N-NH ₃ libre/L	1
Metales pesados	+++ / ++	Algunos metales son muy tóxicos Forma soluble es tóxica 10-75 mg Cu ⁺² soluble/L.	4
Sales (Na ⁺ , K ⁺ , Ca ²⁺)	+	Solo a altas concentraciones 4.700-7.600 mg/l	2
Hidrocarburos Aromáticos	+	Benzeno: 1.970 mg/L Etilbenzeno: 340 mg/L	4
Fenol	+	1.300 mg/L	4
Ácido Benzoico	-	>> 4,25 mg/L	4
Chlorinated phenols	+++	Pentaclorofenol = 1 mg/L	4

Ntro aromáticos	+	Nitrobenzeno = 10 mg/L	4
Aminas aromáticas	++	Aniline = 900 mg/l	4
Surfactantes catiónicos y aniónicos (detergentes)	++	20 – 50 mg/L	4

FUENTE: www.uasb.gov

Factores Relacionados con la Calidad del Lodo

El tiempo utilizado para el arranque del reactor será corto si el lodo utilizado como inóculo tiene una alta actividad metanogénica y está adaptado a los sustratos presentes en el agua residual. Se han utilizado como inóculos lodos provenientes de reactores anaerobios, de sistemas de lodos activados, lagunas de estabilización, tanques de sedimentación y tanques sépticos, requiriéndose por lo tanto, su adaptación al sustrato que se va a utilizar. En la Tabla 3 se reportan las características de posibles fuentes de inóculos.

En general, se recomienda para el arranque una concentración mínima de 10 kgSSV/m³ y un volumen no mayor del 60% del volumen total del reactor

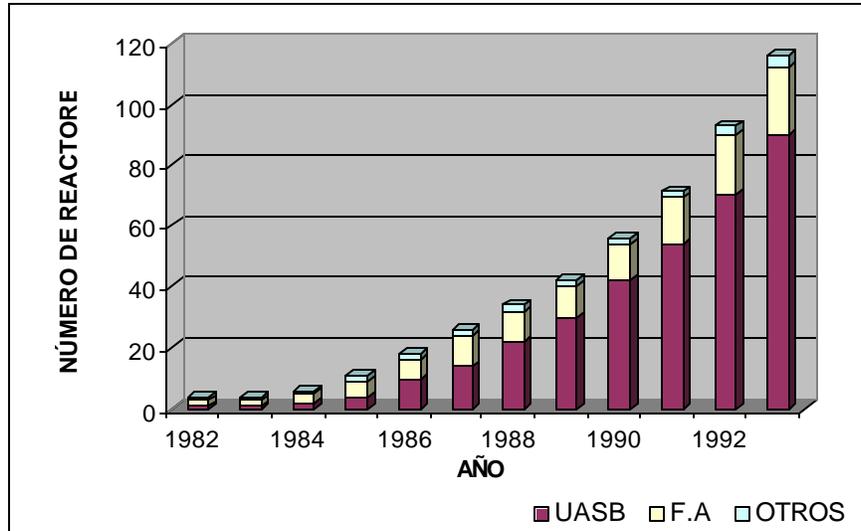
Tabla 3. Fuentes de Inóculos para Reactores Anaerobios

Tipo de inóculo	actividad metanogénica (GCH ₄ -DQO/GSSV.D)	SSV EN EL LODO (G/L)
Lodo Granula	0,5 a 1,5	70 a 120
Biopelícula	0,4 a 1,2	ND
Lodos Digeridos de aguas residuales domésticas	0,02 a 0,2	15 a 40
Estiércol Digerido	0,02 a 0,08	20 a 80
Estiércol Fresco	0,001 a 0,002	30 a 140
Laguna Anaerobia	0,03	30
Tanque Séptico	0,01 a 0,07	10 a 50
Sedimento de Laguna	0,002 a 0,005	20 a 50

FUENTE: Guyot, 1993; Ramírez, 1996

EXPERIENCIAS CON TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES EN AMÉRICA LATINA Y COLOMBIA

En la mayoría de los países latinoamericanos solamente el 10% de las aguas residuales domésticas son tratadas, aunque esta tendencia ha venido cambiando en los últimos años. La utilización de reactores anaerobios ha crecido desde 1982, orientándose principalmente al tratamiento de aguas residuales agroindustriales. La importancia económica de este sector, la susceptibilidad de estos efluentes al tratamiento anaerobio y las condiciones de temperatura de los países del trópico han favorecido la operación de este tipo de reactores (Borzacconi, 1996). En la Figura 3 se presenta el número de reactores instalados entre 1982 y 1993 en América Latina, de ellos, 82% corresponde a reactores tipo UASB, 14% a filtros anaerobios y 4% a sistemas híbridos (Díaz-Báez, 2002). En 1994 existían en América Latina aproximadamente 396 reactores anaerobios, el 43% eran utilizados en el tratamiento de aguas residuales industriales y agroindustriales, y el 57% restante, para domésticas, o se utilizaban en la digestión final de lodos provenientes de plantas de tratamiento aerobias. La mayoría de los reactores que trataban efluentes agroindustriales se localizaban en Brasil, y en menor proporción en México y Colombia, y el resto en otros países. Básicamente, los efluentes tratados provenían de la industria cervecera (40%), malterías (21%), destilerías de caña de azúcar (5%) y de la industria de levaduras (34%) (Borzacconi, 1996).



Se calcula que en Colombia existen más de 80 reactores anaerobios. Estos reactores se utilizan para el tratamiento de aguas residuales domésticas y efluentes de procesos industriales, agroindustriales tales como: cervecerías, levaduras, gaseosas y refrescos, papeleras, lavado de lanas, avícolas, industria de la caña de azúcar, extracción del almidón de yuca y mataderos, con eficiencias de remoción de DQO que oscilan entre 40 y 85%. Para las aguas residuales domésticas, de los 1068 Municipios Colombianos, 154 reportan tratamiento de aguas residuales, las lagunas de estabilización constituyen el mayor número, seguidas por sistemas de aireación extendida y reactores anaerobios tipo UASB (ver Tabla 4).

Tabla 4. Sistema de Tratamiento de Aguas Residuales en Colombia, en 1996

Tipo de planta de tratamiento	Número de Municipios
Plantas Compactas Aerobias	6
Lodos Activados	17
Filtros Percoladores	6
Lagunas de Estabilización	96
Filtros Biológicos	18
Aireación Extendida	26
UASB	17
Otros	16

FUENTE: Ministerio de Desarrollo, 1998

LA UTILIZACION DE LA TECNOLOGIA ANAEROBIA PARA EL TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

El desarrollo tecnológico, que posibilita la utilización de la tecnología anaerobia para el tratamiento de efluentes diluidos, provino básicamente de 3 laboratorios de Bélgica y Holanda: Profesores Nyns y Naveau en Loveina, Profesor Verstraete en Gent y Profesor Lettinga en Wageningen, este último conceptualizó el sistema hoy en día famoso y difundido en el mundo entero llamado UASB., abreviación de "Upflow Anaerobic Sludge Blanket", o sea Manto de Lodo Anaerobio de Flujo Ascendente, que permite buenas eficiencias de descontaminación con diseños constructivos particularmente sencillos, y por esto particularmente adaptados a los países tropicales.

Las ventajas de esta nueva tecnología son sus costos reducidos de inversión y sobre todo sus muy bajos costos de operación. Adicionalmente genera 3 sub-productos valiosos: un abono orgánico estabilizado seco, biogás, y agua tratada rica en nutrientes.

La tecnología UASB fue desarrollada comercialmente durante los años 1980 en Europa para el tratamiento de efluentes industriales, cuyas temperaturas normalmente son tibias, propias de las fermentaciones anaerobias, y en concentraciones de DBO superiores a 1.000 mg/L. Por el factor limitante de temperatura y el de concentración en DBO, se había recomendado siempre el uso de reactores UASB, en donde hubiera una baja relación entre SS y DQO, así como entre grasas y DQO. Por estas razones, la tecnología UASB no había sido imaginada inicialmente, para ser aplicada en el tratamiento de las aguas residuales domésticas (Conil,2001).

Sin embargo, en un Convenio en 1982 entre la Universidad de Wageningen y la Universidad del Valle, así como con las Empresas Públicas Municipales de Cali de la ciudad de Cali - Colombia, se quiso probar la factibilidad del sistema UASB para el tratamiento directo de las aguas domésticas, dado que se está en una región tropical, con temperatura estable todo el año y mayor a 20°C. Así, se construyó un reactor piloto ("Cañaveralejo") de 60 m³ que se monitoreó durante 4 años. Este Convenio fue el nacimiento de una verdadera "revolución tecnológica tropical", pues después de varios años de búsquedas, aciertos y errores, el Sistema UASB se ha vuelto hoy en día un Sistema de Tratamiento confiable, con costos de tratamiento considerablemente inferiores a los sistemas clásicos, y está mucho más al alcance del presupuesto del ciudadano latinoamericano promedio. Simultáneamente se realizaron otras investigaciones en diferentes partes del mundo, principalmente en Holanda, Brasil, España, Italia, India y México.

En Colombia, después de la primera fase de experimentación con la planta piloto de Cañaveralejo, se realizaron, con cooperación holandesa, dos proyectos de cierta magnitud, el primero por las "Empresas Públicas Municipales de Cali – EMCALI" (Planta El Vivero-1988: 45 L/s) y el segundo por la Autoridad Ambiental "Corporación para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga"-CDMB (Planta Río Frío-1990: 720 L/s).

En Brasil la Escuela de Ingeniería de São Carlos - USP, dio nacimiento a una escuela fructífera de profesionales innovadores, con numerosas aplicaciones en los Estados de Sao Paulo, Belo Horizonte y Paraná.

En México, el sistema UASB para aguas residuales domésticas se desarrolló particularmente en la Universidad Autónoma de México – UNAM y la Universidad Metropolitana.

En India, el sistema se desarrolló con el impulso inicial de la cooperación holandesa, y un primer proyecto de 58 L/s en la ciudad de Kampur en 1989. Hoy en día es el sistema promovido por el Estado para la descontaminación de toda la cuenca del río Ganges. La cuenca del Ganges es la segunda región de aplicación masiva de la tecnología UASB después del Estado de Paraná en Brasil

La sencillez teórica del sistema y sus bajos costos de operación y mantenimiento hicieron que se comenzara a difundir la tecnología, aunque con un vicio de fondo: muchas de las primeras plantas fueron desafortunadamente ampliaciones materializadas de esquemas de papel, difundidos por la Universidad de Wageningen a principios de los años ochenta, lo que llevó a resultados regulares y a problemas con la comunidad. Todas las plantas iniciales (Tratamiento preliminar y Reactores UASB) a escala real confirmaban remociones del orden de 65 % para DQO y SST y 75 % para DBO a costos muy bajos, pero con problemas de olores y de corrosión.

Unos 500 reactores anaerobios, en su mayoría de tipo UASB, se han construido a partir de 1988 a escala real en toda América Latina, para el tratamiento directo y a bajo costo de las aguas residuales domésticas. Los detalles tecnológicos de estos reactores y los procedimientos contractuales se han afinado en estos últimos 10 años, representando los sistemas UASB mas del 50% de las plantas compactas de tratamiento en poblaciones de tamaño medio, entre 5.000 y 50.000 habitantes, con eficiencias de remoción del 75 al 80% (Conil, 2001).

Ventajas y Limitaciones

Una de las principales ventajas del sistema UASB es su compactidad. Requiere de solo 50 a 100 m² de terreno por cada 1.000 habitantes. Otra ventaja es la ausencia de equipos electro-mecánicos, con excepción de un eventual bombeo inicial, y en consecuencia los bajos o nulos costos de electricidad y bajos costos de operación y mantenimiento en general. Sus limitantes son los menores valores de remoción de DQO y DBO comparados con un sistema de lodos activados y la necesidad de un diseño que tenga en cuenta un cuidadoso mecanismo para el control de olores (ausencia de turbulencias, estructuras tapadas, recolección y combustión del biogás). La falta de control de olores fue un freno al desarrollo de la tecnología a principios de los años 90, pero este limitante ya fue superado a costos razonables.

Costos de Inversión y Operación

Los costos de inversión, "llave en mano", de un sistema UASB para el tratamiento de aguas residuales domésticas son del orden de US\$35 por habitante para un municipio mediano (25.000 habitantes) con una descontaminación del 75 %, y de US\$50 por habitante con una descontaminación del 85 % (incluyendo un postratamiento con filtro percolador). Para las industrias, los costos de inversión son del orden de US\$100 por tonelada diaria de DQO tratada (Conil, 2001).

Los costos de operación y mantenimiento de sistemas anaerobios de tratamiento para aguas residuales domésticas son comprendidos en función del tamaño del proyecto (economías de escala) y de la necesidad de bombeo, entre US\$ 1 y US\$ 2 por vivienda por mes. Adicionalmente numerosas plantas alcanzan a cubrir parcial o totalmente sus costos de operación gracias a la comercialización (o uso propio) de sus sub-productos. Además del biogás, cuyo aprovechamiento es relativamente sencillo en las fábricas o en los barrios por distribución domiciliaria, otros sub-productos valiosos son el lodo estabilizado seco (20% de humedad) que se puede comercializar en bultos, y el agua residual tratada, que tiene un valor económico como agua de riego, fuente de nutrientes y fuente de materia orgánica, particularmente en los países tropicales con temporadas secas acentuadas, sistemas de riego comunes, 12 meses de crecimiento vegetal al año y altos requerimientos de materia orgánica de los suelos por los niveles de calor y humedad.

Las plantas UASB son a menudo complementadas con sistemas aerobios sencillos de postratamiento, como filtros percoladores o lagunas, que incrementan el costo en un 25 % pero permiten lograr una remoción global del 90% (Conil, 2001).

RESULTADOS DE ALGUNAS PLANTAS DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

1. Cañaveralejo, Cali, Colombia, 1983 (UASB 60 m³)
2. Cetesb, Sao Paulo, Brasil, 1987 (UASB 120 m³)
3. El Vivero, Cali, Colombia, 1988 (UASB 1.000 m³)
4. Kampur 1, India, 1989 (UASB 1.200 m³)
5. Río Frío, Bucaramanga, Colombia, 1990 (UASB 13.200 m³)
6. San Antonio, Sololá, Guatemala, 1995 (UASB 325 m³)
7. San Bartolo, Sololá, Guatemala, 1998 (UASB 660 m³)
8. Atuba, Brasil (UASB 25.000 m³)
9. Piracicamirina, Brasil, 1997 (UASB 8.300 m³)
10. Restrepo, Colombia, 2000 (UASB 700 m³)

En la Tabla 5, se presentan las principales características de los sistemas y los resultados de eficiencia obtenidos en el tratamiento de las aguas residuales domésticas.

Tabla 5. Principales Características de Operación y Eficiencias de Diversos Sistemas de Tratamiento Tipo UASB

plantas		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Ítem	Unidad										
Caudal	L/s	2	5,5	45	58	720	10,5	22	950	320	23
Habitantes	miles	1	2,6	20		320	7	12	400	100	9
Volumen del UASB	m ³	60	120	1000	1200	13200	325	660	25000	8300	700
TRH	horas	4 a 10	4 a 10	6,2	6	6	8,5	8,5	8	8	8,5
DQO afluente	mg/L	275	300	350	560	380	700	600	330	630	400
Remo.DQO	%	66	60	63	74	65	79	82	50	60	78
Remo.DBO	%	78	70	77	75	75	80	82	70	78	80
Remo SST	%	67	60	68	75	80	75	78			75

DESCRIPCION DE ALGUNAS PLANTAS

(Entre paréntesis: año de la puesta en operación)

1. EL VIVERO (1988):

Después de la fase de investigación sobre la planta piloto de “Cañaveralejo”, las Empresas Municipales de la Ciudad de Cali – EMCALI - decidieron construir la primera planta UASB del mundo a escala real para tratamiento directo de aguas domésticas, y escogieron un barrio urbano de la ciudad (Vipasa) con alcantarillado separado. La planta fue diseñada para un caudal de 45 L/s, que corresponde a una población de 20.000 habitantes, e inició su arranque en 1988. La PTAR El Vivero está ubicada en el casco urbano de la Ciudad de Cali, a 3 metros de una calle importante y unos 10 metros de las primeras viviendas. Su operación inicial fue interrumpida, pues los vecinos se quejaron por el olor que generaba, teniendo que cerrarse a los pocos meses de haber iniciado su puesta en operación. En 1993, previo a una serie de análisis se procedió a realizar los arreglos necesarios para la captación y combustión del biogás, y el control de olores en general. En junio de 1994, la planta arrancó de nuevo, sin ningún inconveniente de generación de olores.

2. RIO FRIO, Bucaramanga (1991)

Esta planta fue fruto de una decisión visionaria de la Corporación Autónoma Regional para la Defensa de la Meseta de Bucaramanga - CDMB y contó con el apoyo de la Cooperación Holandesa, y fue en su tiempo la planta UASB más grande del mundo para el tratamiento de aguas residuales domésticas (160.000 habitantes, en su primera fase). Los reactores UASB están combinados con unas lagunas de post-tratamiento. En 1995 la CDMB construyó una tercera unidad UASB (cada una para 80.000 habitantes), para incrementar la capacidad de la planta a 540 L/s (240.000 habitantes), y está programada la ampliación de la cuarta para este año. El lodo que se genera en el tratamiento se seca sobre amplios lechos de secado y es utilizado como acondicionador de suelo. El diseño de ésta **primera Mega-Planta UASB**, puede considerarse como de primera generación. Se presenta arrastre de sólidos suspendidos a la laguna y olores molestos para el vecindario, a pesar de una buena recolección y combustión del biogás. A raíz de estos inconvenientes se realizaron una serie de trabajos reduciendo significativamente la generación de olores.

3. **SAN ANTONIO**, Guatemala (1995)

Esta planta fue de las primeras plantas en combinar reactores UASB con filtros percoladores y clarificador final, alcanzando eficiencias totales alrededor del 90% sin consumo eléctrico alguno, en tratar aguas residuales de manera anaerobia a 2.000 metros de altura (m.s.n.m.), con una temperatura del agua de 18°C, y en comercializar la totalidad de sus subproductos: biogás, abono seco y agua tratada. La producción de lodo es muy pequeña pues los lodos aerobios recuperados en los decantadores son devueltos al inicio del tratamiento para su digestión en los reactores UASB (bombeo de 20 minutos diarios con una bomba de gasolina) (Conil, 2001).

4. **SAN BARTOLO**, Guatemala (1998):

Esta planta es una copia ampliada de la PTAR de San Antonio, para tratar la mayor parte de las aguas residuales de la municipalidad de Sololá. Es probablemente la planta UASB más completa e integrada de América Latina, aunque es de tamaño mediano (22 L/s). Dos enormes gasómetros almacenan la producción de biogás para su venta a los barrios aledaños (conexiones domiciliarias en PVC). Los costos de operación y mantenimiento de esta planta no superan 1 US\$ por habitante por año, y todos los subproductos (biogás, lodo-abono, y agua tratada) son valorizados (Conil, 2001).

5. **RESTREPO**, Colombia (1999)

Esta planta fue contratada por la Autoridad Ambiental "Corporación Autónoma del Valle del Cauca – CVC" para la Municipalidad de Restrepo (9.000 hab. - 23 L/s). Es una planta UASB con post-tratamiento en un filtro percolador y decantador final, con el mismo concepto, y aprovechando la misma experiencia, de las plantas en Guatemala. Después de más de un año de perfecta operación, con un 90 % de remoción, se interrumpió el funcionamiento de la PTAR, debido a una falla en el sistema de bombeo.

6. **PTAR DE Urbanización CIUDAD CORINTO** - El Salvador (2000)

Esta planta fue construida para una urbanización privada de 1.300 viviendas, en un terreno sobrante y con pendiente mayor a 45°. Consta también de un sistema UASB con filtro percolador y decantador final, más lechos de secado. El sistema UASB fue escogido por la necesidad de una planta muy compacta que pudiera ubicarse sobre esta enorme pendiente, que además es zona sísmica. Esta planta resistió sin inconveniente los temblores de San Salvador de Febrero/2000, a pesar de estar ubicada al pie de un talud muy vertical, y asentada sobre un gran relleno, de cerca de 25 metros de altura (Conil, 2001).

BIBLIOGRAFÍA

BORZACCONI, L. y Viñas, M. (1995) "Application of Anaerobic Digestion to the Treatment of Agricultural Effluents in Latin America". *Water Science Technology*, 32: 105 – 111

CAMPOS, C. y Anderson, G. (1991) "The effect of the liquid upflow velocity and the substrate concentration on the start-up and the steady state periods of lab-scale UASB reactors". In: 6° International Symposium on anaerobic Digestion. São Paulo, Brasil

CONIL, P. (2001) "La tecnología anaerobia UASB en el tratamiento de las aguas residuales domésticas: 10 años de desarrollo y maduración en América Latina. www.bio-tec.net

DÍAZ-BÁEZ, M.; Espitia, S. y Molina, F. (2002) Digestión Anaerobia una Aproximación a la Tecnología. UNIBIBLIOS. Bogotá, Colombia

FANG, H.; Chui, H. y Li, Y. (1995) "Microbial structure and activity of UASB granules treating different wastewater", *Water science technology*, 30(12): 86-96

GUIOT, R.; Pauus, A. y Costerton, J. (1992) "A structural model of the anaerobic granule consortium". *Water Science Technology*, 25(7): 1-10

GUYOT, J. (1993) "Anaerobic microbial counts of different potential anaerobic inoculum". *Applied Microbiology*, 40: 139 – 142

HULSHOFF-POL, L. (1989) "The phenomenon of granulation of anaerobic sludge". Tesis doctoral. Universidad Agrícola de Wageningen (Holanda)

LETTINGA, G.; van Velsen, A.; Hobma, S; de Zeeuw, W. y Klapwijk, A. (1980) "Use of the Upflow Sludge Blanket reactor concept for biological wastewater treatment, specially for anaerobic treatment". *Biotechnology & Bioengineering*, 22: 699 – 734

LETTINGA, G.; Hulshoff Pol, L. y Zeeman, G. (1999) Lecture notes: Biological Wastewater Treatment. Wageningen University. December

Ministerio de Desarrollo Económico (1998) Inventario nacional del sector de agua potable y saneamiento. Bogotá (Colombia)

MONROY, O. (1997) "Sistemas de reactores anaerobios". Memorias. VIII Curso Avanzado sobre Procesos Biotecnológicos. Junio 30 a Julio 11. Cuernavaca (México)

RAMIREZ, L. (1996) "Evaluación de potenciales semillas para la inoculación de reactores anaerobios". En: IV Seminario Taller Latinoamericano de Digestión Anaerobia. Bucaramanga (Colombia)

van HAANDEL, A. y Lettinga G. (1994) Tratamiento Anaeróbico de Esgotos. Editora EPGRAF. Campinas Grande, Brasil

www.uasb.gov

ZEGERS, F. (1987) Microbiología, arranque y operación de sistemas de flujo ascendente con manto de lodos UASB. Manual de curso. Universidad del Valle, CVC y Universidad Agrícola de Wageningen. Cali (Colombia)