

TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES

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

FUNDAMENTOS

La remoción de materia orgánica constituye uno de los objetivos del tratamiento de las aguas residuales, utilizándose en la mayoría de los casos procesos biológicos.

El mecanismo más importante para la remoción de la materia orgánica presente en el agua residual, es el metabolismo bacteriano. El metabolismo consiste en la utilización por parte de las bacterias, de la materia orgánica como fuente de energía y carbono para generar nueva biomasa. Cuando la materia orgánica es metabolizada, parte de ella es transformada químicamente a productos finales, en un proceso que es acompañado por la liberación de energía llamado "**Catabolismo**". Otro proceso denominado "**Anabolismo ó Síntesis**" ocurre simultáneamente, donde parte de la materia orgánica se transforma en nuevo material celular (ver Figura 1).

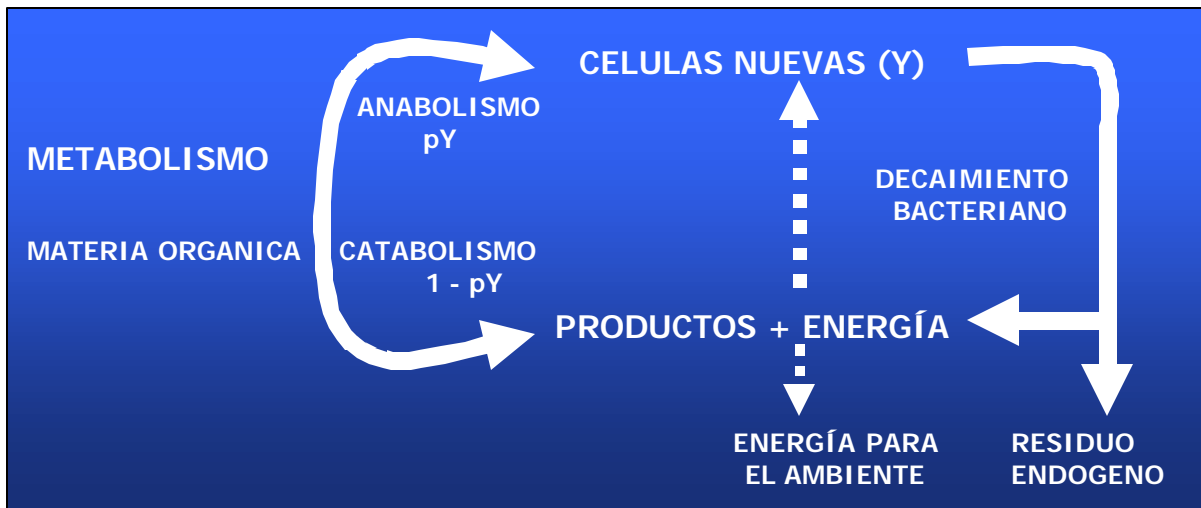


Figura 1. Representación Esquemática del Metabolismo Bacteriano (Van Haandel, 1994)

El anabolismo es un proceso que consume energía y solamente es viable si el catabolismo está ocurriendo para proporcionarle la energía necesaria para la síntesis celular. Por otro lado, el catabolismo solo es posible si existe la presencia de una población bacteriana viva.

El catabolismo se divide en dos procesos fundamentalmente diferentes: (1) Catabolismo Oxidativo y (2) Catabolismo Fermentativo. El catabolismo oxidativo es una reacción redox, donde la materia orgánica es el reductor que es oxidada por un oxidante. En la práctica ese oxidante puede ser el oxígeno, nitrato o sulfato. El catabolismo fermentativo se caracteriza por el hecho de no haber presencia de un oxidante: el

proceso resulta en un reordenamiento de los electrones de la molécula fermentada de un modo tal que se forman como mínimo dos productos. Generalmente son necesarias varias fermentaciones secuenciales para que se formen productos estabilizados.

DIGESTIÓN ANAEROBIA

La **Digestión Anaerobia** es el proceso fermentativo que ocurre en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales. El proceso se caracteriza por la conversión de la materia orgánica a metano y de CO_2 , en ausencia de oxígeno y con la interacción de diferentes poblaciones bacterianas (ver Figura 2).



Figura 2. Degradación Biológica de la Materia Orgánica

La digestión anaerobia es un proceso que se produce en ambientes naturales como los pantanos, en zonas anegadas para el cultivo de arroz, en los sedimentos de lagos y mares, en las zonas anóxicas del suelo, en fuentes de aguas termales sulfurosas y en el tracto digestivo de los rumiantes (Díaz-Báez, 2002).

Balance: En el campo del tratamiento de las aguas residuales, la contaminación orgánica es evaluada a través de la DQO (demanda química de oxígeno), la cual mide básicamente la concentración de materia orgánica. La forma de apreciar lo que ocurre con la materia orgánica en el tratamiento anaerobio de aguas residuales, es comparando su balance de DQO con el del tratamiento aerobio (ver Figura 3 y 4).

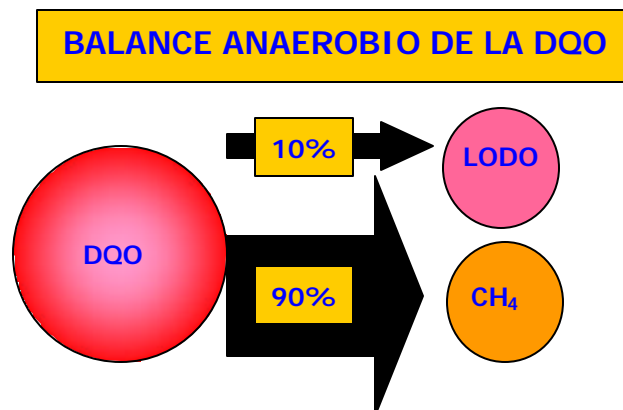


Figura 3. Balance Anaerobio de la Materia orgánica (www.uasb.org)

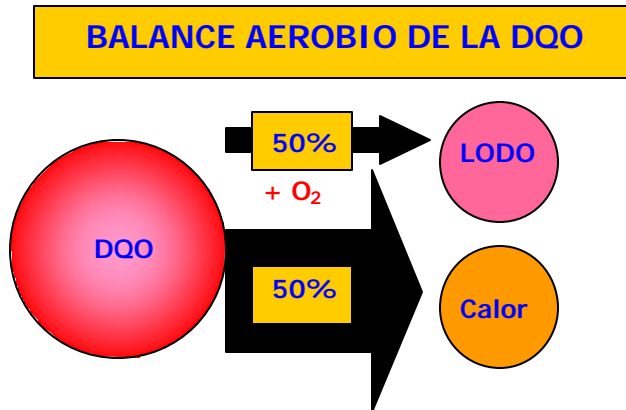


Figura 4. Balance Aerobio de la Materia orgánica (www.uasb.org)

Tratamiento Anaerobio: La digestión anaerobia es un proceso de transformación y no de destrucción de la materia orgánica, como no hay presencia de un oxidante en el proceso, la capacidad de transferencia de electrones de la materia orgánica permanece intacta en el metano producido. En vista de que no hay oxidación, se tiene que la DQO teórica del metano equivale a la mayor parte de la DQO de la materia orgánica digerida (90 a 97%), una mínima parte de la DQO es convertida en lodo (3 a 10%). En las reacciones bioquímicas que ocurren en la digestión anaerobia, solo una pequeña parte de la energía libre es liberada, mientras que la mayor parte de esa energía permanece como energía química en el metano producido.

Tratamiento Aerobio: En este tipo de tratamiento se llevan a cabo procesos catabólicos oxidativos. Como el catabolismo oxidativo requiere la presencia de un oxidante de la materia orgánica y normalmente este no está presente en las aguas residuales, él requiere ser introducido artificialmente. La forma más conveniente de introducir un oxidante es por la disolución del oxígeno de la atmósfera, utilizando la aireación mecánica, lo que implica altos costos operacionales del sistema de tratamiento. Adicionalmente la mayor parte de la DQO de la materia orgánica es convertida en lodo, que cuenta con un alto contenido de material vivo que debe ser estabilizado.

DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE LA MATERIA ORGÁNICA

La degradación anaerobia de la materia orgánica requiere la intervención de diversos grupos de bacterias facultativas y anaerobias estrictas, las cuales utilizan en forma secuencial los productos metabólicos generados por cada grupo. La digestión anaerobia de la materia orgánica involucra tres grandes grupos tróficos y cuatro pasos de transformación:

1. Hidrólisis
 - ? Grupo I: bacterias hidrolíticas
2. Acidogénesis
 - ? Grupo I: bacterias fermentativas

3. Acetogénesis
 - ? Grupo II: bacterias acetogénicas
4. Metanogénesis
 - ? Grupo III: bacterias metanogénicas

El proceso se inicia con la hidrólisis de polisacáridos, proteínas y lípidos por la acción de enzimas extracelulares producidas por las bacterias del Grupo I. Los productos de esta reacción son moléculas de bajo peso molecular como los azúcares, los aminoácidos, los ácidos grasos y los alcoholes, los cuales son transportados a través de la membrana celular; posteriormente son fermentados a ácidos grasos con bajo número de carbonos como los ácidos acético, fórmico, propiónico y butírico, así compuestos reducidos como el etanol, además de H₂ y CO₂. Los productos de fermentación son convertidos a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de las bacterias del Grupo II, las cuales son conocidas como "bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno".

Finalmente las bacterias del Grupo III o metanogénicas convierten el acetato a metano y CO₂, o reducen el CO₂ a metano (ver Figura 5). Estas Transformaciones involucran dos grupos metanogénicos que son los encargados de llevar a cabo las transformaciones mencionadas anteriormente: acetotróficas e hidrogenotróficas. En menor proporción, compuestos como el metanol, las metilaminas y el ácido fórmico pueden también ser usados como sustratos de el grupo metanogénico (Díaz-Báez, 2002).

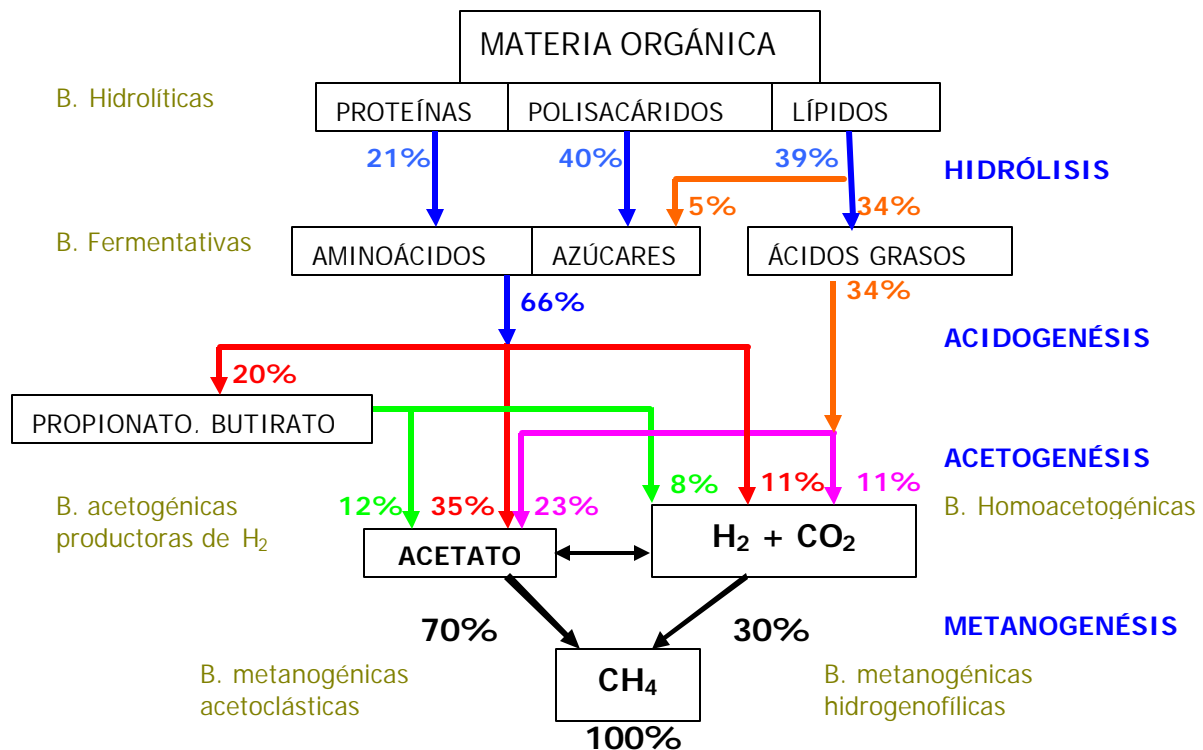


Figura 5. Etapas de la Digestión Anaerobia (Madigan, 1997, van Haandel, 1994)

Deben ser tenidos en cuenta dos puntos importantes, con respecto a los diferentes procesos que ocurren durante la digestión anaerobia de la materia orgánica:

1. Según la Figura 5 se observa que solamente cerca del 30% de la materia orgánica afluente es convertida a metano por la vía hidrogenofílica, por lo tanto una condición necesaria para obtener una óptima remoción de la materia orgánica en un sistema anaerobio, es que la metanogénesis acetoclástica se desarrolle eficientemente.
2. La fermentación ácida tiende a bajar el pH, debido a la producción de ácidos grasos volátiles (AGVs) y otros productos intermediarios, mientras que la metanogénesis solo se desarrolla cuando el pH está cercano al neutro. Por lo tanto, si por alguna razón la tasa de remoción de AGVs a través de la metanogénesis no acompaña a la tasa de producción de AGVs, puede surgir una situación de inestabilidad: baja significativamente el pH del sistema, causando la inhibición de las bacterias metanogénicas. Esta "Acidificación" del sistema es una de las principales causas de falla operacional en los reactores anaerobios. Lo anterior puede ser evitado cuando se garantiza un equilibrio entre la fermentación ácida y la fermentación metanogénica, a través de mantener una alta capacidad metanogénica y una buena capacidad buffer en el sistema (van Haandel, 1994)

En la Tabla 1, se consignan las principales reacciones bioquímicas que se llevan a cabo en el proceso de la digestión anaerobia.

Tabla 1. Reacciones Bioquímicas en la Digestión Anaerobia de la Materia Orgánica

TIPO DE REACCIÓN	ECUACIÓN
Fermentación de glucosa a acetato	$\text{Glucosa} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 4\text{H}^+ + 4\text{H}_2$
Fermentación de glucosa a butirato	$\text{Glucosa} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{C}_4\text{H}_7\text{O}_2 + 2\text{HCO}_3^- + 3\text{H}^+ + 2\text{H}_2$
Fermentación del butirato a acetato e H_2	$\text{Butirato} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$
Fermentación del propionato a acetato	$\text{Propionato} + 3\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + \text{H}_2$
Acetogénesis a partir de H_2 y CO_2	$\text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^- + 2\text{H}_2\text{O}$
Metanogénesis a partir del CO_2 e H_2	$\text{HCO}_3^- + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 3\text{H}_2\text{O}$
Metanogénesis a partir del acetato	$\text{Acetato} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_4 + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+$

Fuente: Zinder, 1984

MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Grupo I: Bacterias Hidrolíticas – Fermentativas

Las bacterias que llevan a cabo las reacciones de hidrólisis y acidogénesis son anaerobias facultativas y los géneros más frecuentes que participan son los miembros de la familia *Enterobacteriaceae*, además los géneros *Bacillus*, *Peptostreptococcus*, *Propionibacterium*, *Bacteroides*, *Micrococcus* y *Clostridium*. Las bacterias con actividad proteolítica son en su mayoría especies de los géneros *Clostridium*, *Peptococcus*, *Bifidobacterium* y *Staphylococcus*. Bacterias como *Anaerovibrio lipolytica* con actividad lipolítica han sido aisladas del rumen; igualmente la *Butyrovibrio fibrisolvens* hidroliza fosfolípidos cuando crece con azúcares fermentables como fuente de carbono.

Grupo II: Bacterias Acetogénicas

Para que tenga lugar una eficiente metanogénesis, los productos de fermentación como el propionato y el butirato deben ser oxidados a acetato, CO_2 y H_2 , esta oxidación es llevada a cabo por un grupo denominado “organismos acetógenos productores obligados de hidrógeno (OHPA)”, mediante un proceso conocido como acetogénesis. Aunque la mayoría de este tipo de reacciones consume energía, en ambientes anaerobios donde la energía disponible es baja, el acoplamiento de la actividad de las bacterias OHPA con las bacterias consumidoras de H_2 (metanógenos hidrogenofílicos) permite un balance energético favorable. Este último grupo, consume el hidrógeno generado por las OHPA manteniendo una presión parcial de H_2 a un nivel adecuado para que termodinámicamente pueda darse la conversión de los AGV a acetato e hidrógeno. Esta asociación se conoce como “relación sintrófica” o “transferencia interespecifica de hidrógeno”. Solamente un limitado número de especies del grupo OHPA han sido aisladas; probablemente existan más, pero aún no son conocidas. Dentro de las especies aisladas se pueden mencionar:

- ? *Syntrophomonas sapovorans*
- ? *Syntrophobacter wolinii*
- ? *Syntromonas wolfei*
- ? *Syntrophospara bryantii*
- ? *Syntrophus buswellii*

Dentro del grupo de acetógenos existe un grupo de bacterias conocidas como “bacterias homoacetogénicas” las cuales son anaerobias obligadas y utilizan el CO_2 , como aceptor final de electrones, produciendo acetato como producto único de la fermentación anaerobia. Aunque este grupo no es un grupo taxonómico definido, en el se incluyen una variedad de bacterias Gram (+) y Gram (-) formadoras de esporas como : *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum* y *Acetobacterium woodii* (Díaz-Báez, 2002).

Grupo III: Bacterias Metanogénicas

Las bacterias metanogénicas pertenecen al grupo actualmente conocido como *Archaea*, cuyos miembros presentan características diferentes a las encontradas en *Bacteria*. Estas características están relacionadas fundamentalmente con la composición química de algunas estructuras celulares. Las bacterias metanoogénicas son anaerobias estrictas y producen metano como principal producto del metabolismo energético. A pesar de los requerimientos estrictos de anaerobiosis obligada y el metabolismo especializado de este grupo, estas bacterias se encuentran ampliamente distribuidas en la naturaleza. La actividad metanogénica es mucho mayor en ecosistemas de aguas dulces y terrestres, la menor actividad detectada en océanos, se debe a la alta concentración de sulfatos, condición que favorece la sulfato reducción en sedimentos marinos (Zinder 1998).

Con base en el tipo de sustrato utilizado, las bacterias metanogénicas se subdividen en tres grupos:

- ? Grupo 1: utiliza como fuente de energía H_2 formato y ciertos alcoholes, el CO_2 es el aceptor final de electrones el cual es reducido a metano;
- ? Grupo 2: utiliza una amplia variedad de compuestos que tienen el grupo metilo. Algunas de las moléculas son oxidadas a CO_2 , el cual actúa con aceptor final de electrones y se reduce directamente a metano;
- ? Grupo 3: aunque la mayor parte del metano que se genera en la naturaleza proviene del rompimiento del acetato, la habilidad de catabolizar este sustrato esta limitada a los géneros: *Methanosarcina* y *Methanosaeta* (*Methanotrix*). Es frecuente encontrar en reactores anaerobios, una competencia por el acetato entre estos dos géneros, sin embargo, las bajas concentraciones de acetato que usualmente predominan al interior de los reactores favorece el crecimiento de las *Methanosaeta* (Díaz-Báez, 2002).

SULFATO REDUCCIÓN

La sulfato reducción es el proceso durante el cual el sulfato se reduce a sulfuro de hidrógeno, mediante la participación de las bacterias sulfato reductoras (BSR) (ver Figura 6).



Figura 6. Reducción Biológica del Sulfato

Durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, puede ocurrir que las BSR utilicen el sulfato como aceptor de electrones, aunque pueden utilizar también compuestos como el tiosulfato, el tetratiónato y el azufre elemental. Los donadores de electrones más utilizados por las BSR son H_2 , lactato, piruvato entre otros.

Las BSR son anaerobios estrictos, ampliamente distribuidas en ambientes acuáticos y terrestres, cumplen un importante papel en las etapas finales de la degradación de la materia orgánica, especialmente en la remoción de los sulfatos presentes en el afluente. Pueden crecer en presencia o ausencia de sulfatos, utilizando vías metabólicas diferentes; una fermentativa y la otra oxidativa (ver Figura 7)

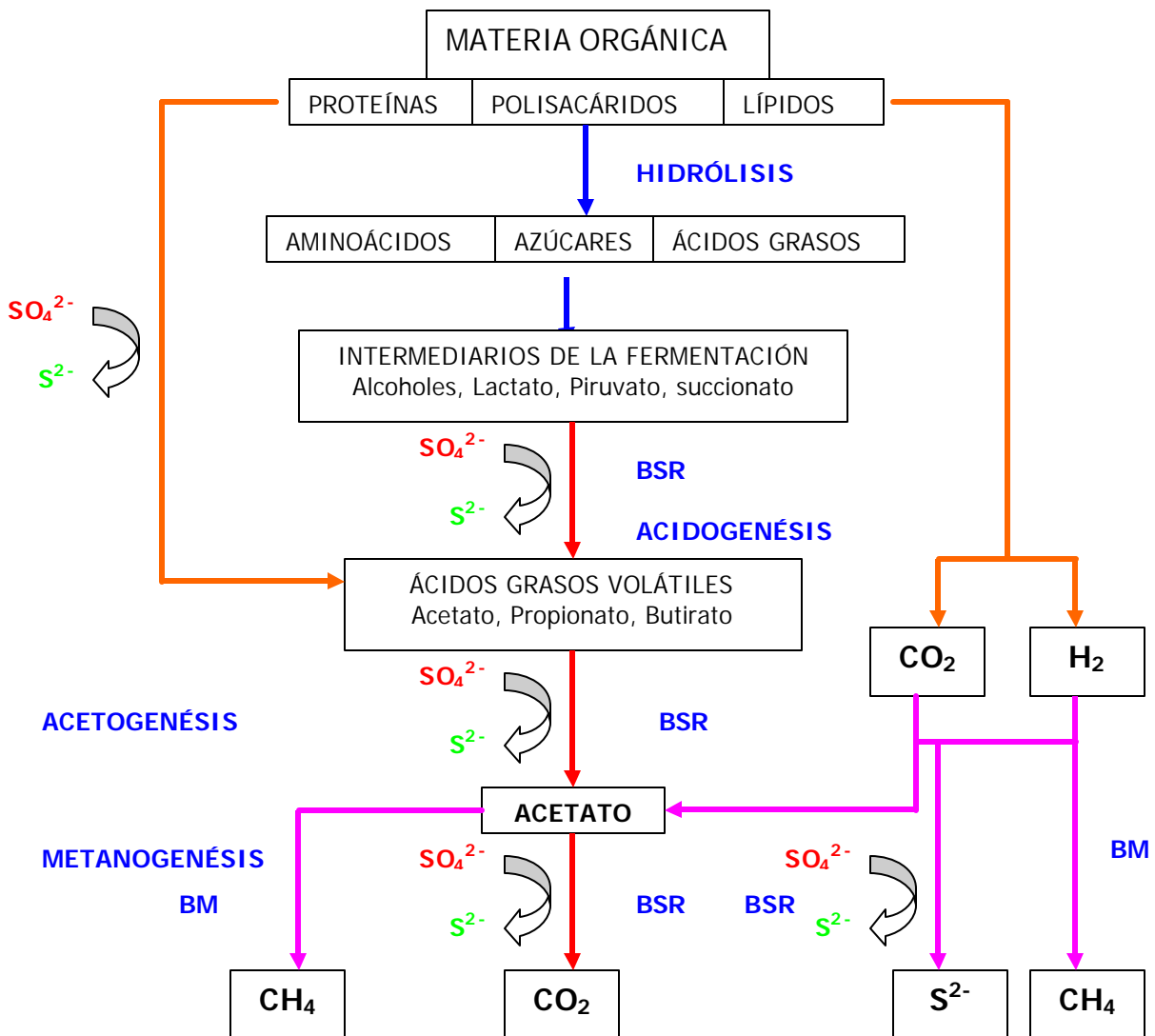


Figura 7. Sulfato Reducción en la Degradación de la Materia Orgánica (Gibson, 1990)

En presencia de sulfatos las BSR compiten con las bacterias metanogénicas (BM) por sustratos comunes como: formato e hidrógeno, con las bacterias acetogénicas (BA) por

componentes como propionato y butirato. Esto no significa que la metanogénesis y la sulfato reducción sean excluyentes, pues pueden ocurrir simultáneamente cuando el metano se genera a partir del metanol y/o aminas metiladas, sustratos por los cuales las BSR tienen poca afinidad. Los reactores anaerobios operan a valores umbrales para el consumo de hidrógeno por la población metanogénica. Sin embargo, el valor umbral de las BSR es más bajo, por lo que en presencia de sulfato, el hidrógeno es consumido principalmente por las BSR. Esta población tiene ventajas cinéticas frente a las BM que favorecen su proliferación al interior de los reactores. En reactores anaerobios con alta concentración de sulfato, las BSR también compiten con las BA por sustratos como propionato y butirato, por lo que la relación sintrófica entre las BM y BA para la oxidación de estos compuestos es superada por las BSR.

En ausencia de sulfato, las BSR pueden constituir el 15% del total de la biomasa presente en el reactor anaerobio. Bajo estas condiciones fermentan sustratos como: piruvato, lactato, etanol, fructuosa, propanol y acetato entre otros, y crecen como organismos acetogénicos (Díaz-Báez, 2002)..

En general, durante la degradación anaerobia de la materia orgánica, la sulfato reducción puede interferir con la metanogénesis, generando problemas como (Elferink, 1994):

1. competencia entre las BSR y las BM, por sustratos comunes y la consecuente disminución en la producción de metano;
2. inhibición de varios grupos bacterianos por la presencia de H_2S ;
3. toxicidad generada por el H_2S , malos olores y corrosión.

A pesar de los problemas que ocasiona la sulfato reducción al interior de los reactores anaerobios, este proceso puede presentar algunas ventajas (Elferink, 1994):

1. contribuye a mantener un bajo potencial de óxido-reducción en el sistema;
2. constituye un método biotecnológico para la remoción de sulfato;
3. los complejos Metal- S^{2-} tienen baja solubilidad, propiedad que puede ser utilizada para la precipitación de metales pesados como Co, Ni, Pb, y Zn.

DESARROLLO HISTORICO DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La primera descripción sobre la producción de metano en la naturaleza fue hecha por Volta en 1776, quien lo definió como "el gas de los pantanos". Un siglo después, se demostró la producción de este gas en el intestino grueso de los reos recién ejecutados, así como en el estómago de los rumiantes (Zehnder, 1988). En 1868, BÉCHAMP a través de la realización de experimentos con heces de conejo, observó que la producción de metano es debida a la acción de microorganismos. A finales del siglo XIX, Popoff, Van

Senus y Omelianski realizaron estudios detallados sobre la producción microbiológica de metano, encontrando que la metanogénesis es un proceso derivado del rompimiento de materiales poliméricos, dependiente de la temperatura (McCarty, 1982).

En la última década del siglo XIX y comienzos del siglo XX, se desarrollaron varios sistemas muy conocidos: el tanque séptico y el tanque Imhoff en los cuales los sólidos presentes sedimentan para ser degradados anaerobiamente en el fondo del reactor (ver Figura 8). El diseño del tanque de digestión, en estos reactores, estaba ligado a la cámara de sedimentación:

- ? 1876 Tanque séptico en EEUU (sin Patente)
- ? 1881 M. Louis Mouras - Francia: Digestor anaerobio "pozo automático Mouras" (la más simple, bella y mayor de todas las invenciones modernas)
- ? 1890 N.D. Scott-Moncrief - Inglaterra: 1ra aplicación del filtro anaerobio
- ? 1892-93 A.C. Houston: Reducción del volumen de lodo a ser manejado
- ? 1895 Donald Cameron – Inglaterra: "Mouras Modificado" (Tanque séptico)
- ? 1904 William O Travis: Proceso en 2 etapas (cámaras de Hidrólisis o digestión separada de la cámara de sedimentación-baffles)
- ? 1905 Karl Imhoff - Alemania: Travis Modificado – El efluente no pasa por la cámara de digestión (Tanque Imhoff)
- ? 1914 EEUU: casi 75 ciudades implementaron Imhoff

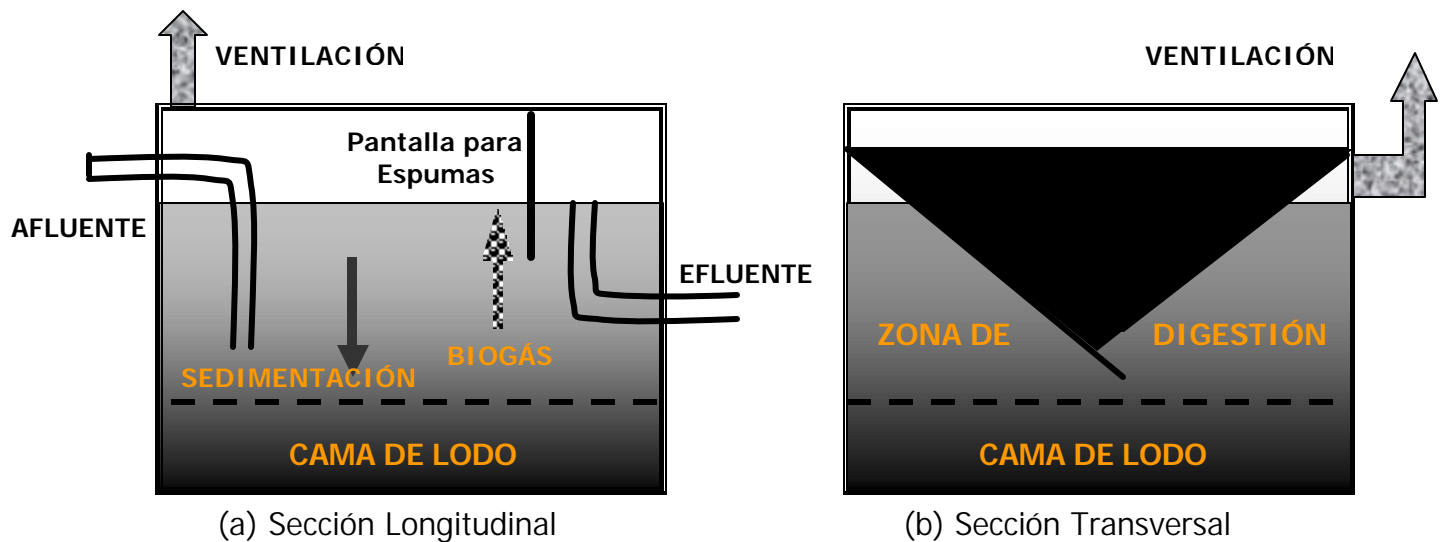


Figura 8. Esquemas de los Sistemas Clásicos: Tanque séptico (a); Tanque Imhoff (b)

En desarrollos posteriores, los sólidos acumulados eran bombeados a un digestor con calentamiento:

- ? 1927: Primer aparato de calentamiento de lodos (Alta eficiencia)

El tratamiento primario con digestión anaerobia de los sólidos removidos fue ampliamente aplicado entre las dos guerras mundiales, en muchas ciudades el biogás producido era purificado y comprimido para ser utilizado como combustible de automotores:

- ? 1934 - Alemania: 600 mil habitantes utilizan Tanque séptico
- 6'500 mil habitantes utilizan Tanque Imhoff
- 5'600 mil habitantes utilizan Digestión de lodo separado

Debido a la baja remoción de materia orgánica así como a los largos periodos de tiempo que requerían los sistemas anaerobios, a partir de 1945a empieza la utilización masiva de sistemas aerobios especialmente, lodos activados y filtros percoladores. La alta eficiencia de estos sistemas en cuanto a remoción de materia orgánica expresada en términos de DBO (90 a 95%), comparada con la obtenida en los procesos anaerobios (30 a 50%) hacían a estos últimos poco competitivos. En la actualidad, se reconoce que la baja eficiencia de estos sistemas se relaciona con un pobre contacto entre la masa bacteriana presente y el material suspendido y disuelto (van Haandel, 1994).

A partir de la década de los años 70 fue plenamente reconocida la importancia del contacto entre el lodo y el sustrato, lo cual permitió el desarrollo de nuevas configuraciones de reactores y demostró que estos procesos pueden alcanzar eficiencias de remoción de materia orgánica comparables con las de los procesos aerobios.

En términos generales, se registran tres generaciones de reactores anaerobios, las cuales se caracterizan porque en cada generación se reduce el tiempo de retención hidráulico (TRH) y mejora el contacto entre el lodo y el sustrato, lo cual significa menores volúmenes de reactor, costos más bajos, sistemas más estables y de más fácil operación (Díaz-Báez, 2002; van Haandel, 1994):

1. **Reactores de primera generación:** el tiempo de retención celular es igual al TRH, por lo que se requieren TRH muy altos, existe un contacto inadecuado entre la biomasa y la materia orgánica - Lagunas Anaerobias, Tanque Séptico, Tanque Imhoff (ver Figura 9a).
2. **Reactores de segunda generación:** se caracterizan por el hecho de que tienen mecanismos para retención de los lodos, independizando el tiempo de retención celular del TRH. Los dos mecanismos más aplicados son a) inmovilización del lodo por adhesión a material sólido - Filtros anaerobios de flujo ascendente y descendente; b) separación líquido-sólido del efluente, con el retorno de los sólidos separados al reactor - UASB, el cual usa un sedimentador interno (ver Figura 9b).
3. **Reactores de tercera generación:** para optimizar el contacto entre el sustrato y la biomasa, esta se adhirió con partículas de arena , alúmina o plástico, las cuales se expanden - Reactores de lecho fluidizado o expandido (ver Figura 9c).

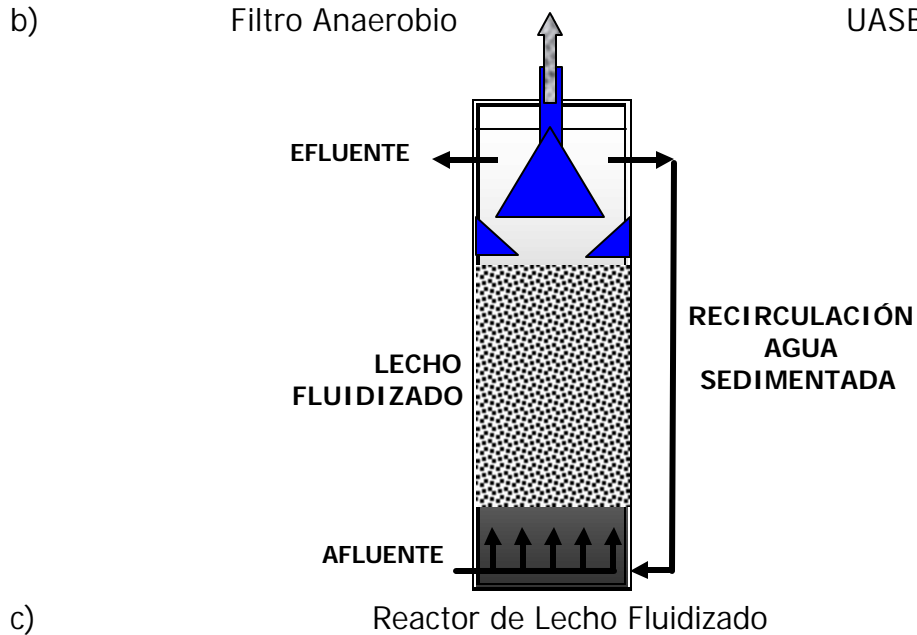
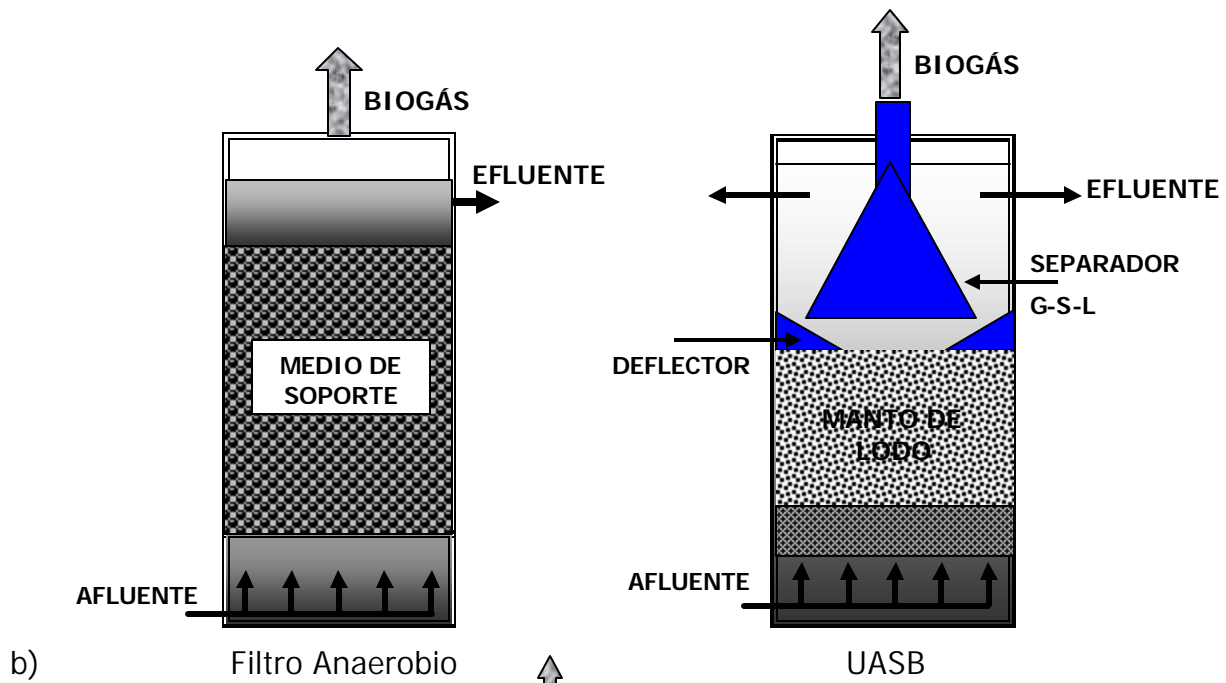
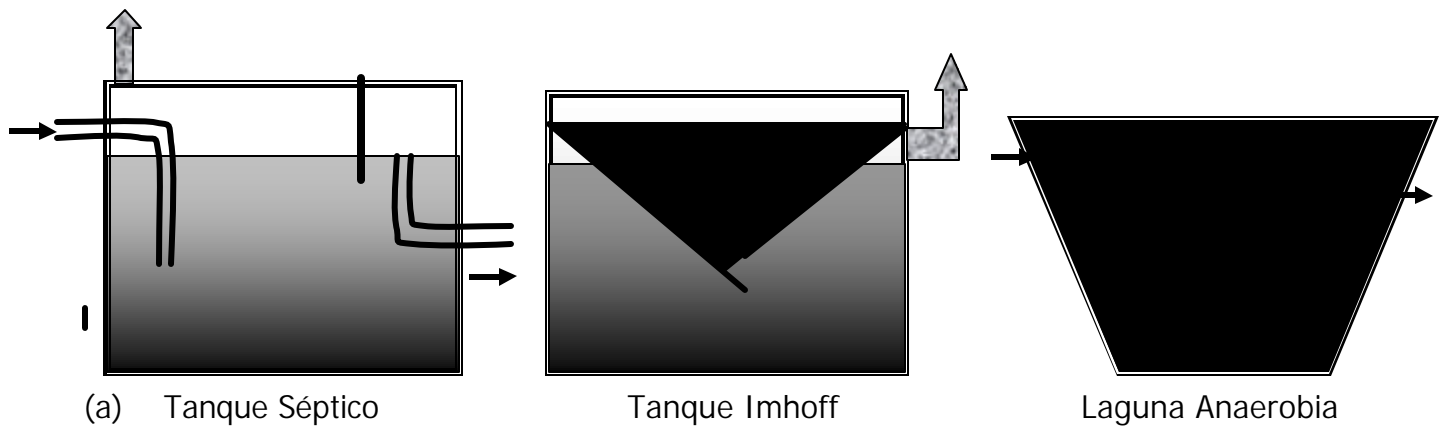


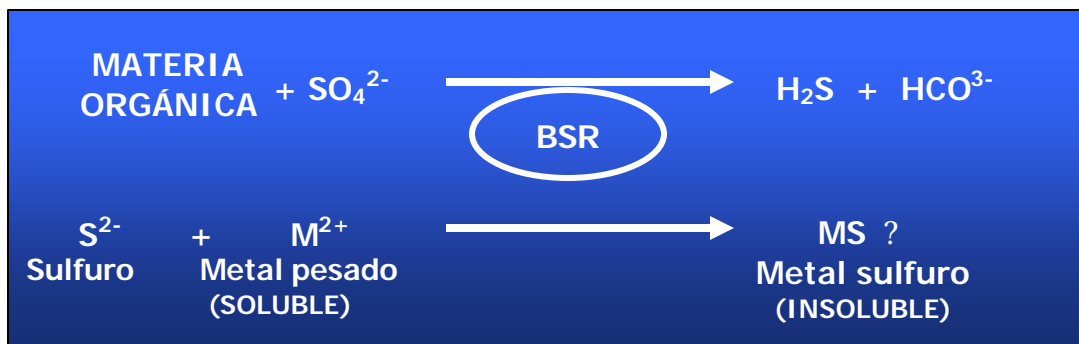
Figura 9. Sistemas Anaerobios de Primera, Segunda y Tercera Generación

APLICACIÓN DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

La digestión anaerobia ha sido utilizada ampliamente para **estabilizar lodos** provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas, y en una menor proporción, pero con una tendencia de aumento significativo, es utilizada para el **tratamiento de aguas residuales diluidas** como es el caso de las aguas residuales domésticas, con bastante éxito en zonas de clima tropical, y aguas residuales concentradas como las industriales (destilerías, cervecerías, malherías, papeleras, alimentos, etc).

La digestión anaerobia no se limita solamente a remover la materia orgánica del agua residual, existen otras aplicaciones tales como:

- ? **Sulfato reducción:** aplicado para la remoción y recuperación de sulfuros y metales pesados:



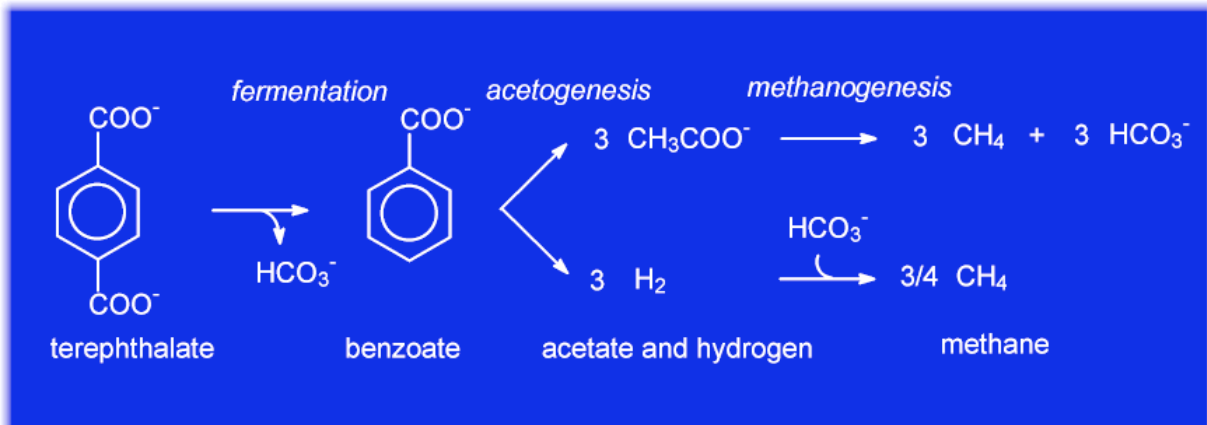
Los sulfuros formados biológicamente forman precipitados altamente insolubles con metales pesados tales como cobre o zinc. Si los iones metálicos de estos precipitados están presentes en una alta concentración, ellos pueden ser recuperados para su reutilización en la industria.

Los sulfuros formados biológicamente pueden ser parcialmente reoxidados bajo condiciones microaerófilas por bacterias quimiotróficas (sulfoxidación), a la forma insoluble de azufre elemental. El azufre elemental sedimentado puede ser recolectado para su reutilización industrial. La sulfoxidación puede ser utilizada en postratamientos de aguas residuales y para limpiar gases.

- ? **Desnitrificación:** es un proceso anóxico en el cual los nitratos son reducidos a nitrógeno gaseoso. La desnitrificación es utilizada en postratamientos de aguas residuales para remover nutrientes.



? **Bioremediación:** la digestión anaerobia puede ser utilizada para la biodegradación o biotransformación de contaminantes tóxicos. Comunidades de microorganismos en ambientes anaerobios, puede causar la oxidación de contaminantes a productos estables (CO_2) o pueden causar la biotransformación de contaminantes a sustancias menos tóxicas. La bioremediación anaerobia puede ser utilizada en el tratamiento de efluentes industriales que contienen sustancias tóxicas, como es el caso de la industria del plástico, cuyas aguas residuales contienen altas concentraciones de terephthalato:



FUENTE: www.uasb.gov

LIMITACIONES ASOCIADAS CON LA DIGESTIÓN ANAEROBIA

Arranque de reactores anaerobios: una característica particular de los microorganismos anaerobios es su baja tasa de crecimiento; por lo tanto, al iniciar el proceso de arranque del reactor se requiere de un periodo de tiempo que dependerá de la calidad y cantidad de inóculo utilizado. Sin embargo, en los casos en que no se cuenta con inóculos adecuados, esta etapa se puede prolongar, incluso hasta condiciones críticas en las que nunca alcanza la estabilidad. Por ello, el arranque de reactores anaerobios requiere contar con herramientas apropiadas para la obtención y evaluación de los inóculos más eficientes.

Postratamientos: la digestión anaerobia es un proceso eficiente para la remoción de materia orgánica, pero tiene poco efecto sobre la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), y sobre la remoción de patógenos es apenas parcial. Dependiendo de la disposición final del efluente y de la legislación local sobre la calidad mínima de vertimientos, puede existir la necesidad de postratamientos para remover la concentración residual de la materia orgánica y de sólidos suspendidos, y para reducir la concentración de nutrientes y patógenos. Los recursos tecnológicos más utilizados incluyen procesos biológicos como Lodos Activados, Filtros Percoladores, Lagunas de Oxidación, Humedales y Plantas Acuáticas; también pueden ser utilizados procesos físicos, químicos o fisicoquímicos como Filtración en Arena, Desinfección y Floculación-Coagulación (van Haandel, 1994).

Producción de Olores: una de las características más llamativas asociada con la tecnología anaerobia es la producción de malos olores, atribuida a la generación de compuestos azufrados como el H₂S en el biogás. Estos compuestos tienen un olor muy ofensivo que se ha convertido en la principal causa para que se exija el cubrimiento total del sistema de tratamiento y un adecuado y efectivo sistema de recolección, tratamiento y disposición del biogás y de los gases generados.

BIBLIOGRAFÍA

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

GIBSON, G. (1990) "Physiological and ecology of the sulfate-reducing bacteria". A review. *Journal Applied Bacteriology*, 69:769-797

McCARTY, L. (1982) "One hundred years of anaerobic treatment". En: proceedings of the second international symposium on anaerobic digestion, Federal Republic of Germany on sep. 6 – 11. Elsevier Biomedical press, Amsterdam.

MADIGAN, M.; Mertinko, J. y parker, J. (1997) *Biology of Microorganisms*. Prentice Hall. New Jersey, USA

van HAANDEL, A. y Lettinga G. (1994) *Tratamento Anaeróbio de Esgotos*. Editora EPGRAF. Campina Grande, Brasil

www.uasb.gov

ZINDER, S. (1998) Chapter 5. Methanogens. En: Burlage, R.S. et al, *Techniques in Microbial Ecology*. Oxford University Press. New York. 113-135

ZEHNDER, A. (1988) *Biology of Anaerobic Microorganisms*. John Wiley and Sons. Inc

ZINDER, S. y Koch, M. (1984) "Non-acetoclastic methanogenesis from acetate: acetate oxidation by a thermophilic syntrophic co cultura", *Arch. Microbiology*, 138: 263-272