



CENAPRED
CENTRO NACIONAL DE PREVENCIÓN DE DESASTRES



1565

SISTEMA NACIONAL DE PROTECCION CIVIL
CENTRO NACIONAL DE PREVENCION DE DESASTRES

PROCESOS BIOLOGICOS DE TRATAMIENTO PARA LA ESTABILIZACION
DE RESIDUOS LIQUIDOS TOXICOS

María Esther Arcos Serrano
Georgina Fernández Villagómez

AREA DE RIESGOS QUIMICOS

NOVIEMBRE 1993



CENAPRED/
CLASIF.: QH545.A1 / A72 c).3
ADQUIS.: 4121
FECHA: 15-11-2001
PROCED.: Donación



PROCESOS BIOLOGICOS PARA LA ESTABILIZACION DE RESIDUOS

LIQUIDOS TOXICOS

R E S U M E N

Se presenta una serie de tecnologías de tratamiento biológico que se han empleado para la estabilización de residuos peligrosos y se resaltan las ventajas de dichos procesos, tomando como base científica la degradación biológica natural de residuos orgánicos tóxicos hasta la oxidación completa de dichos residuos. Los procesos de tratamiento que se enlistan son recopilaciones bibliográficas de diferentes fuentes.

En el capítulo I se resumen los procesos aerobios más importantes que se han empleado para la estabilización de materia orgánica, y en algunos casos de sustancias tóxicas; en estos procesos se desarrollan microorganismos que requieren suficiente oxígeno disuelto para su crecimiento y reproducción, y por lo tanto para la degradación de los contaminantes, hasta la obtención de productos simples como el agua, dióxido de carbono, nitritos, sulfatos y fósforo, la principal ventaja que tiene esta tecnología es su alta eficiencia debido a la velocidad de biodegradación de las sustancias. En el capítulo II se citan algunos procesos anaerobios, los cuales empiezan a adquirir importancia por su capacidad de degradar concentraciones altas de material orgánico, así como por su tolerancia para concentraciones relativamente altas de tóxicos, ya que los microorganismos que intervienen en el tratamiento no tienen la limitación del oxígeno disuelto, por el contrario les es tóxico, sin embargo los organismos anaerobios son más delicados y se necesita más control en el sistema, porque el ecosistema del proceso debe estar en equilibrio. El último capítulo esta conformado por las tecnologías de procesos biológicos de innovación, que han sido objeto de estudio por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA), estas tecnologías se enfocan a la estabilización de compuestos orgánicos difíciles de degradar por procesos biológicos convencionales y para tratar aguas residuales industriales con constituyentes tóxicos o recalcitrantes.

ABSTRACT

Biological Treatment technologies for stabilization of hazardous waste are presented, the advantages are rebounded considering the ordinary biological degradation of organic hazardous waste until their complete oxidation. The processes of treatment shown are bibliographies review from different sources.

Chapter I, sum up more important aerobic processes used for organic matter stabilization, and some related with toxic substances; in these processes microorganisms are developed too consume dissolved oxygen, they take it to grow and the reproduction process and for pollutants degradation, until reach ending product like water, carbon dioxide, nitrites, sulfates and phosphorus. The main advantage for this technology is the high efficiency, on account to substances biodegradation rate.

Chapter II focus on anaerobic processes. They are very important for their capacity to degradate high concentrations of organic materials as well as for tolerance relatively high concentrations of toxics; microorganisms working in anaerobic treatment have not limitations of dissolved oxygen, on the contrary, it is toxic to them, however anaerobic organisms are very sensitives and they require more control in the system, because ecosystem should be in equilibrium.

Last Chapter has innovatives technologies related with biological processes, they have been studied by U.S.Environmental Protection Agency (USEPA), these technologies refers about organic compound stabilization with high difficulty for degradate by conventional processes and also for treatment of industrial waste water with recalcitrant or toxics constituent.

CONTENIDO

RESUMEN	ii
ABSTRACT	iii
CONTENIDO	iv
 INTRODUCCION	 1
 CAPITULO I - PROCESOS AEROBIOS	 6
1.1 INTRODUCCION	6
1.2 LODOS ACTIVADOS	6
1.2.1 Generalidades	6
1.2.2 Fundamento Biológico y Factores que Intervienen	7
1.2.3 Descripción del Proceso	9
1.2.4 Modificaciones del Proceso	11
1.2.5 Ventajas y Desventajas del Proceso de Lodos Activados	13
1.2.6 Aplicación a Residuos Tóxicos	14
1.3 LAGUNAS AIREADAS	15
1.3.1 Generalidades	15
1.3.2 Procesos Biológicos y Factores que Intervienen	15
1.3.3 Descripción Física del Proceso	16
1.3.4 Modificaciones del Proceso	17
1.3.5 Biodegradación de Residuos Tóxicos	18
1.3.6 Consideraciones para su Diseño	19
1.3.7 Ventajas y Desventajas	19
1.4 LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE DESECHOS	21
1.4.1 Antecedentes	21
1.4.2 Generalidades	21
1.4.3 Clasificación de Lagunas	23
1.4.4 Diferentes Arreglos de Lagunas en Serie	24
1.4.5 Descripción Física del Proceso	25
1.5 LAGUNAS FACULTATIVAS	26
1.5.1 Generalidades	26
1.6 FILTRO ROCIADOR	28
1.6.1 Antecedentes	28
1.6.2 Generalidades	28
1.6.3 Procesos Biológicos y Factores que Intervienen	29
1.6.4 Descripción Física del Proceso	32
1.6.5 Modificaciones del Proceso	34
1.6.6 Ventajas y Desventajas	37
1.6.7 Biodegradación de Residuos Tóxicos	38

1.7 BIODISCOS	40
1.7.1 Generalidades	40
1.7.2 Fundamento Biológico y Factores que Intervienen	41
1.7.3 Descripción del Proceso	42
1.7.4 Ventajas y Desventajas	43
CAPITULO II-PROCESOS ANAEROBIOS	45
2.1 INTRODUCCION	45
2.2 DIGESTOR ANAEROBIO CONVENCIONAL	46
2.2.1 Generalidades	46
2.2.2 Descripción del Proceso	46
2.2.3 Ventajas y Desventajas	47
2.3 LAGUNAS ANAEROBIAS	49
2.3.1 Generalidades	49
2.4 LAGUNAS DE MADURACION	50
2.4.1 Generalidades	50
2.5 PROCESO DE CONTACTO ANAEROBIO	51
2.5.1 Generalidades	51
2.6.2 Ventajas y Desventaja	53
2.6 REACTORES ANAEROBIOS	54
2.6.1 Antecedentes	54
2.6.2 Generalidades	54
2.6.3 Procesos Biológicos	55
2.6.4 Descripción Física	57
2.6.5 Modificaciones del Proceso	61
2.6.6 Ventajas y Desventajas	63
2.6.7 Biodegradación de Residuos Tóxicos	64
2.7 REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO	66
2.7.1 Generalidades	66
CAPITULO III-TECNOLOGIAS DE INNOVACION	68
3.1 INTRODUCCION	68
3.2 TRATAMIENTO DE RESIDUOS LIQUIDOS PELIGROSOS POR ADSORCION-ESTABILIZACION ANAEROBIA	69
3.3 DESARROLLO DE UN BIOFILTRO PARA BIODEGRADACION AEROBIA DE COMPUESTOS ORGANICOS VOLATILES	70
3.4 PRETRATAMIENTO BIOLOGICO SEGUIDO POR TRATAMIENTO POTW DE LIXIVIADOS DE CERCLA	72
3.5 DEGRADACION BIOLOGICA-EXTRACCION DE FLUIDO DE RESIDUOS ORGANICOS	75

3.6 SISTEMA DE BIO-RECUPERACION DE METALES PARA AGUA SUBTERRANEA	77
3.6.1 Descripción de la Tecnología	77
3.6.2 Aplicabilidad a Residuos	78
3.7 SISTEMA DE TRATAMIENTO ACUOSO BIOTROL	79
3.7.1 Descripción de la Tecnología	79
3.7.2 Aplicabilidad	79
3.8 BIOREACTOR DE SISTEMA METANOTROFICO	81
3.8.1 Descripción de la Tecnología	81
3.8.2 Aplicabilidad a Residuos	81
3.9 REACTOR AEROBIO DE PELICULA FIJA SUMERGIDA	82
3.9.1 Descripción de la Tecnología	82
3.9.2 Aplicabilidad a Residuos	82
3.10 BIODEPURADOR	84
3.10.1 Descripción de Tecnología	84
3.10.2 Aplicabilidad a Residuos	84
3.11 OXIDACION CON AIRE HUMEDO	85
3.11.1 Descripción de Tecnología	85
3.11.2 Aplicabilidad a Residuos	86
BIBLIOGRAFIA	88

PROCESOS BIOLOGICOS PARA LA ESTABILIZACION DE RESIDUOS

LIQUIDOS TOXICOS

INTRODUCCION

Las actividades antropogénicas producen una gran variedad de residuos tóxicos, generalmente durante los proceso de producción, ya que los desechos industriales contienen compuestos peligrosos; de aquí la importancia de darles un tratamiento adecuado, el cual se refiere a cualquier método, técnica o proceso, que tenga como propósito cambiar las características físicas, químicas o biológicas del residuo peligroso, para estabilizarlo o transformarlo a otro residuo no peligroso antes de su disposición final. (Kokoszka, 1989)

Se han aplicado diversas tecnologías de tratamiento (Griffin, 1988) como son:

- * **Tratamientos físicos.** Son procesos que a través de un cambio en la concentración y/o en la fase, transforman a los constituyentes peligrosos a una forma más conveniente para un procesamiento posterior o una disposición final.

- * **Tratamiento químico.** Son procesos que alteran la naturaleza interna de los constituyentes peligrosos por medio de reacciones. En la mayoría de los casos se estabilizan dichos residuos, pero en otros no es posible tratarlos en un 100%, siendo necesario un tratamiento posterior.

- * **Tratamiento térmico.** Estos procesos emplean altas temperaturas como principal mecanismo para la oxidación del residuo.

- * **Estabilización/solidificación.** Procesos en los que se reduce la peligrosidad que presenta el residuo, por medio de su estabilización y/o inmovilización. Resultando una masa inerte con resistencia mecánica, la cual puede tener otra utilidad.

- * **Tratamiento biológico.** Estos utilizan microorganismos, como son las bacterias, protozoarios y hongos, los cuales transforman los residuos tóxicos (compuestos orgánicos tóxicos) en compuestos inertes, producto de su metabolismo, ya que para la población microbiana, las sustancias peligrosas son su fuente de energía y alimento. Los microorganismos involucrados utilizan la materia orgánica, junto con elementos nutritivos y oxígeno (en caso de ser requerido), para metabolizarla mediante procesos bioquímicos y fisicoquímicos, obteniendo así energía vital y materia viva, además de formas moleculares estables e inorgánicas presentes en la naturaleza. Por lo tanto, la capacidad bioquímica, genética y ecológica de los microorganismos juega un papel importante en la biodegradación de compuestos orgánicos tóxicos. (Horan, 1990).

Los procesos biológicos forman parte de una serie de tecnologías y bases científicas que se emplean para la remoción o estabilización de residuos tóxicos principalmente en aguas residuales y subterráneas, lixiviados de rellenos sanitarios y suelos contaminados. En los últimos años éstos procesos han adquirido gran importancia debido a que ofrecen métodos para una remoción eficaz de contaminantes orgánicos a costos menores con respecto a otros procesos, debido a esto se ha favorecido el empleo de una mayor diversidad de procesos biológicos y tecnologías avanzadas para conseguir una biodegradación eficaz de los compuestos orgánicos tóxicos producidos en las industrias. (Bradshaw, 1992).

Los procesos biológicos se consideran como ecosistemas extremadamente complejos, con muchas interacciones microbianas que llegan a determinar la eliminación de las concentraciones de ciertos residuos tóxicos biodegradables en los efluentes (Leslie, C.P., 1990) es decir, que funcionan como sustrato específico para una población microbiana viable, en la cual intervienen diferentes asociaciones simbióticas entre organismos, principalmente bacterias, algas y hongos microscópicos, además de protozoarios y micrometazoarios. El período de aclimatación, aunque es un intervalo de tiempo durante el cual la biodegradación no se detecta, se debe considerar, ya que en cierta forma se correlaciona con el tipo de biomasa presente en el proceso que se va a preveer (Wiggins, 1988).

Es importante señalar que existen algunos factores que afectan ó modifican las condiciones fisicoquímicas presentes en los ecosistemas, con lo cual se interrumpe la actividad microbiana, junto con la tasa y alcance de biodegradación. Por esto, generalmente es necesario implementar ciertos métodos de bio-enriquecimiento, tales como: adición de nutrientes, sustratos secundarios, modificadores de oxígeno y pH, para favorecer la actividad microbiana (Bradshaw, 1992). Debido a esto, se requieren estudios factibles con los que se evalúa la extensión y tipo de contaminación, la composición o naturaleza del flujo residual, la hidrogeología del sitio, y las interacciones dentro de la comunidad microbiana para degradar los contaminantes de interés. (Aelion, 1991).

Un objetivo principal de los procesos biológicos consiste en controlar los factores requeridos para un desarrollo óptimo de los microorganismos y lograr a su vez la estabilización de materia orgánica, es decir reducción en su contenido orgánico por la incorporación de sólidos coloidales no sedimentables dentro de la biomasa. Entre los factores que se toman en cuenta incluyen: temperatura, pH, salinidad, niveles de concentración de oxígeno, estructura molecular y concentración del compuesto orgánico, presencia de nutrientes ó sustratos secundarios y sustancias tóxicas o inhibitoras, principalmente (Wentz, 1989).

En los procesos biológicos, la carga de contaminantes en los flujos residuales generalmente se describe en términos de parámetros agrupados, tales como la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), demanda química de oxígeno (DQO), o carbón orgánico disuelto (COD), con los cuales también se evalúa la eficiencia del proceso (Bitzi, 1990).

Los procesos biológicos pueden dividirse en función del tipo de metabolismo empleado por los microorganismos que en él intervienen:

1. **Aerobios.** Los microorganismos requieren para su desarrollo y reproducción, suficiente oxígeno disuelto en el líquido bajo tratamiento para romper la estructura molecular de compuestos orgánicos con alto peso molecular, obteniendo productos finales tan simples como dióxido de carbono, agua, nitritos, sulfatos y fosfatos.

En los procesos aerobios, los productos finales de degradación llegan a una oxidación completa y por lo tanto su nivel energético es menor que los productos finales en los procesos de degradación anaerobia. Esto explica el hecho de que se libere mucha más energía en la degradación aerobia que en la anaerobia. Consecuencia de ello es que la degradación anaerobia es un proceso mucho más lento. (Manahan, 1990)

2. **Anaerobios.** Se producen en ausencia de oxígeno, los microorganismos requieren oxígeno combinado en lugar de oxígeno molecular para realizar la biodegradación de los residuos orgánicos. Los productos finales son formas reducidas, como metano, amonio y ácido sulfhídrico.

Los procesos biológicos mencionados anteriormente se pueden dividir en dos categorías:

1. **De crecimiento adherido o película fija.** En estos procesos el potencial de degradación de los compuestos traza, generalmente, se incrementa cuando los microorganismos se encuentran adheridos como película biológica sobre algún medio de soporte inerte, como rocas, materiales plásticos o cerámicos según el tipo de tratamiento biológico empleado. La película biológica fija realiza la conversión de materia orgánica disuelta, y otros constituyentes presentes en las aguas residuales. Los filtros rociadores y biodiscos son ejemplos de éste proceso. (Bouwer, 1985).

Los sistemas biológicos de película fija son menos sensibles a los cambios bruscos en la concentración de residuos líquidos tóxicos del influente, y han demostrado mayor eficiencia para degradar dichos compuestos, ya que se caracterizan por una alta concentración de biomasa que es capaz de inmovilizar los compuestos por adsorción, la cual juega un papel importante para disminuir la concentración de los compuestos orgánicos solubles.

2. **De crecimiento suspendido.** En este caso, los microorganismos crecen suspendidos en el líquido a tratar, formando aglomerados o flóculos de diversos tamaños y consistencias, con esto se logra una mayor superficie de contacto con los nutrientes en los que se encuentran inmersos. Dentro de esta categoría están las lagunas de estabilización, lagunas aireadas, lodos activados, aireación extendida y zanjas de

oxidación. (Wentz, 1989).

La principal desventaja de los procesos biológicos es el incremento de la cantidad de biomasa como consecuencia de la biodegradación, la cual es inestable y por lo tanto requiere manejo y disposición. Por otra parte es necesario considerar la formación de moléculas relativamente complejas ó compuestos químicos tóxicos. (Wentz, 1989).

Los microorganismos son sensibles a los cambios en el medio ambiente, esto se refiere a que la eficiencia de los procesos biológicos depende de ciertos factores, principalmente los que influyen en la proliferación de las especies biológicas particularmente deseadas, con lo cual se obtiene un incremento en la degradación de los compuestos orgánicos.

Existen ciertos criterios para elegir la tecnología apropiada en los procesos biológicos, ya que pueden estar acoplados en serie para tratar adecuadamente los flujos residuales. Sin embargo, cuando determinadas sustancias tóxicas están presentes en el influente, se requieren pretratamientos con el propósito de disminuir sus niveles y proteger así, al sistema biológico. (Bradshaw, 1992).

Tomando en cuenta las bases científicas del tratamiento biológico, se han desarrollado tecnologías de innovación para la estabilización de residuos peligrosos orgánicos.

La Biotecnología en un amplio sentido contribuye a incrementar a través de ciclos biogeoquímicos naturales, la capacidad de agentes microbianos particulares para reciclar compuestos tanto xenobióticos como naturales. (Bradshaw, 1992). La Biotecnología Ambiental es una aplicación específica de la Biotecnología en el manejo de problemas ambientales, incluyendo tratamiento de residuos, control de contaminación e integración con tecnologías no biológicas.

Algunas contribuciones biotecnológicas para el manejo de residuos tóxicos se relacionan con el desarrollo de catalizadores para la degradación y desintoxicación o acumulación de metales y compuestos químicos tóxicos. Por otra parte, ciertas investigaciones sobre determinados procesos naturales son necesarias para que las tecnologías de biorremediación se puedan corroborar; por ejemplo, en el diseño de reactores biológicos es necesario el estudio de las interacciones microbianas y su biología molecular para favorecer el desarrollo de los microorganismos que se pretenden y a su vez minimizar el impacto de las bacterias no requeridas. (Horan, 1990).

*** La biorremediación** es un término que abarca procesos de tratamiento biológico para la purificación de aguas y suelos contaminados, donde se involucra el desarrollo de diversa microbiota, estimulando las capacidades metabólicas de las poblaciones microbianas para la remoción de compuestos orgánicos sintéticos, en forma diluída,

muchos de los cuales son tóxicos. (Manahan, 1990). Los microorganismos utilizan tales compuestos como fuente de nutrientes y/o energía, y los degradan por medio de transformaciones co-metabólicas.

CAPITULO I

PROCESOS AEROBIOS

1.1 INTRODUCCION

El proceso de tratamiento aerobio, se ha empleado para la degradación de la materia orgánica de aguas residuales con éxito; los microorganismos que intervienen para la estabilización de los residuos necesitan oxígeno para su crecimiento. El oxígeno debe estar disponible en la forma de oxígeno libre disuelto, éste es el reactivo esencial para los procesos aerobios, cuando los organismos utilizan los nutrientes orgánicos, consumen al mismo tiempo el oxígeno disuelto; si no se repone el O_2 , el crecimiento microbiano se detiene, ya que los organismos mueren por falta de oxígeno, a éstos tipos de microorganismos se les llama aerobios obligados. La disponibilidad del oxígeno disuelto libre disuelto es, por lo tanto, el factor clave que limita la capacidad de autpurificación de una corriente de agua o la eficiencia del proceso biológico aerobio.

Los procesos aerobios son bioquímicamente eficientes y rápidos, generando productos secundarios que casi siempre son químicamente simples y altamente oxidados, como anhídrido carbónico y agua, por otra parte, se forma nueva materia microbiana como resultado de su reproducción.

Estos son los principios básicos de los procesos de tratamiento residual, en donde se utilizan técnicas de ingeniería para mantener un alto nivel de disponibilidad del oxígeno disuelto, de manera que se pueda mantener una alta población microbiana, para obtener una rápida descomposición aerobia de los nutrientes.

1.2 LODOS ACTIVADOS

1.2.1 Generalidades

Como con otros procesos de tratamiento de oxidación biológica, los lodos activados dependen únicamente de la actividad metabólica de los microorganismos, los cuales utilizan los residuos orgánicos como sustrato, como material de síntesis celular, removiendo así la materia orgánica del agua residual. El único aspecto del sistema se atribuye a los flóculos naturales de los lodos activados, en un estado de suspensión agitada en el tanque de aeración.

El principio básico del proceso consiste en que las aguas residuales se pongan en contacto con una población microbiana mixta, en forma de suspensión floculenta en un sistema aereado y agitado. La materia en suspensión y la coloidal se eliminan

rápida de las aguas residuales por adsorción y aglomeración en los flóculos microbianos. Esta materia y los nutrientes disueltos se descomponen lentamente por metabolismo microbiano, proceso conocido como estabilización. En este proceso, parte del material biodegradable, se oxida a sustancias simples como el anhídrido carbónico, proceso denominado mineralización; parte se convierte en materia viva, llamada asimilación, parte de la biomasa se descompone de la misma manera, proceso llamado respiración endógena.

El proceso oxidativo suministra la energía necesaria para la operación de los procesos de adsorción y asimilación; una vez que se alcanza el grado de tratamiento que se desea, la masa microbiana floculenta conocida como lodos, se separa del agua tratada por asentamiento, en un sedimentador especialmente diseñado. La etapa de separación se conoce como clarificación o sedimentación. El sobrenadante de la etapa de separación es el agua tratada y debe estar virtualmente libre de lodos.

1.2.2 Fundamento Biológico y Factores que Intervienen

Características de los lodos

Las características esenciales de los lodos activados es que deben contener una gran variedad de microorganismos, los cuales sean capaces de degradar diferentes compuestos orgánicos. La población microbiana tiende a adaptarse por sí sola a los nutrientes disponibles, a menos que haga falta un balance nutritivo, como es la deficiencia de un factor esencial de crecimiento, o la presencia de una sustancia inhibitoria o tóxica, o una sustancia que pueda ser utilizada como nutriente por sólo un número limitado de microorganismos. Los materiales suspendidos inactivos también se acumulan en los flóculos biológicos, los cuales se forman durante la aeración. Las bacterias y otros microorganismos de los lodos activados se encuentran en las aguas municipales. La masa microbiana de los lodos se incrementa conforme los microorganismos degradan el material orgánico en el agua residual y crecen en un ambiente aerobio en el tanque de aeración. El crecimiento bacteriano durante la etapa inicial es muy alta porque la concentración de sustrato es relativamente alta a comparación de la población microbiana. Después de una o dos semanas de operación, la planta de tratamiento de lodos activados, la concentración de sólidos suspendidos y el grado de tratamiento que se desean, se alcanzan. (Winkler, 1986)

Los lodos activados representan una complicada mezcla de virus, bacterias, protozoarios y otros microorganismos, formando un ecosistema en el cual todos interactúan entre sí estableciendo un equilibrio ecológico. La respuesta de este sistema representa dificultad para determinar la sensibilidad de una especie determinada a los nutrientes, composición del residuo, y otros parámetros impuestos por el sistema (concentración de sales, turbulencia, pH, temperatura y presencia de microorganismos que compiten por el alimento; por lo tanto muchos de estos no se pueden controlar en

la unidad de operación de tratamiento, muchas de estas características son propias del sistema de tratamiento biológico de residuos, especialmente la formación de los flóculos, que no se pueden controlar directamente.

Los lodos activados están integrados por varios componentes que se pueden clasificar como organismos viables, organismos no viables o moribundos, organismos muertos, materia orgánica inerte y materia orgánica biodegradable. Los organismos viables son los que utilizan los nutrientes orgánicos para producir nuevas células, los organismos no viables, son los que utilizan bioquímicamente los nutrientes pero no se reproducen, y la materia orgánica inerte o no biodegradable incluyen sustancias presentes en los residuos, los cuales no pueden ser transformadas a sustancias más simples.

El crecimiento floculante de los lodos es importante, en primer lugar para la adsorción y aglomeración de materia iónica, coloidales y en suspensión, presentes en las aguas residuales; en segundo lugar para la rápida, eficiente y económica separación de los lodos procedentes de las aguas residuales tratadas. La naturaleza floculenta de los lodos es de gran importancia en la remoción de contaminantes, así como para facilitar la separación de los microorganismos, cuando se haya alcanzado el grado deseado de descomposición. La facilidad de asentamiento asociada con los lodos bien floculados permite también mantener la concentración de lodos en el licor mezclado por recirculación de los lodos asentados con mayor concentración. (Winkler, 1986)

Los flóculos de los lodos son cúmulos de varios millones de células bacterianas, junto con algunos organismos de otras especies y materia inerte, orgánicas e inorgánicas. Sin embargo, los flóculos no se deben considerar como entidades invariantes. Un lodo de buena floculación en un sistema agitado está en un estado de equilibrio dinámico entre la tendencia de los flóculos a agregarse en flóculos mayores y la desfloculación debido al efecto cortante turbulento, que rompe los flóculos en unidades pequeñas, (Tench 1979).

Tipos de bacterias en los lodos activados

En el sistema de lodos activados se encuentran generalmente bacterias heterótrofas, las cuales se agregan en flóculos dispersos en el licor mezclado. Las bacterias son seres unicelulares que miden entre 0.5 y 5 micras, su estructura celular es relativamente simple, éstas utilizan el material orgánico como fuente de carbono y energía. Algunas especies pueden utilizar una amplia variedad de compuestos orgánicos; Existen algunas sustancias que no las pueden utilizar como fuente de energía, pero en combinación con otras sustancias se pueden metabolizar. Las bacterias en los lodos activados se reproducen por fisión binaria (división), con un tiempo de duplicación de 20 minutos en pocos días, dependiendo de la cantidad de alimento.

Protozoarios en los lodos activados

Los principales grupos taxonómicos de invertebrados en los lodos activados son los flagelados, ciliados de vida libre y sesiles, rotíferos, amebas y nemátodos. Estos contribuyen significativamente al proceso y su presencia se considera como un signo de un lodo saludable. Los protozoarios saprófitos consumen partículas de materiales orgánicos como nutrientes. Los ciliados que se encuentra fijos en los flóculos se alimentan de las bacterias dispersas, así como los ciliados que nadan libremente. Otros protozoarios se deslizan sobre la superficie del flóculo, alimentándose de la población microbiana, y algunos de ellos segregan una mucosidad que aumentan el tamaño de los flóculos. El efecto más importante de los protozoarios es la remoción de las bacterias dispersas, que son difíciles de separar del agua tratada.

En el sistema de lodos activados muchas especies de protozoarios se pueden determinar y el número total se encuentra en el orden de 50,000 células/ml. En general una sucesión de especies de protozoarios durante la fase de estabilización del proceso de lodos activados se puede observar de la siguiente manera: Inicialmente, hay más protozoarios flagelados y amebas, después son reemplazados por ciliados libres, seguidos por los ciliados sésiles, los cuales se consideran un signo bueno de un proceso convencional de lodos activados; de esta forma se alcanza el equilibrio ecológico en el sistema de lodos activados, cuando se da un cambio en las condiciones ambientales del sistema, la diversidad ecológica declina, siendo necesario cierto tiempo para reestablecer el equilibrio.

1.2.3 Descripción del Proceso

El proceso de lodos activados es probablemente el sistema más empleado para el tratamiento biológico de aguas municipales e industriales. Los componentes esenciales de la planta de lodos activados es el tanque de aereación y un clarificador, en el cual los sólidos biológicos, se pueden separar del efluente, y una bomba para reciclar los sólidos concentrados al tanque de aereación. La entrada del agua residual se mezcla con los lodos de recirculación en el tanque de aereación y la mezcla se aerea por cerca de 6 horas aproximadamente, ésto depende de la carga orgánica que se maneje. La intensidad de aereación debe ser suficiente para la mezcla contenida en el tanque. La mayor parte de los sólidos sedimentables se recirculan del clarificador al tanque de aereación, pero una porción de estos lodos se desechan. Estos lodos de exceso son el resultado del crecimiento bacteriano, como también la acumulación de sólidos suspendidos no biodegradables que entran al sistema.

Aereación en el proceso de los lodos activados

El propósito de la aereación en el proceso de los lodos activados es proporcionar oxígeno a los microorganismos, como requerimiento para la respiración, para mantener a los microorganismos en suspensión, cuyo objetivo es que estos se encuentren en contacto máximo con el residuo, y para proporcionar un buen mezclado en el tanque de aereación. El principal requisito que debe cumplir un sistema de aereación es la capacidad de transferir oxígeno al licor mezclado, a una tasa equivalente al pico de requerimiento de oxígeno, expresado como la masa de oxígeno transferida por unidad de volumen por unidad de tiempo ($\text{kg O}_2/\text{m}^3$ por unidad de tiempo). El nivel superior de la tasa de transferencia de oxígeno para los dispositivos convencionales de aereación, se han citado de 60 a 70 $\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$. Este concepto asume la existencia de una película de oxígeno en la interface gas-líquido, y una película de líquido entre la otra interface. Esa película se consideran como el principal elemento en el mecanismo de transferencia como si se postulará, que el transporte a través de ella, seguido de baja difusión molecular.

El oxígeno requerido para la biodegradación de material orgánico de las aguas residuales se suministra, introduciendo aire en el tanque de aereación por medio de la difusión de burbujas con equipo mecánico. El equipo de aereación normalmente se evalúa bajo condiciones estandar de temperatura del agua a 20°C y concentración de O_2 de cero. La concentración de O_2 decrece a altas temperaturas.

La transferencia de O_2 es diferente para cada agua residual, por el licor mezclado y las uniones de agua bajo condiciones comparables.

Los regímenes de mezcla en el proceso de lodos activados es nominalmente de flujo pistón o completamente mezclados. La agitación junto con la aereación y el flujo del líquido produce mezclas longitudinales de manera que los sistemas de flujo pistón se encuentran rara vez en un verdadero régimen de flujo pistón, y la dificultad de mezclar un sistema de tres fases de líquido, lodos y burbujas de gas, indica que es difícil obtener un régimen verdadero de mezcla completa. Esto resulta importante en el tratamiento de aguas residuales industriales, las cuales contienen cantidades de sustancias tóxicas o inhibitorias. Se puede entonces mantener a un nivel más uniforme con respecto a las concentraciones de lodos, sustrato y requerimientos de oxígeno.

** Método de separación*

Una parte integral y un importante factor limitante del tratamiento de lodos activados es la separación de los lodos biológicos del agua residual tratada. Para el propósito de reciclamiento de lodos y clarificación del efluente, la sedimentación se emplea con frecuencia, aunque la aplicación del sistema de flotación empieza a adquirir popularidad. Ambas sedimentación y flotación también se utiliza en el espesamiento de

lodos.

La separación por gravedad de lodos activados se obtiene por sedimentación de los flóculos que tienen una densidad específica más alta que el líquido clarificado. Este proceso se realiza en un sedimentador, llamado clarificador o sedimentador secundario.

Las características de sedimentación y espesamiento de lodos activados, varía generalmente con la modificación del proceso, tipo de agua residual y concentración del licor mezclado. Generalmente la velocidad de sedimentación decrece conforme se incrementa la concentración de sólidos suspendidos en el licor mezclado.

* *Lodos en exceso*

Para mantener el sistema en equilibrio, en el caso de lodos activados, después del crecimiento de nueva biomasa, se hace un balance para la eliminación de sólidos biológicos como residuos del sistema, se establece una relación como es: Intervalo de crecimiento específico = Intervalo de lodos en exceso = $1/\text{edad de los lodos}$. Los sólidos de retorno del tanque de sedimentación final al tanque de aereación y la tasa de reciclamiento de lodos, se ven afectados por el tiempo de contacto entre el agua residual y los microorganismos de los lodos activados. La simulación con el modelo matemático muestra que para el período de retención y los lodos de exceso específico, dependen de la variabilidad en el efluente y la masa de DBO promedio de 24 hrs, se reduce debido a la tasa de recirculación.

El promedio del flujo de agua residual requiere del control de operación, y un número de relaciones que se pueden emplear en la remoción de materia orgánica, característica de remoción y exceso de producción de lodos municipales e industriales. La cantidad de sólidos volátiles y sólidos suspendidos, se relacionan con la biomasa activa en el agua residual y con la edad de los lodos; incrementando así la edad de los lodos no activos y en consecuencia la acumulación de los sólidos volátiles en el sistema.

1.2.4 Modificaciones del Proceso

El proceso de lodos activados se puede modificar en diversas formas, desde 1914 cuando el proceso se aplicó por primera vez, se ha visto modificado de diferentes formas. En el proceso original llamado proceso convencional de lodos activados, el agua residual y la recirculación de lodos, entran a un costado del tanque, de tal forma que el licor mezclado fluye en dirección longitudinal y con ayuda de los difusores del sistema de aereación, como resultado da un flujo en espiral, el licor mezclado sale al otro extremo del tanque.

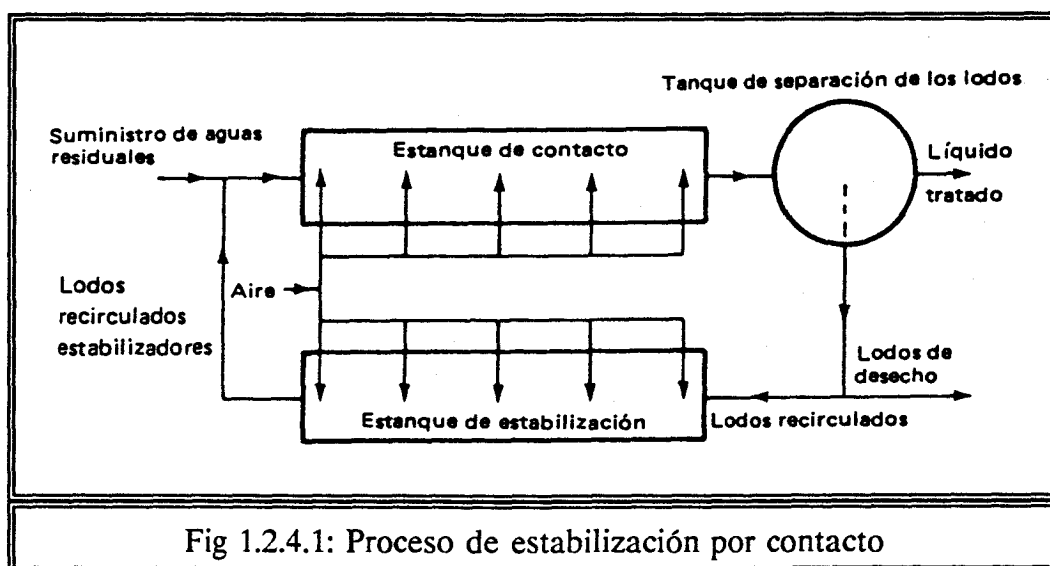
Las diferencias básicas ocurren en el punto de entrada del agua residual al tanque de aereación y el mezclado con los lodos de retorno, la reaereación de los lodos de recirculación antes de entrar en contacto con las aguas residuales y el tipo de flujo es característico del sistema de operación.

Proceso de estabilización por contacto

Este proceso se basa en las propiedades de los lodos activados para el tratamiento de residuos con un alto contenido de materiales biodegradables, coloidales y en suspensión. Las aguas residuales se ponen en contacto con los lodos recirculados en un tanque de aereación, llamado "estanque de contacto", durante un período muy corto de una hora o menos, ya que el proceso de adsorción es relativamente rápido. El licor mezclado pasa luego a la etapa de separación, los lodos asentados que contienen la mayor parte de los sólidos adsorbidos pasa a otra etapa de aereación, llamada tanque de estabilización donde se aerean por un período mucho más largo, hasta 5 ó 6 horas. La descomposición, tanto del material adsorbido como de los lodos, tiene lugar en ésta etapa, de modo que la tasa neta de producción de lodos es ligeramente más baja que en el proceso convencional (Fig 1.2.4.1).

Sistema completamente mezclado

El sistema completamente mezclado, se ha implementado recientemente en el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales. En el tanque de mezcla completa la concentración de oxígeno y la del sustrato son constantes en cada punto a través de todo el volumen del tanque. El sistema permite control automático de transferencia de oxígeno y es relativamente resistente a los cambios de carga orgánica en la entrada del agua residual al proceso, se distribuye de manera uniforme a través de todo el volumen del tanque.



Fuente: Winkler, "Tratamiento biológico de aguas de desecho", 1986.

1.2.5 Ventajas y Desventajas

Las principales ventajas del proceso de lodos activados son:

- Es un proceso que se emplea en el tratamiento de aguas residuales industriales.
- Se ha originado variaciones al proceso original, lo cual representa alto grado de flexibilidad para tratamiento de diversos tipos de aguas residuales.
- Puede tolerar cargas orgánicas altas, comparados con otros procesos de tratamiento biológico.
- El régimen de mezcla completa presenta ventaja ya que el tanque de aereación provee un amortiguador, en el que se suavizan hasta cierto punto las oleadas de las descargas.

Las principales desventajas son:

- Altos costos de diseño, construcción, operación y mantenimiento.
- El proceso es sensible a sólidos suspendidos y a metales.
- Generalmente los lodos de exceso contienen metales y compuestos orgánicos recalcitrantes.

- d) Son sensibles a cambios de carga orgánica bruscos
- e) Necesitan bastante energía para operación.

1.2.6 Aplicación a Residuos Tóxicos

Existe la necesidad de entender el comportamiento del proceso de lodos activados a las variaciones, en las cargas de compuestos tóxicos orgánicos, muchos de estos compuestos (como el pentaclorofenol, cresoles, gasolina, aceite como combustible, hidrocarburos clorados, fenoles y algunos solventes), se pueden tratar satisfactoriamente en la planta de lodos activados, siempre y cuando la entrada al sistema, no tenga variaciones muy altas.

LEWANDOWSK: desarrolló un experimento, para observar la degradación de sustancias orgánicas tóxicas, para ésto utilizó un reactor discontinuo de lodos activados, con carga de 2.5 millones de galones por día de aguas residuales domésticas y el 55% de componentes industriales. La alimentación de sustancias químicas fue de 100 ppm de fenol, 20 ppm de 2-clorofenol, 10 ppm de 2,6-diclorofenol y 10 ppm de ácido 2,4-diclorofenoxiacético. En un reactor puso en contacto la población microbiana previamente aclimatada con el agua residual y en otro puso la población microbiana sin aclimatar. El primer caso se obtuvo la eliminación de fenol en un 100% con un tiempo de retención de una hora con 15 minutos, mientras que en el segundo caso se obtuvo una eficiencia del 95% con tiempo de retención de 25 horas (Scholze, et al, 1988).

MELCER, realizó un experimento para la degradación del 4,6-Dinitro-o-cresol, en un sistema de lodos activados, él llevo a cabo la aclimatación en el reactor, después de esto, obtuvo una remoción del 93% con 5 días de retención.

La planta de medicamentos de Pimpri, Poona; descarga un efluente de 150 a 200 m³/día, con una concentración entre 2000 y 3000 mg/l de triclorofenol. La aguas residuales se tratan con sistema de lodos activados, con adición de nitrógeno y fósforo, el cual remueve el 95% del triclorofenol con un tiempo de retención de 24 horas (Scholze, et al, 1988).

1.3 LAGUNAS AIREADAS

1.3.1 Generalidades

Corresponden a sistemas biológicos de baja tasa, donde se suministra flujo continuo al estanque o laguna permitiendo que los microorganismos en contacto con el agua residual reduzcan bioquímicamente a los constituyentes orgánicos (Ramalho, 1991). La oxigenación y mezcla se dosifican por unidades de aireación mecánica o difusa y por gradientes de velocidad inducidos por los dispositivos de aireación, además de la interfase aire-agua. Con esto se favorece la mezcla de agregados microbianos en la solución logrando a su vez, estabilización de la materia orgánica.

En este proceso no se realiza clarificación y reciclado, aunque generalmente los niveles de energía son demasiado bajos para mantener el oxígeno disuelto en todas las partes de la laguna o para mezclar completamente el sistema (Ramalho, 1991).

Este tipo de lagunas se emplea para aumentar la capacidad de lagunas facultativas sobrecargadas o cuando la disponibilidad de terreno es reducida (Metcalf, 1985).

Son estanques que se caracterizan por un área superficial extensa con una profundidad de 2-6 m, y tiempos de retención de 3 a 10 días, dependiendo de la carga orgánica, del agua residual, tasa de evaporación y pérdida por filtración. (Metcalf, 1985).

La remoción de DBO depende de la naturaleza del agua residual, además de la temperatura, período de aireación, y tiempo de residencia, principalmente (Hammer, 1975).

Este proceso se emplea en el tratamiento de desechos industriales, generalmente cuando no se cuenta con una disponibilidad amplia de terreno, sin embargo su costo energético es alto (Hammer, 1975).

1.3.2 Procesos Biológicos y Factores que Intervienen

La ecología de las lagunas aireadas es completamente diferente a la presente en las lagunas de estabilización de desechos, ya que la introducción de aireadores mecánicos, además de la turbiedad provocada por los sólidos suspendidos impide el crecimiento de algas, siendo reemplazadas por bacterias heterótrofas que se desarrollan en forma de agregados y se establecen bajo condiciones quiescentes (Horan, 1990).

Los sólidos suspendidos se acumulan cuando los microorganismos crecen y se reproducen. Para obtener una calidad elevada del efluente, éstos sólidos biológicos se deben separar del efluente.

En las lagunas aireadas la producción de biomasa generalmente es pequeña. Cuando están presentes condiciones adecuadas, la velocidad de disminución de DBO está en función de la estabilización de los lodos, tiempo de residencia, temperatura óptima (generalmente mesofílica), pH adecuado (6-8), naturaleza de las aguas residuales y concentración de sólidos suspendidos (Martínez, 1990).

1.3.3 Descripción Física del Proceso

Las lagunas aireadas utilizan recirculación o aireación obtenida mediante el empleo de dispositivos mecánicos de aireación o de difusión ya sea superficiales o fijos. Ocasionalmente, en lagunas muy profundas, pueden colocarse turbinas sumergidas con el propósito de proveer mezcla adecuada. En este proceso no es necesaria la clarificación y el reciclado (Martínez, 1990).

Los aireadores además de satisfacer la demanda total de oxígeno en las aguas residuales, también proveen energía necesaria para la mezcla del líquido, con lo cual se mantienen los sólidos en suspensión y el oxígeno disuelto se distribuye a través del estanque.

Dependiendo de la potencia instalada en el equipo de aireación con relación al volumen de la laguna, éstas pueden operar con un régimen de mezcla completo, donde la actividad es netamente aerobia; o parcialmente mezcladas, que se caracterizan por zonas en las que no hay influencia de los aireadores, por consiguiente, los lodos sedimentan y se producen a su vez condiciones anaerobias.

La demanda de oxígeno en las lagunas aireadas varía de 0.9-1.4 DBO·d, dependiendo de la naturaleza del agua residual, régimen de mezcla y temperatura (Martínez, 1990).

El nivel energético requerido para la mezcla está en función del tamaño de la laguna, geometría y concentración de sólidos suspendidos. La concentración de sólidos suspendidos en las lagunas aireadas varía entre 200-300 mg/l, para esto se requiere un nivel energético aproximado de 6 W/m³. Cuando el nivel energético aumenta, hay un incremento lineal en la concentración de sólidos suspendidos. Por lo tanto si la carga orgánica se incrementa pueden requerirse más aireadores, aunque el espacio mínimo requerido para evitar interferencia entre aireadores de 75 kW es de 20 m (Hammer, 1975).

Niveles de potencia inferiores a 0.001 CV/m³ son insuficientes para mantener la disolución de oxígeno, y la concentración de sólidos suspendidos en este nivel de potencia mínimo es mucho mayor de 30-40 mg/l.

Debido a que en las lagunas de mezcla completa todos los sólidos se mantienen en suspensión, el efluente contiene una concentración mucho mayor que la correspondiente a las lagunas facultativas y en consecuencia un valor elevado de DBO insoluble.

Cuando la concentración de productos orgánicos solubles son más elevados en el influente, se producen mayores cantidades de sólidos biológicos y la velocidad específica de consumo de sustrato, permanece proporcional a la concentración de compuestos orgánicos solubles en la laguna.

La carga orgánica fluctúa entre 8 y 320 kg DBO₅/1000m³·día, sin embargo, la eliminación de materia orgánica está en función del tiempo de retención, concentración de sólidos biológicos, temperatura y naturaleza de las aguas residuales a tratar. Las velocidades de remoción de la materia orgánica y retroalimentación son mayores durante los meses de verano.

El funcionamiento de las lagunas aireadas se ve fuertemente afectada por los cambios bruscos de temperatura, los cuales se deben a cambios en la corriente de alimentación o a las condiciones ambientales. El calor que se pierde mediante procesos físicos que comprenden la radiación, evaporación y convección es recuperado a través de radiación solar y a la carga térmica en la corriente de alimentación.

Se ha observado que la velocidad de disminución de DBO aumenta casi al doble por cada incremento de 10°C. Por otra parte, en climas cálidos donde la temperatura del lodo excede 20°C, éste es removido por digestión. Si la temperatura desciende, los sólidos se acumulan rápidamente antes de que se puedan digerir. En la mayoría de casos, la tasa de digestión durante los meses de verano es adecuada para reducir el lodo acumulado durante el invierno.

1.3.4 Modificaciones del Proceso

Con respecto al nivel de turbulencia, Ramalho (1991), clasifica las lagunas en dos categorías:

1. De mezcla completa, donde el nivel de turbulencia es suficiente para mantener los sólidos en suspensión y proporcionar oxígeno disuelto en todo el volumen del líquido. Los tiempos de residencia son normalmente menores de tres días y los niveles de potencia superiores a 0.007 C.V. por m³ del estanque, aproximadamente diez veces superior a los requeridos en las lagunas aireadas. La suposición de mezcla completa resulta cuestionable en el proceso de lagunas aireadas, lo cual conduce a una formulación de un modelo matemático simple para la laguna. El efluente contiene una concentración mucho mayor que la correspondiente a las lagunas facultativas, y en consecuencia un valor elevado de DBO insoluble (Martínez, 1990).

2. Lagunas facultativas, donde el nivel de turbulencia es insuficiente para mantener los sólidos en suspensión, contándose exclusivamente con el necesario para suministrar oxígeno disuelto en todo el volumen del líquido. Parte de los sólidos decantan en el fondo de la laguna donde sufren descomposición anaerobia. Los tiempos de retención varían entre seis y quince días y los niveles de potencia están comprendidos entre 0.001 y 0.007 C.V. Se presenta una formación gradual de residuo que debe ser evacuado a intervalos de 1-10 años. Normalmente se operan con altos niveles de carga orgánica en el influente (generalmente exceden 1-2 lb/DBO·d), debido al bajo contenido de microorganismos suspendidos en el estanque (Martínez, 1990).

Para los sistemas de una sola etapa con mezcla completa, la separación de sólidos se logra instalando una base de asentamiento posterior a la laguna. Para sistemas parcialmente mezclados de 1 y 2 etapas, (la primera aerobia y la segunda facultativa, se operan en serie) la separación de sólidos se lleva a cabo debido al asentamiento en el fondo de la laguna facultativa, por lo tanto la velocidad de incremento de los lodos en la base de ésta última se debe estimar para que la laguna pueda limpiarse antes de que la eficiencia del sistema se vea considerablemente afectada.

Existen dos condiciones que favorecen la operación en serie de las lagunas, la primera es la disponibilidad del terreno, ya que es posible minimizar el tamaño de la primera laguna para poder obtener una temperatura alta en la misma, consecuentemente la velocidad de reacción también aumenta. La segunda condición se presenta cuando se requiere un control estricto de los sólidos en el efluente, generalmente se recomienda el uso de una laguna completamente mezclada seguida por una laguna facultativa, la cual permite el asentamiento de sólidos, logrando así un contenido mínimo de éstos en el efluente.

En las lagunas aireadas en serie, puede hacerse la siguiente disposición para disminuir la DBO total en el efluente: la primera laguna se diseña con un nivel de potencia suficientemente elevado de forma tal que prevalezcan condiciones de mezcla completa, logrando que la mayor parte de la DBO soluble en el influente se consuma, ésta primera laguna puede ser seguida por otras lagunas de mezcla completa hasta alcanzar un consumo casi total de la DBO soluble y continuar posteriormente con una serie de lagunas facultativas para separar la mayor parte de DBO insoluble.

1.3.5 Biodegradación de Residuos Tóxicos

Las lagunas aireadas son un tratamiento biológico común para los residuos de la industria papelera, ya que se caracterizan por su estabilidad cuando se presentan variaciones durante el proceso de fabricación. Aunque sus principales desventajas son el largo tiempo de retención hidráulico (4-7 días), además de que requieren grandes áreas y su eficacia se reduce durante la temporada invernal. Por otra parte, los costos de operación aumentan debido a la energía requerida para la aireación. (Boman, et.al., 1988).

El límite de cloro orgánico total (LCOT) se reduce a cerca del 21%, y la eficiencia de remoción (90%) de algunos compuestos como ácidos di-tricloroacéticos, mientras que la cantidad de diferentes fenoles clorados se reduce entre 20-60%. Puede lograrse una reducción del 90% de cloroformo (principalmente por volatilización). Los compuestos clorados de alto peso molecular probablemente se adsorben en la superficie de las bacterias (Boman, et.al., 1988).

Este proceso también se ha empleado en el tratamiento de aguas residuales de la industria petroquímica, generalmente como un proceso anterior al de lagunas de estabilización de desechos o como un proceso intermedio (Ramalho, 1991).

1.3.6 Consideraciones para su Diseño

El diseño de las lagunas aireadas debe cumplir con los siguientes objetivos:

1. Que el tiempo de retención sea suficiente para llevar a cabo la eliminación deseada de sólidos suspendidos.
2. El volúmen debe ser adecuado para el almacenamiento de lodos.
3. Conseguir la mínima colonización de algas posible.
4. Minimizar los olores emanados de la planta. (Ramalho, 1991).

Además se debe disponer una superficie de terreno grande a bajo costo y tomar en cuenta el costo energético con el fin de que el volumen, régimen de mezcla y tiempo de residencia queden definidos. También es necesario considerar la temperatura mínima del influente durante los meses fríos, ya que en los climas cálidos operan con un tiempo de retención hidráulico de 2-5 días, mientras que en climas templados, el tiempo de retención puede ser hasta de tres meses, lo cual varía dependiendo de la concentración de materia orgánica en el influente y su tasa predeterminada de remoción. Otros factores que deben considerarse son la concentración de oxígeno disuelto y ciertas características en la transferencia de oxígeno con relación a los factores propuestos, generalmente la saturación de oxígeno en una laguna varía del 90-98%.

1.3.7 Ventajas y Desventajas

Las principales ventajas son:

1. Constituyen una herramienta muy útil en ciertas circunstancias, ya que su área requerida es menor que en el caso de las lagunas facultativas y anaeróbicas.

2. No producen olores y proveen mejor eficiencia y capacidad de amortiguamiento contra variaciones en la carga orgánica, esto las hace apropiadas, donde el lugar destinado al tratamiento es muy céntrico, o donde el valor del terreno es muy alto.
3. El agua tratada se puede utilizar sin restricciones en riego agrícola, llenado de lagos o en procesos industriales que no requieran agua de primer uso.
4. La obra civil es de fácil ejecución se puede efectuar a nivel local.
5. Este sistema, en una primera etapa puede fungir como lagunas facultativas, para posteriormente equiparse con aireadores superficiales.
6. No requiere tratamiento de lodos (Metcalf, 1985).
7. Pueden constituir una gran solución en el caso de desechos industriales, que por su carácter ácido, caústico o tóxico, no sean favorables al uso de lagunas facultativas. (Ramalho, 1991).

Algunas desventajas son:

1. Se requiere gran inversión para comprar el equipo aireador y en el gasto mensual de operación y mantenimiento.
2. Requiere de equipos electromecánicos de altos consumos de energía.
3. El terreno donde se ubique la planta debe ser sensible, plano y con características impermeables del material subyacente.
4. El equipamiento electromecánico de la planta requiere de personal especializado, así como su mantenimiento y operación (Metcalf, 1985).
5. Si el equipo de aireación es inadecuado, el depósito de sólidos y la oxigenación reducida dan como resultado descomposición anaerobia, junto con malos olores (Martínez, 1990).
6. Se requiere pretratamiento y control de residuos industriales, ya que grandes entradas de otros residuos tóxicos biodegradables pueden causar trastornos en el proceso.

1.4 LAGUNAS DE ESTABILIZACION DE DESECHOS

1.4.1 Antecedentes

La utilización de lagunas para estabilizar aguas residuales o desechos orgánicos, ya sea en forma casual o deliberada, es tan antigua como la naturaleza misma. Sin embargo, el empleo de lagunas como un recurso técnico o como un medio aceptado con este propósito, se desarrolló a partir de la segunda mitad del siglo XX.

En E.U.A. se llevó a cabo la estabilización fotosintética por primera vez en la ciudad de San Antonio Texas, por el año de 1901.

La primera laguna de estabilización construida por ingenieros para tratar agua de albañal, fue la de Maddock, en Dakota del Norte, en 1948. Las lagunas de estabilización constituyeron un cambio radical en la técnica del tratamiento, aunque no fueron fácilmente aceptadas por muchos ingenieros sanitarios que se resistían a creer que instalaciones tan simples como éstas pudieran sustituir a los métodos convencionales de tratamiento. A pesar de eso, a finales del año de 1955 se habían construido más de 100 lagunas de estabilización en esa parte de los Estados Unidos. Al llegar el año de 1984, más de 7,000 lagunas de estabilización se han utilizado en E.U.A. para el tratamiento de aguas residuales. Estas lagunas tratan una variedad de desechos líquidos, que van desde aguas servidas de tipo doméstico hasta desechos industriales complejos. (Sáenz, 1992).

1.4.2 Generalidades

Las lagunas de estabilización de desechos son una profunda excavación que recibe flujo continuo de aguas residuales, con períodos de retención de magnitud considerable, generalmente ordenadas en serie, de manera tal que las lagunas sucesivas reciben el flujo de una laguna previa. El grado de tratamiento está en función al número de lagunas en la serie y al tiempo de retención del agua residual en cada laguna.

Las lagunas requieren mantenimiento simple y por lo común la luz solar es su fuente de energía, por consiguiente, el tratamiento es lento y el tiempo de retención de las lagunas en serie se mide en semanas. Las lagunas requieren grandes terrenos, ésta es su principal desventaja.

Cuando las aguas residuales se descargan en lagunas de estabilización, se realiza un proceso conocido con el nombre de autodepuración, o estabilización natural, en el que ocurren fenómenos de tipo físico, químico, bioquímico y biológico.

En las lagunas de estabilización no hay mezcla completa, sino flujo disperso, aunque el grado de dispersión depende de la geometría de las lagunas. La calidad en el

efluente varía con respecto a la ubicación de las estructuras de entrada y salida en las lagunas, además del diferente tipo de estructura.

Las lagunas de estabilización son sedimentadores sobredimensionados, por lo tanto, en las lagunas primarias se puede retener hasta el 100% de sólidos sedimentables y no se llevan a cabo procesos de floculación biológica como en el caso de lodos activados y biofiltros, es decir que la sedimentación secundaria no está presente en este proceso.

El diseño de las lagunas de estabilización debe cumplir con los siguientes objetivos:

1. Protección epidemiológica, a través de la remoción de organismos patógenos presentes en las aguas residuales, con lo cual se dificulta la transmisión de los mismos y por lo tanto contribuyen a la disminución de las enfermedades entéricas y de parasitismo.
2. Que exista una adecuada remoción de carga orgánica con un balance hídrico positivo y a su vez que el nivel de oxígeno disuelto en estos cuerpos receptores se vea menos comprometido, para proteger ecológicamente a los organismos acuáticos y sobre todo satisfacer las necesidades de agua potable para consumo humano, industrial y comercial. (Sáenz, 1992).

Los factores que afectan las condiciones hidráulicas y biológicas en las lagunas de estabilización y que juegan un papel trascendental en la cinética de las reacciones que se llevan a cabo, son principalmente:

1. Los fenómenos meteorológicos como vientos, temperatura, precipitaciones pluviales, radiación solar y evaporación.
2. Factores físicos: área superficial, altura, cortos circuitos y dispersión de flujos.
3. Factores químicos: pH (ligeramente alcalino), materiales tóxicos, oxígeno disuelto.
4. Factores microbiológicos, principalmente nutrientes. (Sáenz, 1992).

Para determinar el comportamiento de las lagunas de estabilización es importante tomar en cuenta la eficiencia de remoción de DBO, patógenos y otros parámetros, además de ciertos aspectos como la geometría de las lagunas, diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida, dispositivos para medir la velocidad y distribución de flujo, remoción de flotantes, diseño y mantenimiento de los diques, problemas con pérdidas excesivas de agua, problemas con vectores y olores, acumulación, manejo y remoción de lodos (Sáenz, 1992).

1.4.3 Clasificación de Lagunas

Las lagunas se pueden emplear como un proceso único o en combinación con otro proceso para el tratamiento de aguas residuales. Las lagunas de estabilización pueden clasificarse:

I Según el tipo de interacciones biológicas que prevalecen:

1 Lagunas facultativas

2 Lagunas aereadas

2.1 De mezcla completa

2.2 De mezcla parcial

3 Lagunas aerobias (también conocidas como lagunas de alta tasa)

4 Lagunas anaerobias

5 Lagunas de maduración

II Con respecto a la duración y frecuencia de descarga.

III La extensión posterior en el tratamiento de lagunas (lagunas en serie).

IV Según el arreglo entre celdas.

Sáenz (1992), hace referencia a la clasificación de lagunas en serie:

a) Primarias, las cuales reciben agua residual cruda

b) Secundarias

c) Lagunas de acabado o pulimento (terciarias, cuaternarias, quindenarias, etc.)

d) Lagunas en paralelo

1.4.4 Diferentes Arreglos de Lagunas en Serie

Se ha podido apreciar una mejoría importante en la calidad bacteriológica de los efluentes haciendo arreglos de lagunas facultativas en serie.

El uso de una laguna anaerobia primaria (y en algunos casos de una secundaria) como tratamiento previo a las lagunas facultativas, logra algunos beneficios importantes entre los que caben destacar la economía del área en el proyecto, eliminación de ciertos parásitos y protozoarios que logran sobrevivir en las lagunas facultativas.

El empleo de reactores anaerobios de manto de lodos y flujo ascendente (UASB) como tratamiento previo a las lagunas de estabilización permite reducir el área, además del riesgo de producción de malos olores (como en el caso de lagunas anaeróbicas). Debido al bajo período de retención hidráulico, la eficiencia de los reactores UASB en la remoción de patógenos es muy baja, aunque ésto se puede compensar construyendo lagunas facultativas más profundas.

La disposición más común en las lagunas de estabilización corresponde a una laguna anaerobia junto con una facultativa, ordenadas en serie y seguidas por un número de lagunas de maduración.

Lagunas en paralelo

El objetivo principal de las lagunas en paralelo no corresponde a mejorar la calidad del efluente, sino ofrecer muchas ventajas desde el punto de vista constructivo y operativo. Un buen diseño debe tener por lo menos dos lagunas primarias en paralelo. Las lagunas primarias acumulan gran cantidad de lodos por lo que requieren una limpieza periódica, aunque las anaerobias se deben limpiar con más frecuencia debido a su menor período de retención. Una ventaja en la operatividad en conjunto de dos o más lagunas es que permite sobrecargar una de éstas, mientras se lleva a cabo la limpieza en las otras, sin interrumpir completamente el funcionamiento.

1.4.5 Descripción Física del Proceso

La tabla 1.4.5 resume las características de operatividad de los diferentes tipos de lagunas.

Tabla 1.4.5

Tipo de laguna	Profundidad (m)	Tiempo de retención (d)	Carga orgánica (kgDBO₅/ha·día)	Remoción DBO (%)	Uso común
Anaerobia	2-5	3-10	250-400	40-60	Sedimentación de sólidos, estabilización del influente, remoción de helmintos (70%).
Facultativa	1-2	4-6	50-350	60-85	Remoción de coliformes fecales.
Maduración	1-2	12-18	-----	30-60	Remoción de nitrógeno, patógenos, helmintos y coliformes fecales.
Aerobia	0.3-0.80	2-6	100-200	65-70	Para tratar efluentes de otros procesos.

FUENTE: Saenz, F.R., 1992, "Consideraciones en relación con el uso de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales" (OPS/OMS), México, 1992.

1.5 LAGUNAS FACULTATIVAS

1.5.1 Generalidades

Las lagunas facultativas son una combinación de lagunas anaerobias y aerobias, su diseño permite el crecimiento de organismos aerobios, anaerobios y facultativos. Su papel principal es la remoción de DBO. Este es el tipo de lagunas más usado, ya que por su flexibilidad, requiere menos terreno que las aerobias y no producen olores molestos. (Martínez, 1990).

La estratificación térmica da como resultado que las reacciones anaerobias predominen en el estrato inferior de estas lagunas debido a que la penetración de la luz solar es muy limitada (de 5 a 15 cm). La oxidación aerobia junto con la fotosíntesis se presenta en el estrato superior de las lagunas donde predominan organismos fotoautótrofos (principalmente algas microscópicas).

En este proceso se establece una simbiosis entre bacterias y algas:

Los microorganismos heterótrofos requieren grandes cantidades de oxígeno disuelto para metabolizar la materia orgánica, donde los productos finales son: dióxido de carbono, agua, nitratos, sulfatos y fosfatos, los cuales son utilizados por las algas como materia prima el proceso de fotosíntesis, aumentando la concentración de oxígeno disuelto en el agua, por lo tanto la eficiencia del proceso es mayor (Sáenz, 1992).

La combinación de metabolismo aerobio y anaerobio dentro del mismo cuerpo de agua permite que sea posible el ciclo completo de nutrientes, principalmente carbón, nitrógeno y azufre bajo condiciones apropiadas. En las lagunas facultativas se lleva a cabo remoción de nitrógeno y azufre en gran cantidad donde intervienen diferentes mecanismos (Horan, 1990).

Cuando la luz solar es intensa, son posibles concentraciones sobresaturadas de oxígeno por la alta tasa de fotosíntesis que se lleva a cabo en el estrato denso de algas (50 cm de profundidad desde la superficie), éstas emplean grandes cantidades de dióxido de carbono y como consecuencia el pH alcanza valores muy alcalinos (9.5). Conforme la profundidad aumenta, el oxígeno decrece y lo utilizan las bacterias heterótrofas para la respiración aerobia (Horan, 1990).

El metabolismo anaerobio en la materia sedimentada origina la formación de gases como nitrógeno y sulfuro de hidrógeno los cuales acarrearán pequeñas partículas de lodo hacia la superficie. Durante el día, el estrato superior de la laguna es aerobio y se presenta una rápida oxidación química del sulfuro de hidrógeno, esto no sucede cuando la laguna es completamente anaerobia (durante la noche), debido a la presencia de microorganismos metanogénicos (Horan, 1990).

Las principales ventajas de las lagunas facultativas son:

1. No requieren instalaciones electromecánicas.
2. Necesidades de operación y mantenimiento mínimas.
3. En una segunda etapa se pueden adaptar como sistemas de lagunas aereadas, absorbiendo los incrementos en caudal a futuro sin ampliaciones o construcción de nuevas lagunas.
4. No requieren tratamiento de lodos.
5. El efluente se puede disponer en riego agrícola.

Sus desventajas son:

1. Forman parte de los sistemas que requieren mayor superficie de terreno.
2. Es posible que se produzcan malos olores ocasionalmente, además de la presencia de vectores.
3. El terreno donde se ubique la planta debe ser sensible, plano y con características impermeables del material subyacente.

1.6 FILTROS ROCIADORES

1.6.1 Antecedentes

Los filtros rociadores son uno de los procesos más antiguos empleados en el tratamiento de aguas residuales. En 1893, Joseph Corbett instaló este sistema en Salford, Inglaterra (Lucero, et.al., 1991).

En Estados Unidos, en 1901 se empleó el primer filtro rociador a nivel piloto en Madison, Wisconsin. En los años siguientes, principalmente a partir de 1930 adquieren gran auge cuando se utilizan los mecanismos de distribución de agua residual sobre lechos filtrantes. Durante 1936, se empleó por primera vez la recirculación en algunas plantas de tratamiento de aguas residuales, y en los años 50's se introdujeron los empaques plástico como medio filtrante (Hernández, 1990). En la década de los 60's disminuyó la construcción de filtros rociadores debido a la utilización de lodos activados que producen efluentes de mejor calidad (Lucero, et. al., 1991).

El empleo de filtros con lecho sintético, recientemente han causado una variedad de cambios en el diseño y construcción de los filtros rociadores. Estos medios, con un volumen de baja densidad, dan como resultado, el uso de filtros más profundos que operan con tasas de distribución de cargas orgánicas e hidráulicas ampliamente incrementadas (Samson, et. al., 1990).

En México, a pesar de que existen pocos sistemas de este tipo, no se conoce con exactitud cuando se inicia su empleo, aunque es muy probable que el primer filtro haya sido construido en la Industria Eléctrica Mexicana (IEM) por el año de 1948 (Lucero, et. al., 1991).

1.6.2 Generalidades

Los filtros rociadores forman parte de los procesos biológicos de crecimiento adherido y su función principal es convertir bioquímicamente la materia orgánica soluble y coloidal a compuestos establecidos (Hernández, 1990). Son un sistema de medio fijo, donde el medio sólido de soporte (natural o sintético) se dispone en forma de lecho empacado a través del cual gotea el agua residual. Sobre el medio de soporte se desarrolla una película de microorganismos, y el oxígeno y los nutrientes presentes en el líquido a tratar se difunden dentro de la película microbiana para ser metabolizados.

Las dimensiones del lecho en el cual se dispone el medio sólido de soporte, depende de la naturaleza del medio, además de la concentración y tipo del agua residual por tratar.

En el funcionamiento del proceso, el agua residual previamente sedimentada se distribuye mecánicamente a una tasa controlada, en forma de pulverización uniforme sobre la parte superior del lecho por medio de rociadores fijos o conjuntos móviles de aspersores, y gotea a través del empaque para caer en un tanque colector situado debajo del lecho. El efluente así como los sólidos biológicos y los productos finales inorgánicos que se desprenden se separan posteriormente en un clarificador final (Ramalho, 1983; Winkler, 1986).

Comúnmente la filtración biológica se clasifica como tratamiento aerobio, aunque de hecho es un sistema facultativo, ya que se involucran tanto procesos aerobios como anaerobios (Hammer, 1975).

La materia orgánica soluble y coloidal contenida en las aguas a tratar se separa mediante oxidación aerobia, bioadsorción, coagulación y descomposición anaerobia; en esencia, en los filtros rociadores no existe disminución de la carga orgánica por filtración mecánica (Ramalho, 1983).

1.6.3 Procesos Biológicos y Factores que Intervienen

La película biológica que se desarrolla en la superficie del medio sólido, se compone de una población muy variada de microorganismos como bacterias, protozoarios, rotíferos, algas, hongos, larvas de insectos y nemátodos. (Horan, 1990). Debido a que la mayoría de residuos industriales presentan nutrientes diluidos, es importante proveer suficientes superficies de contacto para aumentar las actividades fisiológicas de la película biológica. Como resultado de los cambios en la composición de aguas residuales que pasan a través del filtro, éste se caracteriza por una estratificación vertical de especies microbianas (Nemerow, 1991).

La biopelícula tiene un espesor que varía entre 0.1 y 2.0 mm., está formada por una subcapa anaerobia y otra aerobia. Se ha observado que a mayor Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) en el efluente, es mayor el espesor de la subcapa aerobia, debido al consumo más rápido de oxígeno. Cuando aumenta dicho espesor, puede presentarse obstrucción en el filtro, impidiendo el flujo del agua residual y la transferencia de oxígeno a los microorganismos aerobios (Ramalho, 1983).

En la parte superior del filtro, se deposita el agua residual previamente sedimentada, que se caracteriza por presentar una concentración alta de oxígeno, la cual proviene principalmente de la atmósfera y está expuesta a la luz solar, con esto se proveen condiciones ideales para el desarrollo de algas filamentosas como *Phormidium* ó *Stigeoclonium*; su rápido crecimiento genera obstrucción en el flujo de las aguas residuales, trayendo como consecuencia un decremento en la ventilación.

El desarrollo y colonización de la película biológica se inicia cuando las bacterias encapsuladas se adhieren a la superficie del medio condicionada con una película orgánica; es un proceso muy rápido donde frecuentemente se involucran los géneros *Zooglea*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium* y otras bacterias heterótrofas. Después de 5 días, generalmente predominan las bacterias filamentosas mientras que en un período de semanas, abundan los géneros de hongos *Fusarium*, *Geotrichum* y *Sporotrichum* los cuales se desarrollan más despacio. Además se promueve el crecimiento de otros géneros de algas como *Euglena*, *Chlorella* y *Oscillatoria*, su papel principal es la remoción de nitrógeno y fósforo, aunque en ausencia de luz pueden actuar heterotróficamente removiendo una pequeña porción de DBO. La película biológica madura comprende una capa externa compuesta principalmente por hongos, una intermedia con hongos y algas, además de la interna con bacterias, hongos y algas. Los protozoarios y las bacterias predominan en la capa superficial del filtro y hasta donde penetra la luz solar, se presentan algas filamentosas, hongos y gusanos, principalmente; mientras que en las regiones más profundas existe una diversa variedad de especies, incluyendo nemátodos, rotíferos, ácaros, larvas de insectos y caracoles (Horan, 1990).

Durante el trayecto de las aguas residuales a través del filtro, la materia orgánica junto con el oxígeno y nutrientes son oxidados por los microorganismos heterótrofos. El amonio, nitrato y oxígeno que se difunden a través de la película los utilizan las bacterias nitrificadoras, las cuales compiten con las bacterias heterótrofas por el suministro de oxígeno, dando como resultado un incremento de NO_2 y NO_3 . (Nemerow, 1991). Sin embargo, debido a que la disponibilidad de oxígeno está en función de la concentración de DBO, parece que las bacterias heterótrofas se desarrollan más rápido que las nitrificadoras cuando la materia orgánica biodegradable se encuentra fácilmente disponible, por lo tanto es necesario limitar la tasa de carga orgánica a un intervalo de $0.16\text{-}0.19 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ para lograr la remoción de amonio en un 75%. Generalmente las cargas orgánicas están por arriba de $0.4 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, como consecuencia la nitrificación está ausente ó limitada en las partes más profundas del filtro (Horan, 1990).

La cantidad de materia orgánica y oxígeno disponible para el desarrollo de los microorganismos depende del espesor de la película y de la carga orgánica e hidráulica aplicadas al filtro, lo cual determina hasta cierto grado, la eficiencia del tratamiento (Chen, 1981).

Los siguientes fenómenos provocan incremento en la oxidación biológica:

1. Las superficies sólidas hacen posible la concentración de nutrientes y su absorción desde la superficie por medio de enzimas.
2. Los espacios entre las células bacterianas y la superficie de contacto, actúan como puntos de concentración, retardando la difusión de axoenzimas y metabolitos ausentes en las células, con lo cual se favorece la absorción y digestión de materia prima.

3. Los intersticios entre la superficie del medio sólido y la película biológica producen condiciones óptimas de óxido-reducción y otras reacciones fisicoquímicas (Nemerow, 1991).

Los microorganismos aerobios que se encuentran en la parte superficial de la película biológica se reproducen rápidamente, consumiendo grandes cantidades de oxígeno y materia orgánica residual, debido a esto se impide la penetración de tales compuestos en las partes más profundas de la misma, generándose entonces condiciones anaerobias. Posteriormente, los microorganismos anaerobios consumen a los microorganismos aerobios que no reciben alimento y oxígeno, y por medio de la degradación se forman ácidos orgánicos, metano y ácido sulfhídrico (Horan, 1990).

Los gases producidos tienden a separar la capa adherida al medio filtrante, éste fenómeno se denomina desprendimiento, el cual se favorece por la fuerza cortante del agua residual aplicada, permitiendo así, el crecimiento de una nueva película biológica (Hammer, 1975).

Además del gradiente horizontal en el consumo de nutrientes, a medida que la DBO se remueve progresivamente, se observa una pendiente en el gradiente vertical, lo cual influye en la distribución de los protozoarios dentro del filtro (Horan, 1990).

Por otra parte, hay un incremento en la alcalinidad del agua residual como resultado del CO_2 disuelto y a la alta concentración de oxígeno que se introduce a través de los tubos de aireación, el cual no se remueve por oxidación (Chen, 1981).

El oxígeno extraído de las aguas residuales se abastece por el aire que circula a través de los espacios vacíos en el medio filtrante, debido a esto debe proveerse un adecuado sistema de ventilación para que haya suficiente oxígeno disuelto y las condiciones aerobias permanezcan, evitando a su vez que se desarrollen condiciones anaerobias, olores desagradables y una disminución en la eficacia del tratamiento. (Zickefoose, 1986). Otra porción de oxígeno se suministra por convección, debido a la diferencia de temperatura entre las aguas residuales y el medio filtrante. Para favorecer la ventilación, ésta se puede forzar inyectando $0.3 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{min}$, de forma artificial. (Chen, 1981).

A los sólidos biológicos que se desprenden se les denomina humus y se arrastran junto con el efluente tratado, éste contiene una menor cantidad de materia orgánica además de partículas, colectándose en el fondo del filtro a través de un sistema de drenaje o bajo dren y se envía hacia un tanque de clarificación final para su separación. Durante las temporadas invernales, disminuyen las actividades metabólicas de los microorganismos, por lo tanto es menor la tasa de sólidos acumulados en el filtro. En los meses cálidos, cuando la actividad de los microorganismos se incrementa nuevamente, hay un desprendimiento continuo de la película biológica (Metcalf, 1985).

Algunas variables que deben tomarse en cuenta para el diseño y efectividad del proceso dependen entre otros factores, del crecimiento de los organismos biológicos sobre la superficie del medio filtrante, distribución de cargas orgánica e hidráulica, presión hidrostática del flujo, naturaleza de los constituyentes, tipo de medio filtrante y circulación del aire a través de éste, además de los factores ambientales y el diseño ó geometría del filtro (Nemerow, 1991).

1.6.4 Descripción Física del Proceso

La profundidad de filtros rociadores puede ser desde 1.8 hasta 12 m, su estructura es circular o rectangular, se construyen de material como concreto reforzado cuyo espesor va de 200 a 300 mm., también pueden emplearse tabiques de arcilla vitrificado o bloques de concreto precolados. Los muros de contención deben soportar la carga de relleno y biomasa, además de la generada por efecto del viento (Winkler, 1986).

La superficie específica corresponde a una de las propiedades más importantes de los filtros rociadores, se define como los m^2 de superficie de relleno por m^3 de volumen total. Cuanto mayor sea la superficie específica mayor será la cantidad de biomasa por unidad de volumen. Otra característica es el porcentaje de espacios vacíos, ya que a medida que aumenta se consiguen cargas hidráulicas superiores sin peligro de inundación. El tiempo de retención generalmente es menor en comparación con el proceso de lodos activados (Hammer, 1975).

La distribución del agua residual debe ser uniforme y continua. Cuando se emplean distribuidores móviles de translación o fijos, generalmente la estructura del filtro es rectangular, mientras que los filtros con geometría circular se caracterizan por el empleo de distribuidores rotatorios. Los aspersores fijos consisten en brazos giratorios (2 a 4), apoyados en una columna central y se disponen radialmente. La fuerza de reacción en la descarga del agua a través de los orificios provee la energía necesaria para girar el distribuidor, aunque en algunos casos se emplea motor eléctrico para generar el movimiento rotacional a una velocidad de 0.1-2.0 rpm, dependiendo de la carga superficial. El distribuidor de boquillas fijas consta de una serie de tubos laterales de alimentación, a los cuales se adaptan boquillas espaciadas y fijas, con orificios circulares y deflectores. Con el sistema de drenaje se evacúa el agua residual desde la parte inferior del filtro, permitiendo a su vez el paso del aire (Hernández, 1990). La fig 1.6.4 muestra el esquema de un filtro rociador de geometría circular.

El medio de soporte tradicionalmente empleado incluye material empacado aleatoriamente como roca silícea triturada ó clinkers, aunque recientemente se ha favorecido el uso de medios filtrantes sintéticos ("Surfpac", "Floco", "Norton Actifil", etc.) elaborados con placas de cloruro de polivinilo, planas ó corrugadas con un diámetro de 25-120 mm. (Hernández, 1990). Su introducción ha causado una variedad de cambios en el diseño y construcción de los filtros rociadores (Metcalf, 1985).

El objetivo principal de los medios de filtro sintético es proveer un área específica superficial hasta de $245 \text{ m}^2/\text{m}^3$ para el desarrollo de la película biológica, además de un alto porcentaje de espacios vacíos, los cuales están entre 90-97% del volumen total, comparado con un 30-50% del volumen para filtros de roca convencional. (Metcalf, 1985). Otra ventaja es que son durables, resistentes y garantizan menor riesgo de obstrucción cuando las aguas residuales arrastran cantidades importantes de sólidos suspendidos. Por otra parte, debido a que su densidad es menor, se pueden construir filtros con profundidades de 9-12 m. con una estructura de soporte más barata, generalmente operados con cargas hidráulicas hasta de $2.8 \times 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s} \cdot \text{m}^2$, por lo tanto el espesor de la capa microbiana en este tipo de empaques es menor. Sin embargo la principal desventaja, en relación a los medios de filtros naturales, es su precio comparativamente elevado, además que resultan inadecuados para obtener rendimientos altos en el tratamiento de aguas residuales (Nemerow, 1991).

Otro componente físico de un filtro rociador corresponde al sistema de drenado o bajo dren cuyos propósitos son:

1. Soporte del medio.
2. Recolectar el efluente del filtro y transportarlo a la unidad siguiente.
3. Proporcionar ventilación al lecho para mantenerlo en condiciones aerobias. (Lucero, et. al., 1990).

En el diseño, es importante tomar en cuenta la entrada del agua residual precedida por una excelente decantación primaria, principalmente en los filtros que contienen rocas, esto es para remover gran cantidad de grasas y sólidos suspendidos, con lo cual se evita la obstrucción del filtro. En aquellos donde se emplea material sintético, se puede tolerar una mayor cantidad de sólidos suspendidos; por consiguiente, una clarificación muy eficiente del agua residual no es un prerequisite (Zickefoose, 1986). Generalmente un clarificador primario precede al filtro rociador donde se tratan aguas residuales municipales. Por otra parte, es importante conseguir una correcta maduración del lecho bacteriano y prestar atención a los elementos tóxicos e inhibidores de los procesos biológicos (Horan, 1990).

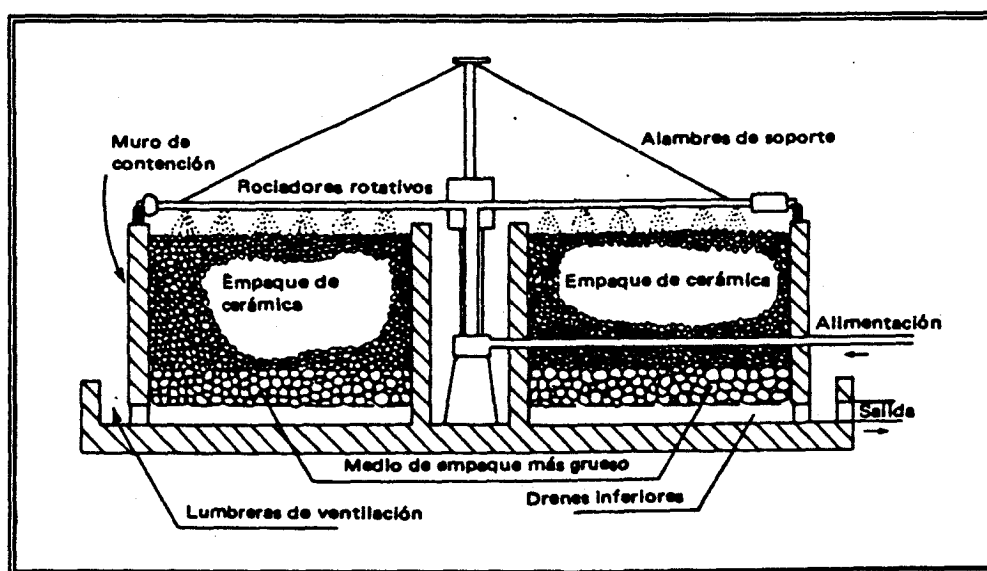


Fig 1.6.4 Esquema de un filtro rociador típico

Fuente: Winkler, M.A., "Tratamiento biológico de aguas de desecho", Ed Limusa, México, 1986.

1.6.5 Modificaciones del Proceso

Las versiones alternativas de los filtros rociadores se diferencian principalmente en el tipo de material utilizado como empaque, además de la tasa y manera como se aplica al lecho la carga del agua residual; de acuerdo con esto, se consideran las siguientes clasificaciones: (Hernández, 1990)

A. Con respecto a la recirculación:

1. Sin recirculación. Altura del filtro 1.8 hasta 4.0 m. Trabajan con cargas de $0.12 \text{ kg DBO m}^3 \cdot \text{d}$. Debido a que los procesos de crecimiento fijo retienen la biomasa dentro de los límites del sistema, se elimina la necesidad de reciclado de la misma, como en el caso de las plantas de lodos activados.

2. Con recirculación, en este filtro se usa un proceso que incluye recirculación y una alta carga hidráulica de aplicación a un filtro de poco espesor. Los lodos del tanque de sedimentación secundaria son generalmente muy ligeros, y pueden recircularse continuamente al tanque de sedimentación primaria, donde se concentran los dos tipos de lodos, para su bombeo posterior al digestor. Su altura es de 0.9-1.9 m. La recirculación permite un incremento en las cargas orgánica e hidráulica hasta de $0.15 \text{ kg DBO/m}^3 \cdot \text{d}$ y $0.9 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ respectivamente.

3. Con recirculación de salida del filtro a entrada propia del mismo. Altura del filtro de 1.8-3.0 m.
 4. Con recirculación de sedimentación secundaria al filtro. Su altura es de 1.5-2.5 m.
- B. Clasificación de filtros con respecto a la carga. La tabla 1.6.5 resume las características principales.
- C. Con respecto al material, si es natural ó sintético, ó de acuerdo a su dimensión y superficie específica.
- D. Por su forma si es circular ó rectangular, además de su aislamiento (abiertos ó cubiertos).
- E. Según la ventilación, si es natural o forzada.
- F. Según la forma de trabajo:
1. Filtros sumergidos ó fluidificados.
 2. Filtros normales.
- G. Según la movilidad del material soporte:
1. Filtros fijos.
 2. Filtros fluidificados.
 3. Biocilindros.

En los filtros rociadores se puede requerir un pretratamiento similar al que se efectúa en el proceso de lodos activados, principalmente un ajuste de pH mediante neutralización hasta un valor óptimo entre 7 y 9, debido a que el exceso de alcalinidad o acidez perturba el proceso biológico (Chen, 1981).

Tabla 1.6.5 Clasificación de los filtros rociadores con respecto a la carga.

	BAJA CARGA	CARGA INTERMEDIA	CARGA ALTA	CARGA MUY ALTA
carga hidráulica ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)	1-4	4-10	10-40	40-200
carga orgánica ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$)	0.08-0.32	0.24-0.48	0.32-1.0	0.8-6.0
profundidad (m)	1.5-3.0	1.25-2.5	1.0-2.0	4.5-12.0
relación de recirculación	0	0	1-3 ; 2-1	1-4
medio filtrante	rocas	rocas ó clinkers	rocas ó clinkers	materiales sintéticos
Necesidades energéticas ($\text{kW}/10^3 \cdot \text{m}^3$)	2-4	2-8	6-10	10-20
arrastre de sólidos	intermitente	intermitente	continuo	continuo
moscas en el filtro	muchas	intermedio	pocas, las larvas son arrastradas	pocas
% de remoción de DBO_5	80-90	50-70	65-80	65-80

Fuente: Chen, Y.S. and Bungay H.R. "Microelectrode studies of Oxygen Transfer in Trickling Filter Slimes". Biotechnology and Bioengineering, 1981.

1.6.6 Ventajas y Desventajas

Sus principales ventajas son las siguientes:

1. Los costos de operación y construcción son relativamente bajos.
2. El exceso de lodos producidos en los filtros rociadores de baja tasa son mucho menores que los reportados para los filtros de alta tasa ó en el proceso de lodos activados. (Rogoshewski, et al, 1983).
3. No se necesita energía para la aereación.
4. Es una operación sencilla y conveniente para la remoción de materia orgánica suspendida y coloidal presente en las aguas residuales municipales. (Ramalho, 1983).
5. Debido a que los tiempos de residencia hidráulica son cortos, el proceso no es altamente sensible a cambios bruscos en la carga orgánica (Metcalf, 1985).
6. Son menos susceptible a la presencia de sustancias tóxicas en el influente. (Ramalho, 1983)

Las desventajas del proceso son:

1. Requieren terrenos muy extensos y aunque es una técnica relativamente simple, el grado de conocimientos requeridos para su operación y mantenimiento frecuentemente no están disponibles (Ford, 1987).
2. Debido al número de variables que influyen en el funcionamiento de los filtros rociadores, se complica el desarrollo de un modelo confiable que se pueda aplicar o modificar a las condiciones existentes en un momento determinado (Nemerow, 1991).
3. Son vulnerables a cambios bruscos de temperatura y requieren largo período de recuperación si son "interrumpidos", además de la emisión de malos olores (Ford, 1987).
4. Un factor importante contra la utilización de los filtros rociadores, es su eficacia limitada en el tratamiento de aguas residuales; por ende, es difícil que compitan económicamente con las plantas de lodos activados, las cuales proveen intervalos de rendimiento elevado en la disminución de DBO (Ramalho, 1983).

Se ha observado que para una remoción de DBO aproximadamente del 60%, los filtros rociadores son más económicos que el proceso de lodos activados, en particular para caudales pequeños de aguas residuales. Para rendimientos superiores en la

disminución de la DBO (90% o más) el proceso de lodos activados es mejor, ya que el costo del material de relleno en los filtros rociadores podría resultar demasiado elevado. (Nemerow, 1991).

1.6.7 Biodegradación de Residuos Tóxicos

Los filtros rociadores se han empleado por muchos años en el tratamiento de aguas residuales industriales, aunque la tendencia está lejos de que se utilicen como filtros de alta tasa en los tratamientos secundarios de aguas residuales provenientes de la industria petroquímica.

El funcionamiento de los filtros rociadores en el tratamiento de aguas residuales en la industria petroquímica, dió como resultado una remoción del 10 al 20%, cuando se aplicó como un proceso total (Ford, 1987).

Hannah, (1988) reportó los porcentajes de remoción de algunos contaminantes orgánicos volátiles y semivolátiles en un estudio patrocinado por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (USEPA) para determinar la capacidad de los filtros rociadores en la remoción de compuestos orgánicos presentes en aguas residuales municipales, a las cuales se añadieron previamente 21 contaminantes para conseguir una concentración de 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ de cada uno, posteriormente se trataron con filtros rociadores de baja tasa. La tabla 1.6.2 muestra los porcentajes de remoción de los contaminantes orgánicos volátiles y semivolátiles (Samson, 1990).

Tabla 1.6.2 Porcentaje de remoción de contaminantes orgánicos en filtros roceadores

Contaminantes	% de remoción
Volátiles	
Tetracloruro de carbono	90
1,1 Dicloroetano	92
1,1 Dicloroetileno	> 97
Cloroformo	89
1,2 Dicloroetano	87
Bromoformo	82
Etilbenceno	> 98
Compuestos volátiles	> 91
Semivolátiles	
Dibutilftalato	81
Naftaleno	89
Fenantreno	90
Pireno	83
Fluoranteno	85
Isopreno	65
Bis(2-chloroetil)éter	31
<i>p</i> -Diclorofenol	86
Fenol	91
2,4 Diclorofenol	55
Pentaclorofenol	41
Lindano	46
Heptacloro	6

Fuente: Hannah, (1988) en Samson,R., et al., "Immobilized cell systems in anaerobic digestion processes". Ed. CRS Press, 1990.

1.7 BIODISCOS

1.7.1 Generalidades

El primer sistema de biodiscos comercial se instaló al Oeste de Alemania en 1960. El sistema presenta un medio plástico formando discos o secciones de discos de alta densidad, se alinean perpendicularmente al eje y así como un eje rotatorio.

Los microorganismos presentes en las aguas residuales, se adhieren a la superficie del medio de soporte, formando una delgada capa. A estos microorganismos se les conoce como biomasa, película biológica o bio-crecimiento. La población microbiana utiliza las sustancias orgánicas de las aguas residuales como alimento, capturandolas en la película biológica, conforme pasa el agua residual la población microbiana crece, se dice que, ésta es la acumulación media. La turbulencia creada por el medio de rotación mantiene la biomasa degradante en suspensión. La acción del deslizamiento ayuda a prevenir la formación excesiva de la película biológica y también ayuda a mantener un crecimiento de la población microbiana uniforme en el medio. El crecimiento y la degradación se repiten continuamente. Los sólidos en suspensión se transportan con el agua residual, al sedimentador secundario para la separación del agua tratada y última disposición (Water Pollution, 1986)

Las variables dan lugar a la formación de la película fija, el contacto con las aguas residuales y oxígeno son las siguientes:

- Transporte del sustrato y oxígeno desde el agua residual a la superficie de la película.
- Transporte interno del sustrato y oxígeno a través de la biopelícula por proceso de difusión.
- Oxidación del sustrato por la biopelícula.
- Difusión de los productos hacia el agua residual.

La película biológica que se desarrolla en cada sistema de biodisco refleja el ambiente y las condiciones de carga en particular. La observación visual que muestra el grosor y color en cada etapa, la primera etapa generalmente, es café verdoso y la etapa de nitrificación tiene como característica un color bronce.

1.7.2 Fundamento Biológico y Factores que Intervienen

Bajo ciertas condiciones, la transferencia de masa y oxígeno es el factor predominante que afecta la remoción de sustancias orgánicas en el sistema de biodiscos. La resistencia a la transferencia de masa asociada con la fase líquida y la biopelícula resulta en un gradiente de concentraciones significativa del volumen de líquido a reacción biológica en la biopelícula. La transferencia de oxígeno se alimenta y controla por la velocidad de reacción en el sistema. El oxígeno se transfiere primero por contacto directo con la atmósfera y la película biológica expuesta. La transferencia de oxígeno secundario también ocurre en el agua, como resultado de la turbulencia en la superficie generada por la rotación del medio y por el retorno del volumen del líquido de las aguas residuales que se levantan a la atmósfera, como flujo libre sobre el medio. La transferencia de oxígeno es directa del aire en las aguas residuales y la biopelícula representa la principal fuente de oxígeno para los microorganismos (Winkler, 1986).

La deficiencia de oxígeno disuelto, resulta de la alta concentración de materia orgánica en la entrada del agua residual. Un incremento en la concentración de carga orgánica implica crecimiento acelerado de la biopelícula, por lo tanto aumenta la demanda de oxígeno para la degradación del sustrato.

La limitación de oxígeno trae como resultado condiciones anaerobias en la biopelícula, propiciando el crecimiento de microorganismos indeseables, estos compiten por el espacio, colonizando la superficie del biodisco, el cual reduce la remoción, porque su metabolismo es más lento. Las sulfato-oxidantes son bacterias aerobias filamentosas, pertenecen a la familia *Beggiotoa*. El alto crecimiento de la población de *Beggiotoa* tiene como apariencia una superficie lisa, lechoso-blanco, cuando predominan en el biodisco, el olor de la película es desagradable y marcadamente diferente del que debe de oler un cultivo de biodisco saludable, debido a que *Beggiotoa* es microfila, ellas pueden existir a concentraciones bajas de oxígeno; La habilidad de sobrevivir a éstas condiciones hace que la capa interior y exterior de la biopelícula se encuentre en un ambiente óptimo para la propagación de *Beggiotoa* a pesar de los organismos aerobios que tienen un metabolismo más favorable para remover DBO.

La nitrificación en los biodiscos es importante ya que influyen numerosos aspectos como son: las concentraciones de DBO soluble, entrada de compuestos orgánicos nitrogenados, entrada de nitrógeno como amonio, temperatura del agua residual, concentración del oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, flujo de entrada y la variabilidad de la carga. El diseño de biodiscos con nitrificación, se basa en la cantidad de nitrógeno amoniacal presente en el agua residual (Winkler, 1986).

1.7.3 Descripción del Proceso

Los biodiscos son "platos de plástico corrugado" con diámetro de 12 pies. Una serie de estos se amontona en un eje horizontal, se coloca en el fondo de un tanque, sumergido aproximadamente el 40%. Los biodiscos se empacan de tal manera que, durante la sumergencia en el agua residual, ésta pueda entrar a la superficie corrugada. Cuando se encuentra fuera del tanque, el líquido escurre entre los discos y el aire se reemplaza. El crecimiento de la biopelícula es similar a la del filtro roceador, adherido a la superficie rotatoria. El exceso de biomasa de los biodiscos, se desprende y se transporta al tanque sedimentador (Water Pollution, 1986).

Después del sedimentador primario, las aguas residuales pasan a través de cuatro etapas separadas por mamparas, simulando un tapón de flujo. cada una contiene distintas características. La materia orgánica se elimina por biodegradación, conforme el agua residual pasa a través de cada etapa de discos. Se deben considerar tres variables en el sistema de biodiscos: tiempo de retención del agua residual en los tanques, velocidad de rotación promedio y el orden de las etapas. Los ejes de las unidades de los discos pueden poner en forma paralela unos a otros, o en dirección perpendicular al flujo (Fig 1.7.3).

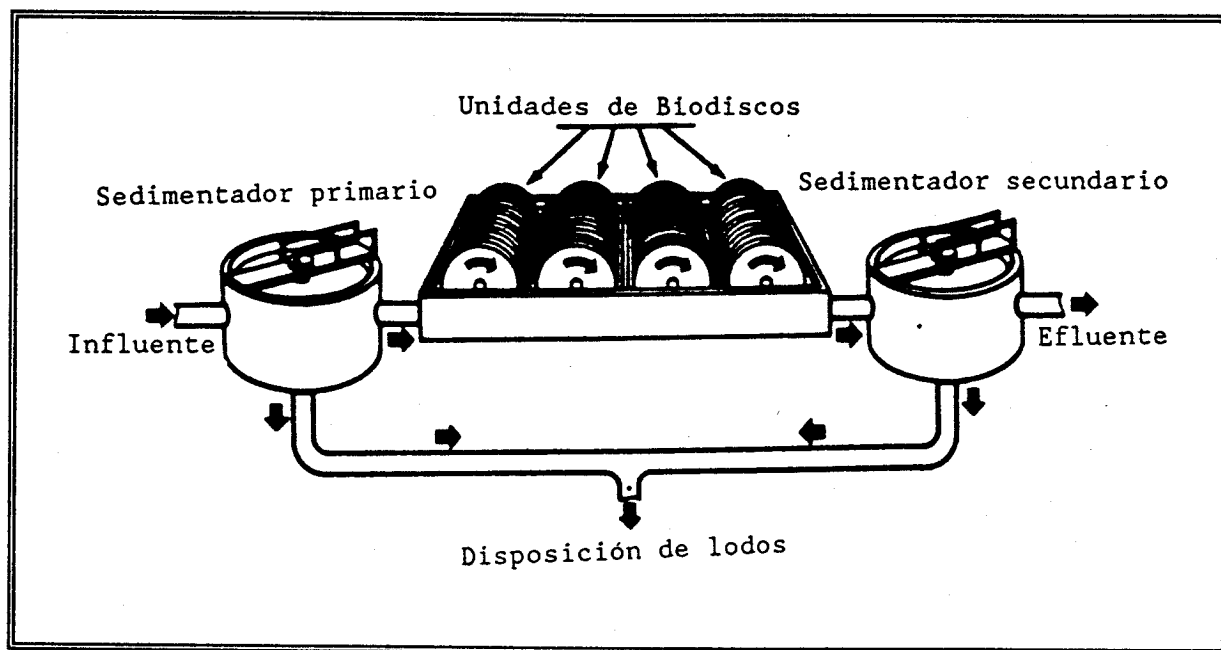


Fig: 1.7.3 Esquema de un biodisco

Fuente: Water Pollution Control Federation Technical Practice Committee Group, "O & M of trickling Filters, RBCs, and Related Processes", 1986.

Factores que afectan el funcionamiento del sistema

MECANISMOS DE CONDUCCION: Se requiere un crecimiento uniforme en la superficie, para prevenir un desequilibrio en los biodiscos, incrementando así, la carga en el eje y el mecanismo del equipo.

DENSIDAD MEDIA: La densidad media es la remoción máxima de materia orgánica sin sacrificar la vida y funcionamiento del sistema. La densidad media alta se utiliza para cargas orgánicas bajas. En éstos sistemas el espacio es pequeño entre las capas (13 mm), porque el crecimiento biológico es lento, entonces se pueden expresar cargas bajas, típicamente este tipo de crecimiento existe en las capas posteriores del tratamiento, donde ocurre la nitrificación. La densidad media alta podría soportar 20 mm de biomasa.

NUMERO DE ETAPAS: La configuración de las etapas del sistema son parte integral del proceso. Estas promueven condiciones ambientales diferentes, en las que se encuentran especies diferentes de microorganismos y en diferente proporción en cada etapa. El grado de este desarrollo en cada etapa depende en primer lugar la concentración de materia orgánica soluble. Como las agua residuales fluyen a través del proceso, cada etapa subsecuente recibe un influente con una concentración de materia orgánica más baja que la etapa anterior (Water Pollution, 1986).

1.7.4 Ventajas y Desventajas

Las principales ventajas del sistema de biodiscos según Rogoshewski (1983) son las siguientes:

- El proceso es más flexible que el filtro roceador, ambos procesos tienen contacto intensivo entre la biomasa, el agua residual y el oxígeno, pero es más fácil controlar la aeración en los biodiscos.
- Es fácil de operar, alta remoción de DBO y buena sedimentación de sólidos provenientes de los biodiscos (biomasa de exceso).
- Comparado con los lodos activados, los biodiscos soportan variaciones mayores de flujo y de carga orgánica, así como tóxicos.
- También necesitan menos energía para la aeración.
- Menos costos en mantenimiento y operación, como también se necesita menos espacio para su construcción.

Las principales desventajas del sistema de biodiscos según Rogoshewski (1983) son:

- Es vulnerable a cambios de clima, si no está cubierto.
- A altas cargas orgánicas, la aeración no es suficiente.
- Puede causar malos olores en concentraciones bajas de oxígeno.

CAPITULO II

PROCESOS ANAEROBIOS

2.1 INTRODUCCION

La digestión anaerobia es una fermentación bacteriana natural, por medio de la cual, la materia orgánica en ausencia de oxígeno disuelto, se transforma en una mezcla de gases, básicamente metano y dióxido de carbono.

La degradación anaerobia de las moléculas orgánicas de una sustancia compleja toma lugar vía una cadena alimenticia complicada. A parte del amplio espectro y diferentes tiempos de generación de los microorganismos involucrados, así como de las complicadas interacciones entre formaciones ácidas fermentativas y metanogénesis, también se debe de considerar, el papel regulador del hidrógeno sobre la formación del ácido acético, por medio de los microorganismos acetogénicos, mencionados por la termodinámica. Si el hidrógeno no se utiliza suficientemente rápido por la bacteria formadora de metano entonces, ocurre una acumulación de ácido butírico y especialmente propiónico introduciendo altas concentraciones para una inhibición marcada de la formación de metano.

Los procesos anaerobios surgen para proporcionar un buen tratamiento de aguas residuales industriales y se hacen considerables esfuerzos para desarrollar el proceso específico para cada tipo de residuo industrial. Estos procesos son más lentos y requieren de mucho cuidado, pero tienen la ventaja de "soportar" altas concentraciones de materia orgánica y cierta concentración de tóxicos, ya que no están limitados por la concentración de oxígeno, como es el caso de los procesos aerobios.

2.2 DIGESTOR ANAEROBIO CONVENCIONAL

2.2.1 Generalidades

La digestión anaerobia se realiza en tres etapas.

- Los compuestos de alto peso molecular, como las proteínas y los polisacáridos, se descomponen en sustancias solubles de bajo peso molecular, como los aminoácidos y los azúcares.
- Los nutrientes orgánicos se degradan en ácidos grasos inferiores en la fase de fermentación ácida, la cual baja el pH del sistema.
- Los ácidos grasos se transforman en metano, anhídrido carbónico y una pequeña cantidad de hidrógeno.

El equilibrio entre las fases de producción de ácidos y de metano es importante. Los organismos productores de metano son muy sensibles a los bajos niveles de pH, y si éste cae por debajo de su nivel de tolerancia de aproximadamente 6.2, entonces cesa la producción de metano. Los ácidos orgánicos producidos por las fases previas, se acumulan y dan por resultado lodos con un desagradable olor agrio. Es la susceptibilidad de los organismos metanogénicos a la inhibición la que le ha dado al proceso de digestión anaeróbica su reputación de inestabilidad. Los organismos metanogénicos no sólo crecen muy lentamente sino que son susceptibles a la inhibición por un gran número de sustancias que se encuentran generalmente en aguas residuales. Por lo tanto, para mantener una población de organismos metanogénicos en el sistema y asegurar la producción de metano, el tiempo de residencia de la biomasa en el sistema debe ser suficientemente prolongado para impedir que salga del sistema (Winkler, 1986).

2.2.2 Descripción del Proceso

Los digestores convencionales están constituidos por tanques cerrados con provisiones para mezclar, calentar o recolectar el gas y pueden estar equipados con controladores de pH. En general la operación se basa en un paso directo, sin recirculación de lodos sedimentados. La temperatura que se emplea se encuentra en el ámbito mesofílico, alrededor de 30 a 35°C.

El digestor convencional puede ser con mezcla continua, intermitente o sin mezcla. El mezclado es un artificio para homogenizar el contenido dentro del tanque, generalmente se emplea un sistema mecánico tipo motor o mezclador para que circule el biogas, el cual requiere la compresión y separación del tanque. Durante la biodegradación anaerobia de los compuestos orgánicos de las aguas residuales, la

cantidad de biomasa nueva crece ocupando el lugar. En un digestor de mezcla completa, ésta biomasa está igualmente distribuida en el reactor y sale del proceso con el agua tratada. Después del proceso de digestión convencional completamente mezclado, no se puede incorporar un sistema adicional para retener y concentrar biomasa, el tiempo de retención promedio de microorganismos anaerobios en algunos casos es igual al tiempo de retención hidráulica. Cuando se emplean tiempos de retención hidráulicos largos, la alimentación del influente se puede hacer con mezclado continuo o discontinuo, sin causar un impacto negativo en el reactor. La digestión completamente mezclada es particularmente adaptable a altas concentraciones de partículas o altas concentraciones de material orgánico soluble. En ambos casos, el contenido del reactor podría tener altas concentraciones de sólidos suspendidos que originen agua residual o de crecimiento biológico anaerobio, durante el tratamiento. Las partículas pueden fácilmente sedimentar y acumularse en el digestor, si la mezcla interna es inadecuada. En períodos largos de operación, la acumulación de sólidos puede conducir a un mal funcionamiento del digestor (Winkler, 1986).

La concentración relativamente baja de biomasa y el tiempo de retención celular corto, mantienen una mezcla completa en el digestor para evitar que el proceso sea susceptible a tóxicos y choques de carga. Si una entrada de tóxicos es de duración corta, se puede prevenir el colapso del sistema neutralizando por dilución el tóxico a niveles que no producen efectos. En un reactor completamente mezclado, la única opción de control del proceso para estabilizar el digestor, después del choque es la reducción de la carga en el proceso. Estas causas asumen que los parámetros ambientales del proceso, como la temperatura, pH y nutrientes, se mantiene también con variaciones aceptables.

La carga orgánica para un sistema de digestión convencional se expresan generalmente en términos de sólidos volátiles, después de aplicar el residuo con alto contenido de partículas. El intervalo de carga es de 0.5 a 6.0 kg ss/m³ d. Para comparar con otro tratamiento anaerobio, el ámbito de carga orgánica aplicada a digestor convencional corresponde a grosso modo a la carga de COD de 1 a 10 kg COD/m³■d (Winkler, 1986).

2.2.3 Ventajas y Desventajas

Ventajas

- Es adaptable a residuos con altas concentraciones de sólidos suspendidos.
- Es adaptable a residuos con altos niveles de compuestos orgánicos solubles.

- El proceso requiere sustrato uniforme, temperatura y pH, en todo el reactor.
- El reactor se puede muestrear para su mejor control.
- La entrada de tóxicos se puede diluir para minimizar el impacto.
- Buena mezcla interna, minimiza el volumen acumulado de muerte y cambios de flujo.
- Las características de sedimentación de microorganismos no son importantes..

Desventajas

- El volumen del reactor es grande, se requiere de tiempos de retención celular altos.
- El mezclado puede tener dificultad con concentraciones altas de sólidos suspendidos altos y flujo residual.
- La eficiencia del tratamiento puede ser baja en presencia de sustrato no biodegradable y microorganismos anaerobios en el efluente del digestor.
- La estabilidad del proceso puede estar limitada por el tiempo de retención celular mantenido.

2.3 LAGUNAS ANAEROBIAS

2.3.1 Generalidades

Este tipo de lagunas se pueden considerar como digestores, ya que se aplican altas cargas orgánicas por unidad de volumen, en forma tal que prevalecen condiciones anaerobias. Su eficiencia varía con respecto al tiempo de retención hidráulico. La temperatura es uno de los factores que tienen mayor influencia sobre éstas unidades, se puede decir que su eficiencia decrece notablemente con valores inferiores a 15°C. Generalmente se usan como un primer desvaste o pretratamiento.

Su principal ventaja es que al aplicar altas cargas de materia orgánica su tamaño disminuye, lo cual permite economizar grandes áreas de terreno y una desventaja de estas lagunas, es la producción de malos olores, impidiendo su localización en lugares cercanos (500 m) de zonas habitadas (Martínez, 1990).

No existe un límite exacto con el cual se garantice si una laguna va a trabajar como facultativa o como anaerobia. Para temperaturas entre 15 y 30°C hay una zona de transición entre los 300 y 600 kg de DBO₅, se puede afirmar que para alturas moderadas se tienen lagunas anaerobias para cargas orgánicas superiores a los 600 kg de DBO/ha día (Sáenz, 1992).

Para que prevalezcan condiciones anaerobias es necesario que la actividad fotosintética se inhiba, para esto, altas tasas de carga orgánica se deben aplicar, para conseguir que el oxígeno se utilice rápidamente antes de que se reemplace por difusión atmosférica. Por lo tanto, es importante el diseño de lagunas profundas (4 m), además de asegurar una alta tasa de carga orgánica (Horan, 1990).

La población microbiana comprende microorganismos facultativos y estrictamente anaerobios, los cuales degradan la materia orgánica presente en el influente a través de vías fermentativas. Las bacterias metanogénicas son muy susceptibles a cambios en el pH y temperatura. Cuando la carga orgánica es alta, la producción de ácidos volátiles excede la tasa de degradación, consecuentemente el pH disminuye, lo cual impide la estabilización de desechos y los ácidos grasos tienden a acumularse. Otro grupo importante de microorganismos en lagunas anaerobias son las bacterias sulfato-reductoras, que son responsables de la remoción de residuos con altas concentraciones de azufre.

Los sólidos sedimentables se degradan y una gran cantidad de amonio se libera. La nitrificación no ocurre debido a la carencia de oxígeno, como consecuencia el efluente contiene 20% más de amonio con respecto al influente.

Las lagunas anaerobias cubiertas son un tipo de reactor de geometría rectangular, son como tanques superficiales que se caracterizan por estar cubiertos con una membrana de "aislamiento flotante", para evitar pérdidas de calor, con lo cual se mantienen elevadas temperaturas durante el proceso y altas tasas de producción de gas, mismo que se colecta para su posterior utilización. Además permiten grandes tiempos de retención hidráulica (entre 6 y 30 días), minimizando a su vez la producción de lodo residual. Las cargas orgánicas correspondientes son menores de 1 a 2 kg DQO/m³·d.

Generalmente se localizan en lugares donde no están disponibles grandes áreas de terreno. Sus costos de producción son relativamente económicos y la calidad del efluente es superior que en caso de sistemas de contacto anaerobio. Es conveniente emplearlos para tratar aguas residuales con altos niveles de sólidos suspendidos y cantidades significantes de grasas y aceites.

La naturaleza a baja tasa de las lagunas cubiertas hace que la colonización de lodos se reduzca significativamente y se pueda muestrear fácilmente por procesos de monitoreo. Los compuestos tóxicos junto con variaciones en la carga orgánica se evitan empleando reactores de mayor volumen.

La ineficiencia del proceso se presenta cuando no hay mezcla adecuada en la distribución del agua residual o por obstrucción parcial provocada por la naturaleza del flujo.

Cuando un tratamiento anaerobio es seguido por uno aerobio, los lodos residuales de éste último se pueden tratar en una laguna anaerobia cubierta para su posterior digestión, donde el lodo acumulado se remueve periódicamente.

2.4 LAGUNAS DE MADURACION

2.4.1 Generalidades

Principalmente se usan para mayor acondicionamiento del agua, por lo general preceden a un sistema de tratamiento secundario y se usan principalmente para eliminar o disminuir el contenido de gérmenes patógenos en el agua tratada, mediante tiempos de retención relativamente largos (11 días o más). Por otra parte se obtienen efluentes con una menor concentración de sólidos suspendidos.

La completa remoción de patógenos se lleva a cabo a través de lagunas en serie. Se han sugerido mecanismos para favorecer la remoción de patógenos en las lagunas de maduración, entre los cuales se encuentran la inhibición de nutrientes, incremento en el pH, altas concentraciones de oxígeno disuelto y depredación por protozoarios. (Horan, 1990).

2.5 PROCESO DE CONTACTO ANAEROBIO

2.5.1 Generalidades

El proceso anaerobio de contacto es el equivalente del proceso de lodos activados de mezcla completa. La salida de un digestor de mezcla total se asienta en condiciones anaerobias y parte de los lodos asentados regresa al digestor. Esto permite un estrecho control sobre el tiempo de residencia de los lodos, de manera que los organismos metanogénicos se pueden retener en el sistema sobre un amplio ámbito de cargas hidráulicas y orgánicas. Se pueden originar problemas por el deficiente asentamiento de los lodos debido a la presencia de burbujas de gas en los lodos (fig 2.5.1).

La configuración del contacto anaerobio se puede utilizar para vencer algunas desventajas del proceso de digestión convencional, para la separación y reciclamiento de sólidos suspendidos en el efluente del reactor anaerobio completamente mezclado. Hasta la concentración de biomasa se puede controlar independientemente del flujo de las aguas residuales, el tiempo de retención celular se puede controlar independiente del tiempo de retención hidráulico. Esta propiedad del proceso para mantener el tiempo de retención celular que se requiere, con respecto al crecimiento biológico, podría incrementar la carga aplicada y reducir el tiempo de retención hidráulico para reducir costos.

El sistema de separación de biomasa empleada en el proceso de contacto anaerobio retendría tanto microorganismos activos y sólidos suspendidos no degradables en el efluente. El proceso de contacto tiene más ventajas que el digestor convencional con el beneficio de incrementar el tiempo de retención celular y disminuir el volumen del reactor. Sin embargo, las ventajas del proceso de contacto anaerobio son completamente dependientes sobre la producción de la biomasa anaerobia con propiedades satisfactorias para separación adecuada de sólidos.

El reactor de contacto anaerobio se emplea generalmente para cargas orgánicas de 4000-6000 mg/l como sólidos suspendidos volátiles. Un tanque sedimentador con velocidades de flujo de menos de 1 m/h es conveniente para la separación de sólidos. La filtración por membrana del efluente también se puede utilizar como un método más positivo de control de biosólidos. El sistema de contacto anaerobio en el cual se utiliza sedimentación por gravedad para separación de sólidos son muy dependientes de las propiedades de sedimentación de los flóculos anaerobios. Hasta los flóculos anaerobios activos tienen asociado biogas y los sólidos sedimentables pueden ser problemáticos.

Se han desarrollado algunas investigaciones para mejorar la sedimentación de lodos, incluyendo la remoción de gas, por agitación o desgasificación al vacío, platos inclinados o laminillas sedimentadoras, y suministro de coagulantes y floculantes para promover la formación de flóculos.

El proceso de contacto anaerobio se puede aplicar sobre un amplio intervalo de concentraciones de aguas residuales. De acuerdo a las concentraciones de aguas residuales, la mezcla completa en un reactor anaerobio es la mejor alternativa para la digestión eficiente, minimizando la influencia hidráulica del reactor. Las aguas residuales arriba de 100,000 mg COD/l, se pueden tratar en un proceso anaerobio de contacto, como la producción de flóculos anaerobios es grande, también las propiedades de sedimentación son satisfactorias. En la práctica, la sedimentación de flóculos puede ser menos eficiente por la presencia de altas concentraciones de sólidos disueltos. Si las aguas residuales a tratar contienen concentraciones significativas de sólidos suspendidos poco biodegradables, entonces el sistema de recirculación de biomasa puede propiciar la acumulación de sólidos inertes en el reactor. Para períodos largos, la acumulación de material inerte puede causar la remoción de biomasa activa del proceso. La eficiencia del tratamiento anaerobio de contacto es generalmente muy grande, ya que es un digestor completamente mezclado. La reducción de COD total es de 90 a 95 %, es posible para aguas residuales altamente biodegradables con concentraciones de COD = 2 a 10 g/l. El ambito de cargas orgánicas típica en un sistema anaerobio de contacto, están entre 0.5 y 10 kg COD/m³.d con un tiempo de retención hidráulica de 0.5 a 5 días (Winkler, 1986).

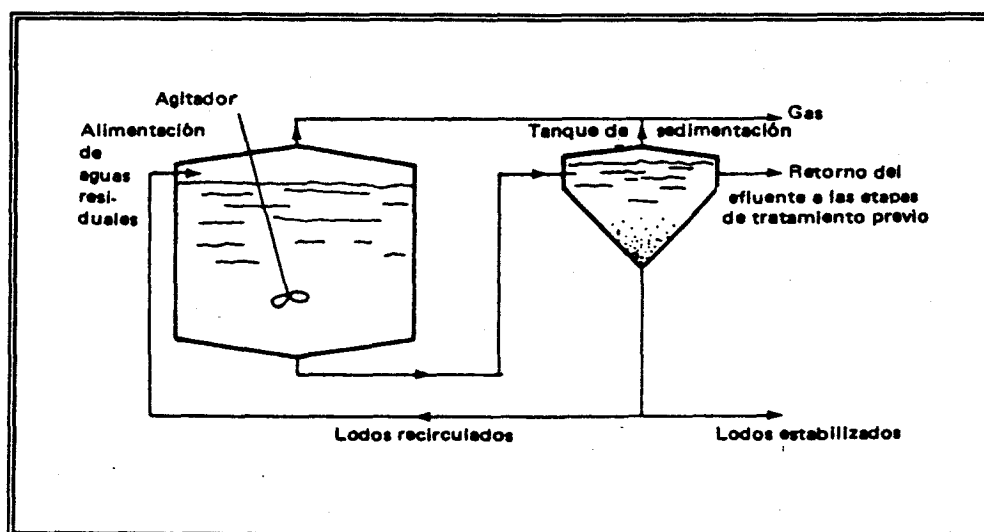


Fig 2.5.1 Diagrama del proceso de contacto anaerobio

Fuente: Winkler, M.A., "Tratamiento biológico de aguas de desecho", Ed Limusa, México, 1986.

2.6.2 Ventajas y Desventaja

Ventajas

- Es aplicable a residuos con altas concentraciones de sustrato orgánico soluble.
- El proceso puede proveer un sustrato uniforme, en cuanto a condiciones de temperatura y pH a través del reactor.
- Es un reactor que se puede mostrar con facilidad.
- Se puede manejar cantidades de efluente relativamente altas.
- En un reactor completamente mezclado se puede reducir el volumen considerablemente, en comparación del digestor convencional.
- Tiene buena mezcla interna, puede minimizar la acumulación de volumen de células muertas y flujo del canal.
- Los lodos aerobios pueden ser residuos para un reactor anaerobio.

Desventajas

- La sedimentación de biomasa es crítica para una operación exitosa.
- Es adaptable para residuos con niveles bajos o intermedios de sólidos suspendidos.
- El pre-tratamiento de los lodos puede ser necesario (cambio de temperatura, desgacificación al vacío, etc) para producir un flóculo sedimentable.
- Los reactores relativamente chicos, resultan en igual reducción de la capacidad de amortiguamiento para choques de entrada.

2.6 REACTORES ANAEROBIOS

2.6.1 Antecedentes

La tecnología del reactor anaerobio de manto de lodos y flujo ascendente (UASB) se investigó a partir de 1971 por Lettinga en la Universidad de Agricultura de Wageningen, Holanda para tratar una gran variedad de residuos industriales ricos en carbohidratos.

A partir de 1977 se implementó este proceso en el tratamiento de aguas residuales, en la industria azucarera principalmente (Zeeuw, W.J., 1987)

Los reactores UASB se emplean actualmente por las industrias de productos alimenticios, cerveceras, papeleras, etc. (Lettinga, 1991)

Los reactores a escala piloto (6 m^3) funcionan con cargas orgánicas de 15 a 40 kg con respecto a la demanda química de oxígeno (DQO) $\cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{día}$ con tiempos de retención de 3 a 8 hrs. En la operación de la primer planta a escala industrial (200 m^3) se aplicaron cargas orgánicas de 16 kg DQO $\text{m}^{-3} \cdot \text{día}$, con tiempos de retención de 4 hr., y se emplearon influentes con azúcar de remolacha. (Lettinga, 1980).

2.6.2 Generalidades

El funcionamiento de un reactor anaerobio con manto de lodos y flujo ascendente (UASB) cuenta con las propiedades de las bacterias anaerobias para formar gránulos macroscópicos (1 a 3 mm) los cuales poseen buenas propiedades de sedimentación. Sin embargo, algunos mecanismos químicos y bioquímicos que se involucran en la formación de los gránulos aún permanecen desconocidos (Guiot, 1992).

El tratamiento biológico anaerobio en aguas residuales se caracteriza por bajas tasas de biodegradación, ésto se debe principalmente al lento desarrollo de las bacterias tanto metanogénicas como acetogénicas. En esencia, se realizan nuevas tecnologías con el propósito de incrementar la concentración de biomasa y a su vez la tasa de degradación, para minimizar con esto, el tiempo de retención hidráulico. El tiempo de retención de biomasa se puede controlar independientemente de la tasa de flujo del agua residual. Como consecuencia, el volumen del reactor así como los costos de inversión se reducen. Los procesos anaerobios operan eficientemente como procesos de película biológica. (Zeeuw, 1987; Denac, 1988).

Los reactores anaerobios para el tratamiento de aguas residuales se consideran como una tecnología relativamente reciente, ya que para favorecer la retención de biomasa y obtener un buen funcionamiento se emplean procesos de inmovilización

naturales, tales como el desarrollo de una película biológica que se adhiere a la superficie de material de soporte, o la formación de manto de lodo granular. Con esto se evita el requerimiento de dispositivos mecánicos para proveer una distribución adecuada de nutrientes a los microorganismos (Samson, 1990; Denac, 1988).

Un reactor anaerobio se considera como un ecosistema donde se llevan a cabo simultáneamente reacciones óxido-reducción bajo la acción de microorganismos asociados, esto se debe a la capacidad de los reactores para facilitar la acumulación de microorganismos, ya que están diseñados especialmente para el tratamiento de aguas residuales ricas en contaminantes solubles biodegradables (Samson, 1990).

La principal característica de los reactores UASB es su capacidad para favorecer el desarrollo de un lodo con alta actividad específica y excelentes propiedades de sedimentación; especialmente en la formación de lodo granular (Zeew, 1987).

Debido a la naturaleza compacta de los gránulos, el reactor UASB puede operar con tiempos cortos de retención hidráulica, independientemente de su período de retención, logrando un 95% de biodegradación cuando se emplean cargas orgánicas de 30 kg DQO/m³·d a tiempos de retención tan cortos como de 8 h (Samson, 1990). Por esto los reactores UASB demuestran alta eficiencia y ahorro energético. Un problema en la aplicación del proceso es mantener un alto período de retención de lodos para cargas orgánicas por debajo de 30 kg DQO/m³·d (Lettinga, 1980).

El período de inicio del reactor se describe como el tiempo requerido para obtener un máximo funcionamiento sin inhibir el metabolismo de las bacterias metanogénicas. Este tiempo dependerá del tipo de reactor, aunque es necesario proveer a los microorganismos de las mejores condiciones para su desarrollo. En el reactor de película fija se requiere un período aproximado de tres meses, mientras que un reactor de manto granular demanda pocas semanas. Ciertos factores como la actividad específica de los lodos, naturaleza de las aguas residuales y características hidrodinámicas del reactor juegan papeles importantes (Samson, 1990).

Tanto la estabilidad operativa y funcionamiento del reactor dependen del tipo de lodos empleados en éste. Un lodo espeso presenta buena colonización, alta actividad metanogénica y está presente en forma granular, esto se recomienda para la siembra en los reactores de manto de lodos. (Wu, 1987).

2.6.3 Procesos Biológicos

En la fermentación anaerobia se presenta una amplia variedad de reacciones bioquímicas en las cuales intervienen diferentes grupos de bacterias, sus etapas principales son:

1. Hidrólisis, donde las enzimas excretadas por las bacterias hidrolíticas rompen la estructura de los polímeros biodegradables.
2. Las bacterias acidogénicas metabolizan los compuestos hidrolizados y producen ácidos orgánicos, sobre todo ácido acético, butírico, lácteo y propiónico. Otros productos finales son los alcoholes, dióxido de carbono, amoníaco e hidrógeno.
3. Acetogénesis de las sustancias orgánicas mencionadas anteriormente, a ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono, a través de las bacterias acetogénicas.
4. Las bacterias metanogénicas convierten los productos anteriores a metano y dióxido de carbono.

Por otra parte, otros grupos de bacterias están involucradas, lo cual depende de la composición del agua residual. Es muy importante la simbiosis entre bacterias de diferentes niveles tróficos, sobre todo durante la conversión energética y cinética del sustrato dentro de la comunidad microbiana metanogénica (Samson, 1990).

La concentración de los compuestos químicos orgánicos presentes en el medio debe estar en equilibrio. En esencia, ciertos factores provocan desequilibrio en el proceso, lo cual da como resultado una completa inhibición del mismo (Grotenhuis, 1991).

El desarrollo de biopelículas o gránulos es en particular un proceso biológico, ya que depende de la siembra de lodos, composición del sustrato, fisiología de las bacterias, características hidrodinámicas del agua residual a tratar y propiedades iónicas del material de soporte. Los factores físicos y químicos influyen en las etapas del proceso de granulación y en la formación de películas fijas (Samson, 1990).

Una biopelícula es más o menos estacionaria, se considera como una matriz homogénea con una concentración de bacterias activas, donde existe difusión molecular. (Henze, 1983).

Condiciones óptimas son un atributo que asegura la formación rápida de la película biológica. Se reporta que ciertos elementos traza como Ni (níquel), Co (cobalto), y Mo (molibdeno), aumentan el espesor de la película metanogénica. El incremento en la tasa de carga orgánica y la concentración de sólidos suspendidos volátiles favorece la acumulación inicial de microorganismos anaerobios (acidogénicos, acetogénicos, y metanogénicos) sobre la superficie del medio. La tasa y extensión en la acumulación de biopelícula, también se incrementa como resultado en la velocidad de flujo dentro del reactor. (Zeew, 1987).

Los gránulos son móviles y el proceso de digestión anaerobia depende del control en la etapa de granulación, para favorecer las actividades acetogénicas y acetoclásticas

de la biomasa. Los gránulos se originan por la combinación de varios microagregados y pueden alcanzar tamaños mayores a 200 μm . Su formación se caracteriza por:

1. Asociación entre células y segregación de una matriz polímera extracelular, para formar una matriz que favorece la estructura íntegra del gránulo.
2. Colonización de gránulos por microcolonias especializadas. (Guiot, 1991).

Los gránulos macroscópicos típicos en los reactores UASB incluyen:

Tipo A. Gránulos esféricos compactos formados principalmente por bacterias con forma de bastón (*Methanotrix soehngenii*); se caracterizan por alta resistencia mecánica y bajo contenido de azufre.

Tipo B. Gránulos filamentosos, son más o menos esféricos, con bacterias de estructura filamentosa, adheridas a partículas inertes; donde predomina el género *Methanotrix*.

Tipo C. Gránulos esféricos compactos, compuestos particularmente por bacterias de tipo *Methanosarcina*.

Tipo D. Gránulos de forma puntiaguda, con un alto contenido de CaCO_3 (superior al 60%).

Tipo F. Gránulos termofílicos, con tres capas morfológicas: la exterior consiste de macroquistes y coccidios, la capa interna se caracteriza por la presencia de células ovaladas y bacterias metanógenas con forma de bastón. (Morgan, 1991).

El contenido mineral en los gránulos es alto, aunque varía considerablemente de un reactor a otro. Los minerales favorecen el inicio de granulación y ayudan a la colonización y estabilidad de los gránulos, junto con otros parámetros. Generalmente los gránulos contienen sulfuro de níquel precipitado, carbonato y fosfato de calcio (30 a 40% de los minerales totales) (Samson, 1990). Se reporta que para favorecer el proceso de granulación, la concentración de calcio debe ser aproximada a 150 mg dm^{-3} y relaciones DQO/N y DQO/P por debajo de 70 y 350 respectivamente (Zeew, 1987).

2.6.4 Descripción Física

La biomasa en los reactores UASB está formada por gránulos de 1-3 mm; por sus altas velocidades de sedimentación, los gránulos se retienen casi totalmente. Para minimizar la pérdida de gránulos en el manto de lodo, existe una zona quiescente dentro del reactor, lo cual permite que las partículas de lodo floculen, sedimenten y/o sean atrapadas en el lecho de lodo secundario (presente en el compartimiento sedimentador).

Generalmente la acumulación de biomasa del reactor ocurre cuando su producción neta supera las pérdidas por arrastre en el efluente (Ramalho, 1991; Lettinga, 1980).

La tasa de carga hidráulica se relaciona con la agitación en el manto de lodo. Puede requerirse agitación mecánica en la interfase gas-líquido, ante todo para prevenir la acumulación de residuos sólidos biodegradables en la parte más profunda del reactor y/o asegurar un buen contacto entre las bacterias y el sustrato; esto es, bajas tasas de producción de gas o altas tasas de carga hidráulica. Cuando se aplica agitación mecánica, la expansión del manto de lodo es directamente proporcional al incremento en la carga orgánica (relacionado con la producción de gas) y consecuentemente la cantidad de lodo retenida en el reactor decrece.

La pérdida de gránulos así como su formación, son afectados por la tasa de producción de gas, no ocurre lo mismo en el caso de retención de lodos. La excesiva formación de lodos es como resultado de choques en la carga orgánica o por cambios repentinos de ciertos factores que afectan su estabilidad; por ejemplo, deficiencia de nutrientes, formación de precipitados inorgánicos, gran cantidad de materia dispersa, etc. (Guiot, 1992).

Un manto de lodo es como una fase líquida más o menos separada con cualidades propias, se compone comúnmente de una o más fases distintas, es una unidad dinámica coherente, aún cuando se extiende dentro del compartimiento sedimentador. Un manto de lodo bien establecido forma una fase estable capaz de soportar las fuerzas de energía aplicadas en la mezcla (cuando es necesaria). Los materiales de siembra que se aplican incluyen lodos activados, lodos digeridos de aguas fecales, estiércol y material suspendido de alcantarillado, ya que generalmente contienen una considerable diversidad de bacterias metanogénicas (Wu, 1987; Lettinga, 1980).

Los polímeros naturales como la lignina y sus derivados promueven la granulación en los digestores anaerobios. Los polímeros sintéticos (catiónicos) tienen un efecto positivo sobre la granulación, esto se debe a interacciones electrostáticas catiónicas-aniónicas e intercambio de iones; lo cual confirma la carga negativa de las bacterias cuando están presentes en un medio con un ámbito de pH neutro (Guiot, 1992).

La distribución en el tamaño de partículas se considera como un parámetro característico de la biomasa granulada (Grotenhuis, 1991).

Los factores que juegan un papel importante en el proceso de granulación son los siguientes:

1. Presencia de nutrientes suficientes y otros requerimientos que favorezcan el crecimiento bacterial, además de agentes responsables que vinculen la unión entre el medio sólido y células bacterianas.

2. Remoción continua de materia dispersa presente en el influente, ya sea escasa o finamente floculada.
3. Mantener condiciones favorables al proceso de floculación con el propósito de fomentar el desarrollo de lodo granular, (especialmente presencia de iones Ca^{2+}).
4. Mezcla lenta y homogénea, para una mayor efectividad en la distribución vertical del gas producido. El espesamiento de lodo a través del lecho varía, aunque se estimula incrementando la altura del reactor y -hasta ciertos límites- cuando aumenta la intensidad de agitación (Lettinga, 1980).

La presencia de arcilla y otras partículas inorgánicas interrumpen en la formación de lodo granular, éste se caracteriza por un alto contenido de sólidos volátiles, y gran parte de la materia orgánica consta de células bacterianas que llevan a cabo acidogénesis y metanogénesis de los residuos orgánicos.

El funcionamiento del reactor UASB se basa en los siguientes conceptos:

1. La mejor garantía para una buena sedimentación de lodos es mantener condiciones para una floculación tan favorable como sea posible. El funcionamiento del separador gas-sólido está estrechamente relacionado a las condiciones de floculación que prevalecen dentro del sistema. Los lodos anaerobios presentan buenas características de sedimentación cuando las condiciones físicas y químicas son favorables para la floculación de los mismos, además de las características de los residuos. Para lograr una superficie de contacto adecuada entre el lodo y el agua residual, es importante que el reactor no esté expuesto a una fuerte agitación mecánica (Guiot, 1992).

En la parte más profunda del reactor ocurre cerca del 90% de la degradación de sustrato, esto es por la presencia de lodo anaerobio activo en altas concentraciones y a la mezcla efectiva del flujo residual entrante con el licor parcialmente purificado en la parte superior del reactor. Las partículas coloidales y otros sólidos suspendidos en el influente, además de la precipitación, sedimentación y/o separación de materia no disuelta son factores importantes en la remoción eficaz del sustrato en la parte profunda del reactor (Morgan, 1991; Lettinga, 1980).

2. Los agregados de lodo que se establecen fuera del compartimiento sedimentador localizado en la parte superior del reactor son capaces de desprenderse por la parte final del compartimiento digestor y por debajo del separador líquido/gas/biomasa que se caracteriza por su alta turbulencia. Diferentes separadores de líquido/gas, líquido/gas/biomasa han sido desarrollados y patentados, para prevenir la pérdida de biomasa (Lettinga, 1991).

Algunas recomendaciones que deben tomarse en cuenta en el arranque inicial de los reactores UASB:

- 1.0 Lodo de siembra.
 - 1.1 Para estimular el inicio de agregación bacteriana es esencial la presencia de materiales de sostén adecuados, principalmente arcilla.
 - 1.2 La actividad metanogénica específica del lodo de siembra es un factor de poca importancia. Se prefiere el empleo de lodos digeridos espesos ($> 60 \text{ kg SST/m}^3$).
 - 1.3 Añadir una pequeña cantidad de lodo granular como material de siembra para favorecer el proceso de granulación.
- 2.0 Operatividad del proceso.
 - 2.1 Es esencial conseguir una remoción continua de las fracciones de lodo dentro del reactor y retener los lodos más espesos para promover el crecimiento bacteriano.
 - 2.1 El lodo deslavado no se debe retornar al reactor.
 - 2.2 Establecer un reciclado del efluente o mantener una dilución de $\text{DQO}_{\text{inf}} > 5000 \text{ mg/l}$.
 - 2.3 Incrementar la tasa de carga orgánica progresivamente, después de haber conseguido al menos un 80% de la DQO biodegradable.
 - 2.4 La concentración de acetato debe mantenerse por debajo de 1000 mg/l .
 - 2.5 Se recomienda iniciar con $12\text{-}15 \text{ kg lodo SSV/m}^3$ y siembra de lodo diluido menor a 40 kg SST/m^3 .
- 3.0 Características de las aguas residuales.
 - 3.1 La granulación debe ser suficientemente rápida con la mínima concentración del residuo, para un buen crecimiento bacteriano. El nivel mínimo de DQO debe ser aproximado a 1000 mg/l .
 - 3.2 Naturaleza de los contaminantes, tomando en cuenta la materia dispersa que impide o retarda la granulación.
 - 3.3 Composición del agua residual, principalmente la presencia de sustratos solubles.

- 3.4 Concentraciones altas de iones como Ca^{2+} y Mg^{2+} , traen como consecuencia precipitaciones químicas (CaCO_3 , CaHPO_4 , MgNH_4PO_4) lo cual conduce a la formación de lodo granular con alto contenido de arcilla (matriz inorgánica).
- 4.0 Factores ambientales.
- 4.1 La temperatura óptima bajo condiciones mesofílicas es de 30-40°C y en condiciones termofílicas de 50-60°C.
- 4.2 El pH del reactor debe ser menor o igual a 6.5.
- 4.3 Elementos esenciales como N, P, S, además de elementos traza (por ejemplo Fe, Ni, Co, Mo) deberán estar presentes en cantidades suficientes y en forma disponible.
- 4.4 Deberá permitirse un tiempo suficiente para la aclimatación bacteriana, para esto es importante que los compuestos tóxicos a concentraciones inhibitorias estén ausentes (Lettinga, 1991).

El cuadro 2.6.1 resume las condiciones operativas y el funcionamiento de los Reactores Anaerobios.

2.6.5 Modificaciones del Proceso

Para favorecer el proceso de metanogénesis se requieren asociaciones simbióticas estables entre los microorganismos, para facilitar la concentración de biomasa dentro del reactor y minimizar a su vez el tiempo de retención hidráulico. Por esto, el volumen del reactor así como los costos de inversión se reducen. Como consecuencia, se han propuesto diferentes configuraciones de reactores anaerobios con biomasa inmovilizada. (Samson, 1990).

Los reactores anaerobios de alta tasa con flujo ascendente presentan una elevada retención de lodos, esto se basa en los siguientes principios:

1. Los microorganismos están atrapados en el medio inerte, es decir, los lodos se retienen en los intersticios del material de soporte presente en el reactor. La tecnología del filtro anaeróbico con flujo ascendente es propia de éstas características.
2. Inmovilización bacteriana por un mecanismo de adhesión a un material de soporte fijo, tal es el caso del sistema estacionario de película fija con flujo descendente. Otro caso es cuando los microorganismos se adhieren en la superficie de partículas móviles, un ejemplo son los procesos anaerobios de película fija con lecho expandido y fluidizado.

3. Los reactores con manto de lodos, tales como los procesos anaeróbicos de manto de lodos y flujo ascendente.

Los reactores híbridos se consideran como un reactor UASB en la parte inferior, acoplado a un reactor anaerobio de película fija en la parte superior. El tamaño del gránulo y su actividad metanogénica específica es mayor (Samson, 1990).

Cuadro 2.6.1 Condiciones Operativas y Funcionamiento de los Reactores Anaerobios

Diseño del reactor	Escala del reactor ^a	Tasa de carga (kg DQO/m ³ /d)	TRH ^b (h)	Tasa de producción de biogas (m ³ /m ³ /d) ^c	Eficacia en degradación (% DQO) ^d
UASB	LP FS	12-115 4-24	6-12 4-60	4-15 1-5	70-95 70-95
Híbrido	LP FS	10-30 2-10	4-60 4-24	0.2-7 0.6-4	50-93 70-90
Película fija y flujo ascendente	LP FS	25-30 6	18-70 70	4-13 2.6	70-95 75
Película fija y flujo descendente	LP FS	5-15 8-12	8-12 10-20 ^e	1-10 2-6	75-90 60-90
Lecho expandido	LP FS	6-20 -	26 -	2.5 -	82 -
Lecho fluidizado	LP FS	3-235 8-50	1-30 2-180	2-35 13-19	60-95 60-99

^a LP, reactores de laboratorio a escala piloto; FS, reactores a gran escala.

^b Tiempo de retención hidráulica.

^c Tasa de producción de biogas, expresada en m³ de biogas/m³ de reactor. día.

^d Biodegradación total de DQO expresado en % de DQO total agregado al reactor.

^e Dato originado de fuentes imprecisas.

Fuente: Samson, R., et al., "Immobilized cell systems in anaerobic digestion processes".
Ed. CRS Press, 1990.

2.6.6 Ventajas y Desventajas

Las principales ventajas del reactor UASB son:

El proceso UASB provee un método favorable para tratar residuos con alta concentración de sólidos no disueltos, no es necesario equipo adicional, esto es, instalación de un sistema "scraper" para asegurar el retorno del lodo sedimentado desde el compartimiento sedimentador hasta el digestor (Lettinga, 1980).

1. El costo de inversión es bajo. Las cargas orgánicas son de 10-12 kg DQO/m³·d, debido a esto el volumen del reactor es pequeño, lo cual permite el uso de sistemas anaerobios relativamente pequeños para proveer un tratamiento eficaz de las aguas residuales (Grotenhuis, 1991).
2. El consumo de energía es mínimo puesto que el sistema no requiere ninguna agitación mecánica.
3. No es necesario reciclar el lodo, ya que la retención de biomasa es excelente. Con esto se favorece la actividad microbiana, y por lo tanto el funcionamiento del reactor. (Zeew, 1987).
4. El sistema no es susceptible a la presencia de sustancias tóxicas presentes en el influente, debido a que la concentración de biomasa es alta (Ramalho, 1991).
5. En la práctica los reactores de película fija son más estables, confiables o seguros y fáciles de operar (Samson, 1990).

Desventajas del reactor UASB

La principal desventaja es con respecto a la mezcla adecuada en el contenido del reactor, ya que es prácticamente imposible el empleo de dispositivos de mezcla mecánicos debido a la presencia de material de soporte y biomasa granular frágil; cuando existen anomalías en la mezcla del influente se reduce el funcionamiento y puede haber fallas eventuales en el sistema (Zeew, 1987).

Las partículas refractarias contenidas en las aguas residuales, y también las sales insolubles formadas durante el proceso tienden a acumularse en el reactor con la biomasa activa. Esto trae como consecuencia la presencia de áreas inactivas en el lodo, lo cual limita el funcionamiento del reactor (Samson, 1990).

2.6.7 Biodegradación de Residuos Tóxicos

Los reactores anaerobios se emplean para tratar aguas residuales provenientes de las industrias químicas las cuales contienen compuestos xenobióticos, aunque nuevas tecnologías se han aplicado en el tratamiento de aguas residuales recalcitrantes y tóxicas, demostrando bajas tasas de biodegradación, por lo tanto, la eficiencia en la degradación es un parámetro importante que debe ser considerado (Lettinga, 1991).

La aplicación de reactores UASB en la deshalogenación de compuestos cloroaromáticos (principalmente pentaclorofenoles) demuestra que algunas fuentes de carbono como glucosa, acetato y metanol, tienen un efecto estimulador sobre la tasa de deshalogenación de sólidos volátiles (Hendriksen, 1992).

Por otra parte, al tratar lixiviados de rellenos sanitarios en los reactores UASB (a escala piloto) se obtuvieron resultados satisfactorios con un alto porcentaje de remoción de DQO a cortos tiempos de retención hidráulica (Berrueta, 1992).

Con respecto a los sistemas de filtro anaeróbico con flujo ascendente y descendente, Bonastre (1989) considera que al menos 30 instalaciones a gran escala y a nivel mundial se han puesto en operación, para tratar influentes agro-industriales y químicos. La tasa de carga aplicada a estos sistemas es de 5 a 12 kg COD/m³·día (Lettinga, 1991).

El cuadro 2.6.7 muestra el número de reactores UASB y los diferentes tipos de aguas residuales a los que se aplicó el proceso. (Lettinga, 1991).

Cuadro 2.6.7 Número de reactores y volumen de UASB total para cada tipo de industria

Agua residual	Número de UASB's	Volumen UASB (m ³)
Elaboración de Alcohol	20	59,000
Pastelerías	5	9,900
Panaderías	1	100
Cervecerías	12	20,000
Fábrica de dulces	2	350
Fábrica de conservas	3	2,800
Industria química	2	2,600
Fábrica de ácido cítrico	1	4,200
Beneficio de Café	2	1,300
Lácteos y quesos	3	1,400
Destilería	4	14,500
Aguas residuales domésticas	2	2,200
Lixiviados de basureros	3	500
Fábrica de papel	15	49,300
Procesadores de papas	14	12,800
Lodo de plantas de tratamiento	1	1,000
Mataderos y criaderos	3	950
Fábrica de plástico flexible	1	200
Elaboración de almidón	14	30,500
Ingenio Azucarero	18	20,100
Empacado de vegetales y frutas	3	2,800

Fuente: Lettinga, G. and Hulshoff L.W. "Application of modern high rate anaerobic treatment processes for wastewater treatment" Ed. A. Tükman and Uslu, 1991.

2.7 REACTORES DE LECHO FLUIDIZADO

2.7.1 Generalidades

En los reactores de lecho fluidizado, todas las células se encuentran virtualmente inmovilizadas en la película biológica, la cual está adherida sobre el material de soporte sólido, y se alcanzan altas concentraciones de microorganismos biológicamente activos, debido a la gran área superficial y con esto se consigue un alto período de residencia celular dentro del reactor.

El material inerte puede ser arena, carbón activado o granito, generalmente se recomienda que exista una relación alta de superficie-área, para determinar la acumulación total de biomasa por unidad de volumen, lo cual se correlaciona con el funcionamiento total del proceso (Lettinga, 1991).

La expansión de lecho se controla por la alta velocidad hidráulica, lo suficiente para evitar el escape del medio sólido en el nivel de salida del reciclado, además es importante asegurar una distribución de flujo continuo dentro del reactor. Las partículas no tienen posición fija en el mismo, ya que se mueven lentamente por todas partes del reactor. No obstante, cada partícula tiende a permanecer localizada dentro de un volumen pequeño en el lecho (Henze, 1983).

Dentro de la última década, en el diseño de reactores de lecho fluidizado se ha considerado el empleo de partículas de arena, ya que éste tipo de reactores ofrecen una mejor distribución de la película biológica que los sistemas de lecho empacado y no están sujetos a la obstrucción por biomasa o sólidos suspendidos. La eficiencia de remoción generalmente decrece con el incremento en la carga orgánica (Denac, 1988).

La producción de biogas forma espuma que flota en la parte superior del reactor. Esto se controla ya sea hidráulica o mecánicamente para prevenir el escape de partículas junto con el efluente (Henze, 1983).

La remoción de lodo se realiza desde la salida del flujo en la parte superior del reactor, donde la película biológica presenta un máximo espesor (Henze, 1983) (Fig 2.7.1).

El reactor es relativamente estable a los compuestos tóxicos y a los choques de carga, además es capaz de soportar sobrecargas hidráulicas; debido a esto su eficiencia depende en alto grado de las características del lecho, la floculación de partículas y su aclimatación (Henze, 1983).

Ciertas investigaciones donde se emplean reactores anaerobios de lecho fluidizado con carbón granular activado, demuestran su efectividad para la remoción de sustancias

tóxicas, además de su alta elasticidad para tratar fenoles, soluciones de catecol y compuestos de nitrógeno policíclicos tóxicos, los cuales se adsorben en el carbón granular activado y a su vez se protege la película biológica. Estos reactores se utilizan en el tratamiento de aguas residuales de carbón gasificado y fondos de las torres de lavado de las aguas ácidas de las refinerías, que se caracterizan por la presencia de contaminantes fácilmente adsorbibles (Gardner, 1988).

El reactor opera con un 90% de eficiencia en la remoción de DQO, para tasas de carga orgánica superiores a $15 \text{ kgDQO}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$, con bajos períodos de retención (Gardner., 1988).

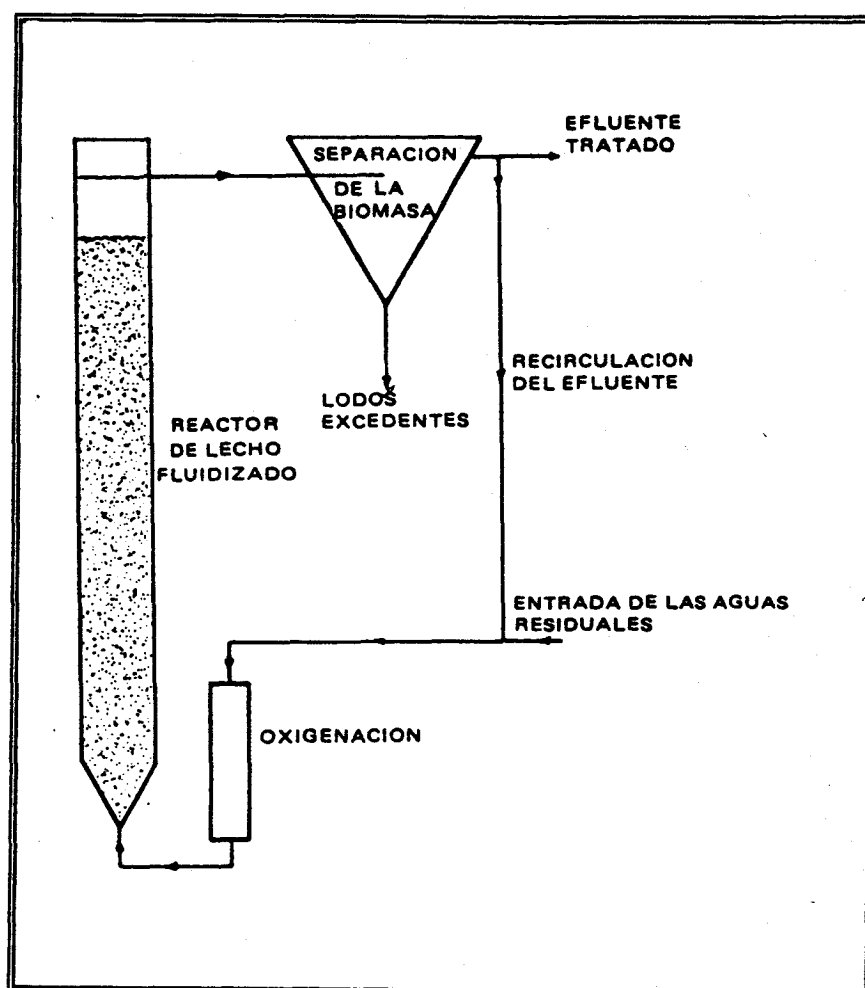


Fig 2.7.1 Esquema de un reactor de lecho fluidizado

Fuente: Winkler, "Tratamiento biológico de aguas de desecho", 1986.

CAPITULO III

TECNOLOGIAS DE INNOVACION

3.1 INTRODUCCION

La biodegradación ofrece un alto potencial de mineralización de los contaminantes orgánicos a bajo costo, comparado con el sistema de oxidación química o de adsorción, además de ofrecer más seguridad para el ambiente, ya que los residuos que se obtienen son naturales, por lo cual no altera los ecosistemas. Sin embargo existen algunas sustancias químicas que no se degradan fácilmente con poblaciones nativas del agua residual, por ser estos compuestos altamente tóxicos o recalcitrantes, en estos casos se recurre a tecnologías más específicas para cada tipo de residuo, por ejemplo, empleando para esto microorganismos previamente adaptados al(los) compuesto(s), por medio del proceso de adaptación en laboratorio, agregando nutrientes necesarios para el desarrollo de la población microbiana, adicionando medios de adsorción como el carbón activado o añadiendo otro sustrato, etc.

En este capítulo se presentan algunas tecnologías de innovación publicadas por la Agencia de Protección al Ambiente de Los Estados Unidos de América (U.S.Environmental Protection Agency, USEPA), para el tratamiento de sustancias orgánicas tóxicas de difícil degradación en sistemas biológicos convencionales.

3.2 TRATAMIENTO DE RESIDUOS LIQUIDOS PELIGROSOS POR ADSORCION-ESTABILIZACION ANAEROBIA

Kupferle. M. J., et.al. 1992 (EPA Symposium)

Las aguas residuales generalmente contienen concentraciones diluídas de contaminantes orgánicos que no se pueden tratar efectivamente por procesos biológicos convencionales aerobios, este tipo de aguas sin embargo se pueden tratar por procesos anaerobios. El tratamiento de los residuos con un digestor anaerobio podría ser económico, ya que la producción de metano es potencialmente recuperable como combustible para calentar el reactor; además si las burbujas del caudal se hacen pasar a través de una cama adsorbente, como el carbón activado granular, entonces únicamente el material adsorbente requiere una estabilización anaerobia a elevadas temperaturas.

El estudio de factibilidad se llevo acabo en dos sistemas a escala de 87 L/día operado durante 331 días. Cada sistema tiene dos etapas. La primera fué operada como una unidad de sorción y la segunda como unidad de estabilización. El tiempo de retención de carbón en la etapa de sorción fué de dos días y un tiempo de contacto de 30 minutos. El tiempo de retención de carbón (TRC) en la etapa de estabilización fué de 15 días; el tiempo de retención hidráulico en esta etapa es infinito porque el sobrenadante asociado con carbón granular activado, se separa y regresa al reactor.

Cuando los compuestos peligrosos están presentes en el residuo, la etapa de sorción capta cantidades significativas de estos compuestos, para prevenir su paso a través de la aereación subsecuente, volatilizando así los compuestos químicos. La etapa de sorción también atenúa los efectos de choque de carga de los compuestos, los cuales pueden ser tóxicos, para la etapa aerobia de la planta. En resumen, la sorción combinada-etapa de estabilización anaerobia y el tiempo de retención de carbón granular activado maximizan el potencial para degradación de compuestos, los cuales son normalmente recalcitrante en plantas de tratamiento convencional.

Antes de la aereación de las aguas residuales, para tratamiento aerobio, primero pasa a través de una cama adsorbente como el carbón granular activado, y solamente un volumen pequeño requiere estabilización anaerobia a temperatura elevada.

Los datos finales de remoción de compuestos orgánicos de estudio son: Cinco de los seis compuestos aromáticos se removieron en un 95% y el sexto (fenol) se removió en un 85%. La remoción de compuestos alifáticos clorados fue de 50% para el cloruro de metileno, 95% para tricloroetileno, la remoción de compuestos de ftalato fue de 60%, las cetonas se encuentran en el ámbito de 24% para acetonas y 93% de remoción para metil etil cetona.

3.3 DESARROLLO DE UN BIOFILTRO PARA BIODEGRADACION AEROBIA DE COMPUESTOS ORGANICOS VOLATILES

Govind. R., et.al. 1992 (EPA Symposium)

Las emisiones de los compuestos orgánicos volátiles se originan en las aguas residuales de los procesos industriales, en sistemas de recolección y plantas de tratamiento y en lixiviados de rellenos sanitarios.

Los métodos convencionales para tratar compuestos orgánicos volátiles incluyen, adsorción en sólidos, absorción en solventes, incineración y oxidación catalítica. Uno de estos métodos de tratamiento convencional es por destrucción biológica de compuestos orgánicos volátiles, principalmente en biofiltros en fase gaseosa. Este método tiene la ventaja de la degradación (comparado con otros métodos que únicamente se transfieren a otro medio) además del bajo costo en cuanto a su mantenimiento y operación. El método de biofiltro también se puede combinar con varios procesos de remoción o separación por extracción de vapor.

Tradicionalmente, el término biofiltro se puede usar para definir procesos que usan composta, suelos, materia orgánica o mezclas de estas sustancias, como filtro, también se utiliza como soporte para la población microbiana. El medio filtrante es la parte más importante, junto con el sistema de distribución de gas. El flujo del gas a través de la cama donde la contaminación se adsorbe en el medio. Después del contacto con los microorganismos, los contaminantes se estabilizan.

Recientemente se han obtenido datos experimentales en un biofiltro de cama empacada, para la biodegradación de cloruro de metileno, tricloroetileno y tolueno; con muy buenos resultados.

Se realizó un estudio experimental para la biodegradación de compuestos orgánicos volátiles presentes en el lixiviado de relleno sanitario en un filtro aerobio. Las cinco sustancias químicas que se alimentaron fueron las siguientes:

Tolueno	450 ppm
Cloruro de metileno	150 ppm
Tricloroetileno	25 ppm
Clorobenceno	40 ppm
Etil-benceno	20 ppm

Los compuestos se alimentaron en forma de vapor al filtro aerobio. La composición requerida de las sustancias en fase gaseosa, se realizó por medio de un cilindro y un buen equipo con aire para formar una mezcla de gas sintética con el fin de asegurar una concentración uniforme para la alimentación del biofiltro. La solución de nutrientes se aplica junto con el gas a través de la cama. La entrada y salida del flujo de gas, se realizó usando cromatografía de gases para determinar la concentración de los compuestos químicos.

La biomasa adaptada a los compuestos se obtuvo de la siguiente manera: la biomasa de una planta piloto de lodos activados que trata residuos peligrosos, se suspendió en el bioreactor. La alimentación del reactor es diaria con la mezcla de los compuestos. Los nutrientes necesarios para el crecimiento de la biomasa se adicionaron periódicamente.

La eficiencia de remoción del biofiltro para los compuestos se define como la cantidad de compuestos removido de la fase gaseosa expresada en porcentaje. En la figura 3.3 se muestra el porcentaje de remoción para los 5 compuestos en función del tiempo. Notese que la eficiencia de remoción para el tricloroetileno se incrementa conforme los microorganismos se van adaptando al compuesto. La cantidad de dióxido de carbono se incrementa en la salida de la corriente del gas, esto se debe confirmar con el balance de carbono. Por otra parte la concentración del ión cloruro en el líquido confirma la degradación de los compuestos clorados.

Estos resultados muestran que el biofiltro es una tecnología viable para el tratamiento de contaminantes orgánicos en fase gaseosa.

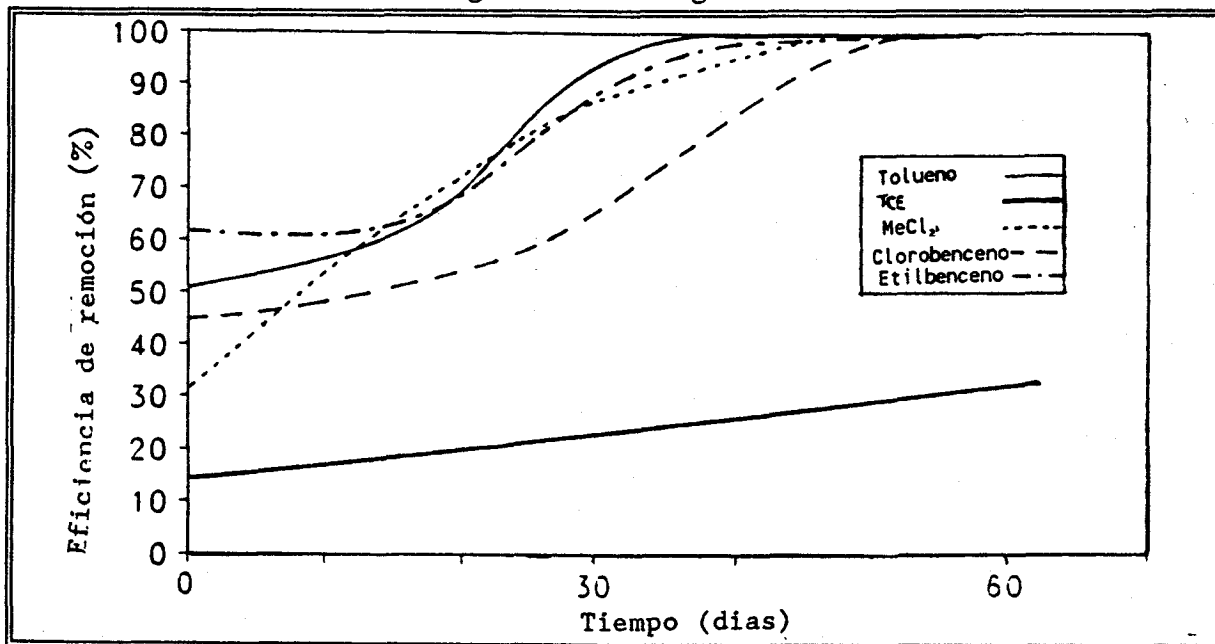


Fig 3.3 Eficiencia de remoción del biofiltro

3.4 PRETRATAMIENTO BIOLÓGICO SEGUIDO POR TRATAMIENTO POTW DE LIXIVIADOS DE CERCLA

Krishnan. E. R., et.al, 1992 (EPA Symposium)

En éste estudio se investiga la eficiencia de dos tipos de reactores anaerobios de película fija en el pretratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios para residuos peligrosos, que contienen sustancias químicas orgánicas sintéticas. Varios procesos se han empleado con éxito en el tratamiento de lixiviados municipales, para la remoción de DBO.

El estudio evalúa los procesos de biodegradación anaerobia, utilizando filtros anaerobios de lechos empacados de flujo ascendente (a gran escala y escala piloto) y un reactor anaerobio de cama expandida de flujo ascendente con carbón activado granular a gran escala.

El objetivo de este estudio es: a) Establecer la eficiencia de pretratamiento anaerobio, empleando procesos anaerobios mencionados con anterioridad, b) Comparar el funcionamiento del filtro anaerobio de cama empacada de flujo ascendente a gran escala [B1] y el reactor anaerobio de cama expandida de flujo ascendente con carbón activado granular a gran escala [B2], c) Comparar el funcionamiento de B1 y el filtro anaerobio de cama empacada de flujo ascendente a escala piloto [P1], d) Evaluar la toxicidad del cloroformo en la remoción de tóxicos orgánicos de lixiviados en cada reactor.

Cada uno de los reactores se conectaron a una segunda etapa a gran escala que consiste en un clarificador primario, tanque de aereación y clarificador primario (tratamiento aerobio). El lixiviado se alimenta a cada reactor anaerobio perfectamente sellado, mezclado y libre de oxígeno, en este estudio se alimentó con una solución de compuestos orgánicos sintéticos, ésta solución se compone de 14 tóxicos con concentraciones parecidas al lixiviado y con niveles de 400 y 2500 mg/L de DQO, Cuadro 3.4.

Durante el período de la adición de ácidos volátiles, el mecanismo de remoción fué por metanogénesis, después se observó una combinación de metanogénesis y reducción de sulfatos.

Los bioreactores B1 y B2 son capaces de remover por degradación todos los compuestos enlistados en el Acta de Compensación y Responsabilidad de Respuesta al Ambiente Global (Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act, CERCLA), a eficiencias de 90% o más, con excepción de 1,1-dicloroetano y dibutil ftalato con eficiencias del 80%. El reactor de lecho empacado remueve cetonas con

mayor eficiencia que el reactor de lecho expandido. Se ha observado una remoción de los siguientes compuestos en los sistemas B1, B2 y P1: cetonas, etil metil cetona, isobutil metil cetona, tricloroetileno, cloruro de metileno, nitrobenceno y fenol. Todos los compuestos semivolátiles, con excepción del dibutil ftalato, se remueven con eficiencias de 95%. En el reactor P1 se observó el 75% de remoción para el tolueno, 60% para el etil benceno y clorobenceno, arriba del 80% para el 1,2,4-triclorobenceno y dibutil ftalato. Todos los compuestos volátiles aromáticos muestran eficiencias de remoción altas en el bioreactor de lecho expandido, comparado con el lecho empacado.

Cuadro 3.4: Listado de los constituyentes del residuo que se alimentó a los reactores anaerobio

COMPUESTOS	Concentración mg/l
Acetona	10
Etil metil cetona	5
Isobutil metil cetona	1
Tricloroetileno	0.400
1,1-dicloroetileno	0.100
Cloruro de metileno	1.2
Cloroformo	0-2
Clorobenceno	1.1
Etil benceno	0.600
Tolueno	8
Fenol	2.6
Nitrobenceno	0.500
1,2,4-triclorobenceno	0.200
Dibutil ftalato	0.200

Fuente: E.P.A, Eighteenth Annual Risk Reduction Engineering Laboratory Research Symposium, 1992.

La eficiencia de remoción para DQO en el sistema B1 y B2 fueron de 42% y 48% respectivamente. El promedio de reducción de sulfatos en el bioreactor de lecho expandido con carbón activado granular y el filtro anaerobio fué de 71% y 65% respectivamente.

3.5 DEGRADACION BIOLOGICA-EXTRACCION DE FLUIDO DE RESIDUOS ORGANICOS

Rue. D. M., et.al, 1992 (EPA Symposium)

El proceso de extracción-degradación biológica consiste en un proceso de extracción de contaminantes (hidrocarburos) del suelo y después someterlos a degradación biológica en reactores aerobios. Este proceso tiene un alto potencial de beneficios ambientales, de salud y es económicamente viable.

El proceso consiste de tres etapas, los contaminantes primero se remueven del suelo por solubilización con dióxido de carbono supercrítico en la superficie por medio de un extractor vaso. Los contaminantes de hidrocarburos se colectan en un solvente de separación y el CO₂ se recicla para la etapa de extracción. El solvente de separación contiene al residuo orgánico, se envía a la etapa de biodegradación, donde el residuo se transforma en CO₂, agua y biomasa.

Un fluido supercrítico tiene la propiedad de exceder la temperatura y la presión crítica. Los fluidos en el rango supercrítico tienen viscosidad y difusividad entre el líquido y el gas, con densidades muy cercanas a esos líquidos. Los fluidos supercríticos tienen la característica del líquido con una mejor capacidad de transferencia de masa. La extracción y separación, se controlan fácilmente cambiando la presión del fluido supercrítico, se puede cambiar la propiedad del solvente.

Los diferentes compuestos tienen diversos grados de solubilidad en los fluidos supercríticos individuales. La solubilidad de los hidrocarburos en CO₂ supercrítico como regla general decrece con el aumento del tamaño de la molécula y con el incremento de anillos aromáticos. Los alcanos son altamente solubles en CO₂ supercrítico, así como moléculas de cadena larga como son: fenoles, plaguicidas, bifenilos policlorados y dioxinas.

La etapa de biodegradación, usa reactores aerobios y un cultivo mixto derivado del suelo contaminado. El cultivo bacteriano se desarrolla en el sitio específico del contaminante en particular.

Las tres etapas del proceso; extracción, separación y biodegradación se estudiaron en reactores discontinuos a escala de laboratorio. La extracción con CO₂ supercrítico a 2000 PSIG y 115°F, remueve el 93% de PAHs de metanol en peso como una modificación.

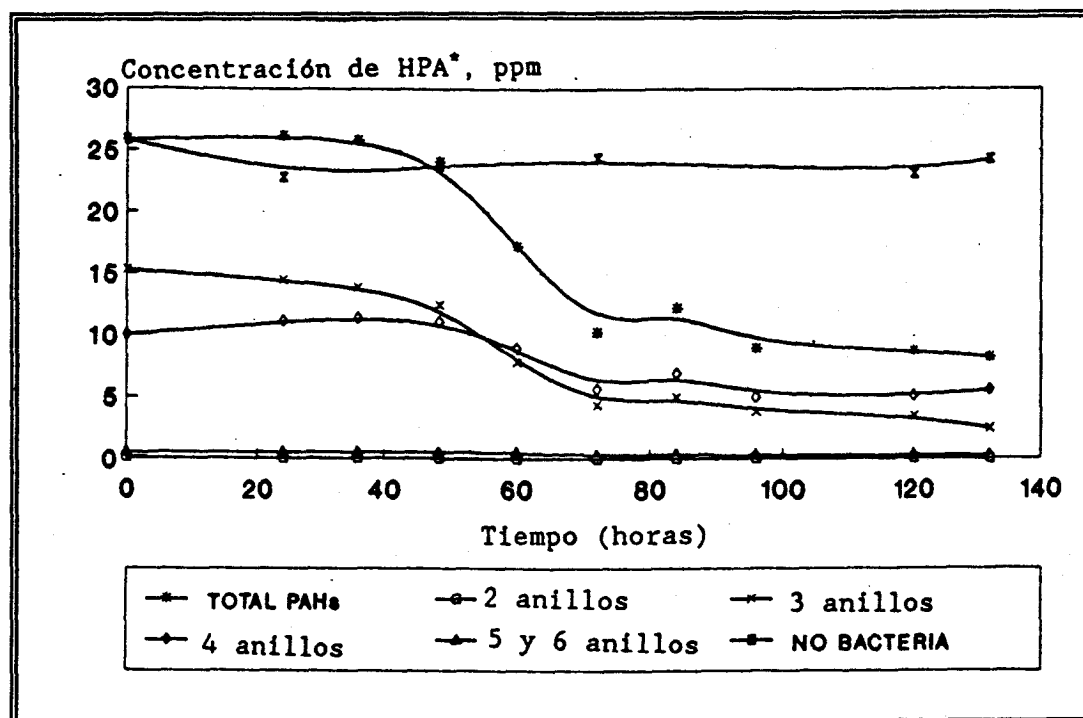


Fig 3.5: Biodegradación de los hidrocarburos poli-aromáticos del extracto supercrítico

Fuente: E.P.A, Eighteenth Annual Risk Reduction Engineering Laboratory Research Symposium, 1992.

Los microorganismos que se emplean para la biodegradación se someten a un pre-crecimiento en naftaleno y fenantreno como sustrato, para después inocularlos al sistema. Después del período de adaptación (lag) de 40 horas aproximadamente, el total de PAHs se remueve en un 52% al cabo de 30 horas más, a diferencia de los hidrocarburos poliaromáticos (PAHs) de 2 y 6 anillos, los cuales no se degradan (Fig 3.5).

3.6 SISTEMA DE BIO-RECUPERACION DE METALES PARA AGUA SUBTERRANEA

EPA., 1990, Emerging Technologies.

3.6.1 Descripción de la Tecnología

Desde hace tiempo se conoce la interacción del ion metal con los microorganismos, pero recientemente se ha estudiado la ventaja que tiene dicha afinidad para remover y recuperar iones metálicos de las aguas residuales o subterráneas.

La tecnología de ALGASORB está diseñada para remover metales pesados, que se encuentran en solución acuosa. El proceso se basa en la afinidad natural de las paredes de las algas con los iones del metal. El medio de sorción se compone de biomasa algal muerta (ALGASORB), la cual se inmoviliza en un polímero de sílice; éste es un material "duro" y sirve de protección al medio de sorción, ambos materiales se empaquetan en columnas. Cuando se presuriza, proporciona buenas características de flujo. Esta tecnología es útil para la remoción de los iones de metales pesados de aguas subterráneas que contienen altos niveles de sólidos disueltos.

El sistema funciona como una resina biológica de intercambio iónico, une a los cationes metálicos y oxi-aniones metálicos. Los aniones semejantes a cloruros o sulfatos se une débilmente o ni siquiera se unen. El sistema alga-sílice se puede reciclar, después de la saturación, los metales se extraen del alga utilizando ácidos, bases, u otros agentes solventes. Altas concentraciones de metales se pueden almacenar en un pequeño volumen y requiere un subsecuente tratamiento.

Se realizó una prueba a escala piloto con ALGASORB, donde se muestran eficiencias de la recuperación del mercurio en aguas subterráneas contaminadas. Estos estudios muestran que no solamente es eficiente para concentraciones de mercurio, ya que los resultados sugieren que otras sustancias químicas de este elemento, también se remueven eficientemente.

La biosorción del metal por la biomasa resulta de la coordinación del ión metal para varios grupos funcionales de la célula, estos grupos constituyen, biopolímeros, carboxil, imidazol, metidril, aminas, sulfatos, fosfatos, trieter, fenol, carbonil, amidas e hidroxil, esto explica la toxicidad de algunos metales a los organismos.

La afinidad del ión metálico con el ALGASORB depende de la especie de algas que se empleen así como, de la preparación de las celdas, por lo cual, dependiendo del ión metálico que se desea recuperar es la especie de alga que se emplea y la forma de preparación de la celda.

La ALGASORB se empaca en columnas, a través de las cuales pasa el agua contaminada con metales, estos se adsorben en ALGASORB y el efluente se encuentra libre de metales. Cuando la columna se satura, los metales se extraen con una solución ácida (dependiendo del metal que se trate) y la ALGASORB se puede volver a utilizar.

3.6.2 Aplicabilidad a Residuos

La ALGASORB es capaz de remover metales pesados que se encuentran en corrientes subterráneas y agua de procesos industriales. Los iones metálicos que se pueden recuperar eficientemente con biomasa algal incluyen; cobre, níquel, uranio, plomo, mercurio, cadmio, zinc, arsénico, plata, oro, platino, entre otros. También se ha observado remoción de cianuro.

Mediante esta tecnología se ha llevado a cabo la recuperación de:

a) Remoción de Cadmio presente en agua contaminada a niveles de 0.13 mg/L, con pH = 6-7.1, también contenía 0.66 mg/L de hidrocarburos halogenados y tetracloroetileno. Después del tratamiento la concentración del Cadmio bajo hasta 0.001 mg/L.

b) Remoción de mercurio contenido en el agua subterránea encontrándose de 2.3 ppm de mercurio (tanto orgánico como inorgánico). Después del tratamiento con ALGASORB -624 y 640-, las concentraciones de mercurio descendieron a 0.006 mg/L.

c) Remoción de Plomo en aguas residuales de la industria de circuitos impresos de tableros, la cual utiliza soldadura para conexiones, y que contiene fluoroborato de plomo y estaño. La concentración de Estaño-Plomo que contienen las aguas son 49 y 27.4 mg/L respectivamente, después del tratamiento con ALGASORB los niveles de plomo bajaron a 0.1 mg/L. Se observó que la ALGASORB tiene una marcada preferencia por el plomo, ya que no se efectuó la misma remoción satisfactoria con el estaño.

3.7 SISTEMA DE TRATAMIENTO ACUOSO BIOTROL

Stinson. M., et.al, 1990. (Technology Profile for the EPA)

3.7.1 Descripción de la Tecnología

El proceso es un sistema patentado llamado sistema de tratamiento acuoso BIOTROL, consiste de un tanque mezclador, un intercambiador de calor y un bioreactor, donde una población microbiana específica degrada al pentaclorofenol, ésta se adiciona a la población microbiana del agua residual.

El agua contaminada entra a un tanque mezclador donde se ajusta el pH y se adicionan los nutrientes inorgánicos, se utiliza un intercambiador de calor para tener una temperatura óptima en el sistema, el agua entonces fluye al bioreactor donde se estabilizan los contaminantes orgánicos; El bioreactor de película fija tiene tres cámaras que contienen una mezcla de microorganismos patentados y nativos del agua residual inmovilizados en un medio de soporte con gran cantidad de poros, el crecimiento microbiano se desarrolla entre una y dos semanas; el aire se suministra por membrana de burbuja fina (Fig 3.7.1).

En el bioreactor se degrada el Pentaclorofenol, transformandose a CO_2 , H_2O y Cl^- . Se ha observado que se reduce de 45 ppm a 1 ppm o menos en una sola pasada a través del sistema.

3.7.2 Aplicabilidad

Se aplica a gran variedad de aguas residuales, incluyendo aguas subterráneas, lagunas y efluentes de proceso. Los contaminantes que se pueden tratar incluye cresoles, gasolina y aceite combustible, hidrocarburos clorados, fenoles y solventes.

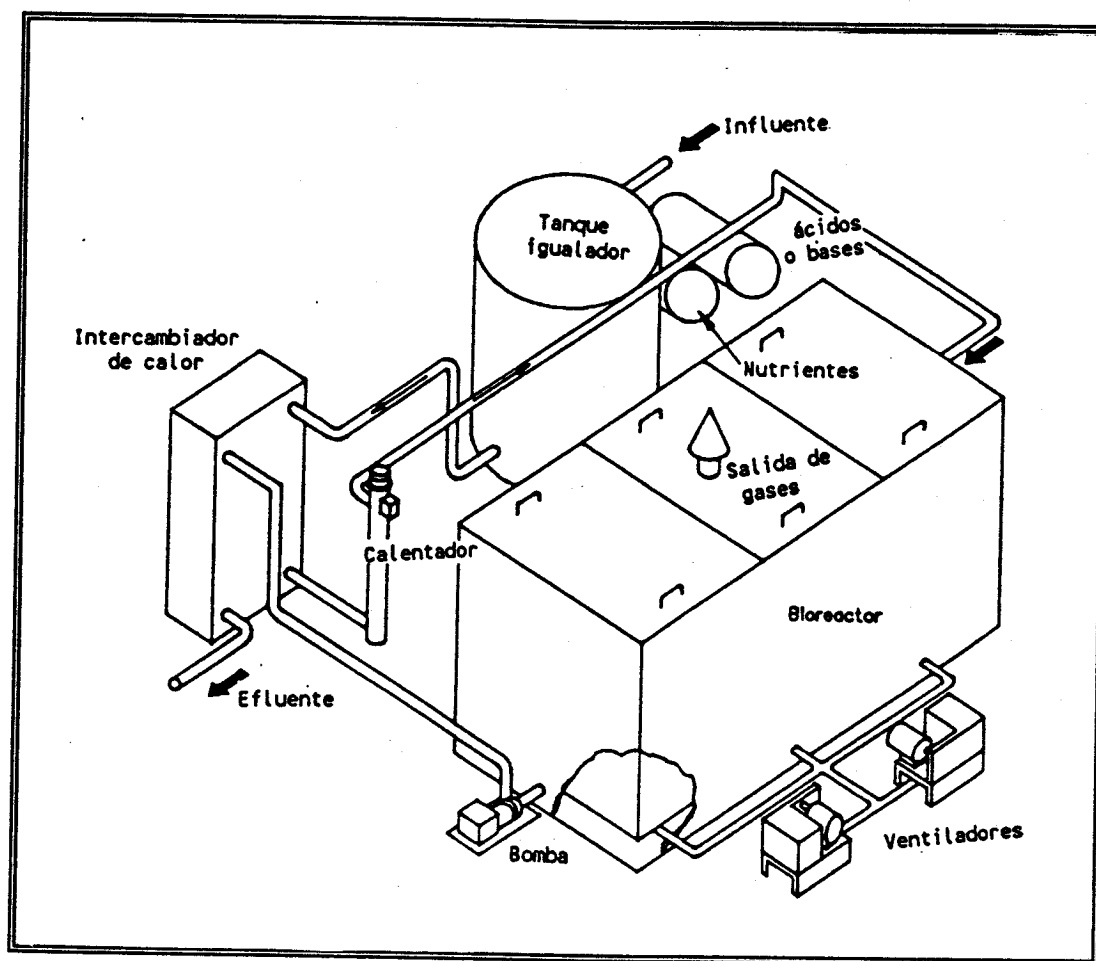


Fig 3.7.1: Proceso del tratamiento biológico

Fuente: USEPA, "The Superfund Innovative, Technology Evaluation Program", 1990

3.8 BIOREACTOR DE SISTEMA METANOTRÓFICO

Smith. D. and Peltola. J., 1991. (Technology Profile for the EPA)

3.8.1 Descripción de la Tecnología

El sistema de bioreactor metanotrófico es una tecnología de remediación para agua contaminada con hidrocarburos halogenados, tricloroetileno (TCE) y compuestos relacionados, este proceso plantea un cambio en el tratamiento biológico para la degradación de dichas sustancias químicas, ya que a diferencia de los hidrocarburos aromáticos, por ejemplo, TCE no se puede utilizar como sustrato para el crecimiento de las bacterias; su degradación depende del proceso de co-metabolismo el cual se atribuye a una amplia gama de sustratos específicos de ciertos sistemas enzimáticos bacterianos, a través de estos se lleva a cabo la co-oxidación de TCE y compuestos relacionados. BIOTROL afirma que la enzima metano mono-oxigenasa producida por bacterias metanotróficas es la más eficiente.

Las bacterias metanotróficas utilizan metano como fuente de energía y carbono; se conoce que algunas de éstas bacterias pueden producir la enzima metano-oxigenasa, ya sea en forma soluble o particulada (en los límites de la membrana), se ha observado que la forma soluble de la enzima es responsable de la degradación del TCE en lapsos de tiempo cortos. Los resultados de los experimentos con *Methylosinus trichosporium* OB3b indica que la degradación específica máxima de TCE es como promedio de 1.3 gramos de TCE por gramo de célula en peso seco por hora, el cual es de 100 a 1000 veces menos tiempo que con otros sistemas de tratamiento.

3.8.2 Aplicabilidad a Residuos

La tecnología se aplica a aguas contaminadas con hidrocarburos alifáticos halogenados, incluyendo TCE, dicloroetileno y sus isómeros, cloruro de vinilo, dicloroetano y sus isómeros, cloroformo, diclorometano (cloruro de metileno) y otros.

En el caso de aguas subterráneas, el efluente del reactor se puede re-inyectar o disponer al drenaje sanitario.

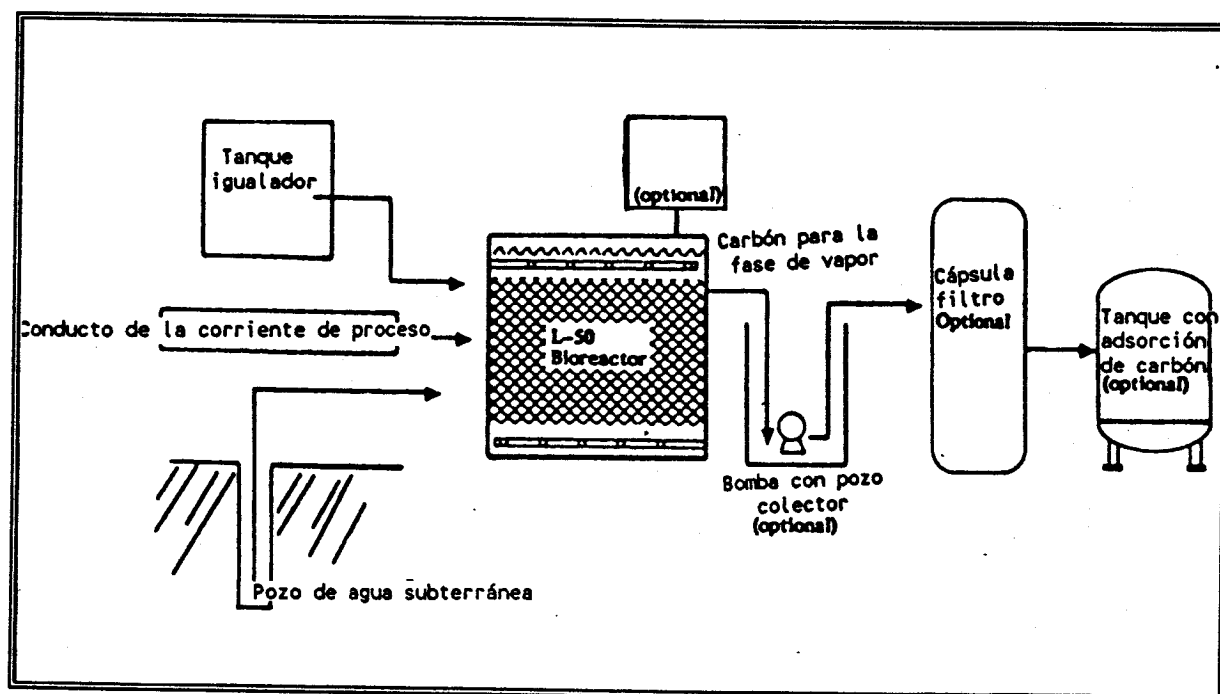


Fig 3.9.1: Sistema de tratamiento aerobio de película fija sumergida

Fuente: USEPA, "The Superfund Innovative, Technology Evaluation Program", 1990

3.9 REACTOR AEROBIO DE PELICULA FIJA SUMERGIDA

Lewis. R. and Allen.D., 1990. (Technology Profile for the EPA)

3.9.1 Descripción de Tecnología

Este sistema de tratamiento biológico, se basa en el proceso de metabolismo microbiológico aerobio de los contaminantes presentes en flujos de residuos líquidos. El sistema puede tratar líquidos que contengan concentraciones menores a 20 ppm de materia fácilmente biodegradables.

El sistema de tratamiento biológico consiste de un reactor de película fija, un tanque para suministro de nutrientes con bomba, tanque colector con bomba, cápsula filtrante y un filtro de carbón activado. Para obtener una área superficial grande, se emplea un medio de soporte plástico para rellenar el reactor; el nivel del agua dentro del reactor cubre completamente el material plástico, el crecimiento microbiano se fija en forma de película en la superficie del material de relleno.

El bioreactor se opera en flujo continuo de un solo paso, el tiempo de retención hidráulica es bajo, menos de una hora. El proceso inicia cuando el agua contaminada se bombea al reactor desde un tanque de igualación. El influente se dispersa sobre el reactor empacado por un colector del sistema de distribución. Cuando el agua residual pasa a través del reactor, la biopelícula degrada las sustancias orgánicas. El sistema de distribución de aire se encuentra por debajo del medio plástico suministrando el oxígeno a la bacteria en forma de finas burbujas. El efluente de agua tratada llega a un sistema colector, después pasa a una cápsula filtrante para remover los sólidos biológicos de exceso, seguido por un tratamiento de carbón activado, el cual remueve los remanentes de compuestos orgánicos. Dependiendo de la calidad del efluente, se puede suprimir la cápsula y el filtro de carbón activado (Fig 3.9.1).

3.9.2 Aplicabilidad a Residuos

Esta tecnología se utiliza generalmente en el tratamiento de aguas subterráneas y agua de procesos industriales, pero se aplica también a aguas de lagunas y estanques contaminados. Los compuestos fácilmente biodegradables son la etil metil cetona y el benceno, también se pueden tratar algunos compuestos orgánicos más resistentes como el clorobenceno, Sin embargo los compuestos más difíciles de degradar como el tricloroetileno, tetracloroetileno y cloroformo no se pueden tratar con este sistema.

3.10 BIODEPURADOR

Barkley. N., and Liu. K.T., 1990. (Technology Profile for the EPA)

3.10.1 Descripción de Tecnología

Esta tecnología de bio-depuración degrada compuestos orgánicos tóxicos de suelo, agua y residuos de los procesos de descontaminación de aire. El biodepurador contiene carbón activado Alcoa's como medio de soporte para el crecimiento microbiano y para mejorar la bio-actividad para la degradación completa de los compuestos disueltos en el residuo, como producto del metabolismo se obtiene CO_2 , H_2O y otros compuestos orgánicos no peligrosos.

El biodepurador puede tratar volúmenes grandes de aire que contengan trazas de compuestos orgánicos volátiles que no se puedan tratar eficientemente con otras tecnologías.

La eficiencia del depurador se atribuye a la porosidad del carbón (micro y macro poros). El área superficial que los macroporos ofrecen para el crecimiento de los microorganismos es importante, ya que la eficiencia de degradación aumenta. Los microporos proveen la suficiente adsorción para los compuestos orgánicos de tal manera que los microorganismos tengan el alimento más tiempo, propiciando la digestión biológica con mayor eficiencia.

3.10.2 Aplicabilidad a Residuos

La tecnología de biodepuración se puede utilizar para remover sustancias orgánicas del suelo, agua de procesos industriales y residuos de los procesos de descontaminación del aire.

3.11 OXIDACION CON AIRE HUMEDO

Martin. J.F and Copa. W.M., 1990. (Technology Profile for the EPA)

3.11.1 Descripción de Tecnología

Zimprol/Passavant Inc. ha desarrollado un sistema de tratamiento con dos tecnologías combinadas. El sistema de tratamiento PACT y WAO (Oxidación con aire húmedo). El sistema PACT utiliza carbón activado en polvo (CAP), combinado con el tratamiento biológico convencional {sistema de lodos activados} para tratar residuos líquidos que contengan contaminantes tóxicos orgánicos (Fig 3.11.1). La tecnología WAO puede regenerar el CAP para reusarse en el sistema PACT. El sistema es móvil y puede tratar desde 2,500 a 10,000 galones de agua residual por día.

En el sistema PACT, los contaminantes orgánicos se remueven a través de biodegradación y adsorción. La biomasa en el sistema de lodos activados está contenida en suspensión en el líquido, en condiciones aereadas, remueve compuestos orgánicos tóxicos biodegradables de residuos líquidos. El carbón activado en polvo se adiciona para mejorar el tratamiento biológico por la adsorción de compuestos orgánicos tóxicos.

La eficiencia de tratamiento por el sistema PACT depende de las características del influente, se deben tomar en cuenta la biodegradabilidad, adsorción y concentración de compuestos tóxicos orgánicos y compuestos inorgánicos, como metales pesados.

Los principales parámetros de operación incluyen dosis de carbón, tiempo de retención hidráulica, tiempo de retención celular, concentración de biomasa y carbón activado en el sistema.

Los residuos líquidos que se alimentan en el sistema PACT deben tener los nutrientes suficientes (nitrógeno y fósforo) y compuestos biodegradables para el crecimiento de la biomasa activa en el tanque de aereación, la temperatura del residuo se debe mantener en el intervalo de 40°F a 100°F y un pH de 6 a 9. El tiempo de retención de sólidos afecta la concentración y tipo de biomasa en el sistema, este puede variar de 2 a 50 días. El tiempo de retención hidráulico afecta el grado de biodegradación, el intervalo típico es de 2 a 24 horas, para aguas diluidas como son las aguas subterráneas contaminadas, y aumenta el tiempo para residuos concentrados o lixiviados.

La concentración de carbón varía dependiendo de las características de biodegradación y adsorción de los contaminantes en las aguas residuales. Altas concentraciones de carbón activado en polvo impiden la sedimentación del lodo (carbón activado en polvo)-biomasa y reduce la remoción de contaminantes orgánicos volátiles.

Los sólidos de exceso se remueven periódicamente del sistema a través de un tanque sedimentador, para después recircularlos al sistema WAO para regenerar el carbón activado en polvo y destruir los compuestos remanentes que se encuentran en la biomasa. La temperatura y la presión en la WAO son de 480°F y 800-850 libras por pulgada cuadrada respectivamente. Después del tratamiento en el sistema WAO, la regeneración CAP se puede separar de la biomasa y retornar al tanque de aereación para reusarlo.

3.11.2 Aplicabilidad a Residuos

Esta tecnología se aplica a aguas residuales municipales e industriales, aguas subterráneas y lixiviados que contengan contaminantes orgánicos peligrosos. De acuerdo con el sistema PACT se tiene buen resultado para tratar una gran variedad de aguas residuales industriales, como son: la química, farmacéutica, refinería y aceites sintéticos.

En general el sistema puede tratar residuos líquidos con grandes concentraciones de DBO (10 a 30,000 ppm) y DQO (20 a 60,000 ppm). Los compuestos orgánicos volátiles tóxicos se pueden tratar sobre niveles donde no interfiera en el crecimiento de la biomasa, más o menos 1000 ppm. En el sistema PACT se pueden reducir los compuestos orgánicos de agua residual contaminada de cerca de 1000 ppm a límites de detección que se encuentran en el ámbito de ppb (partes por billón).

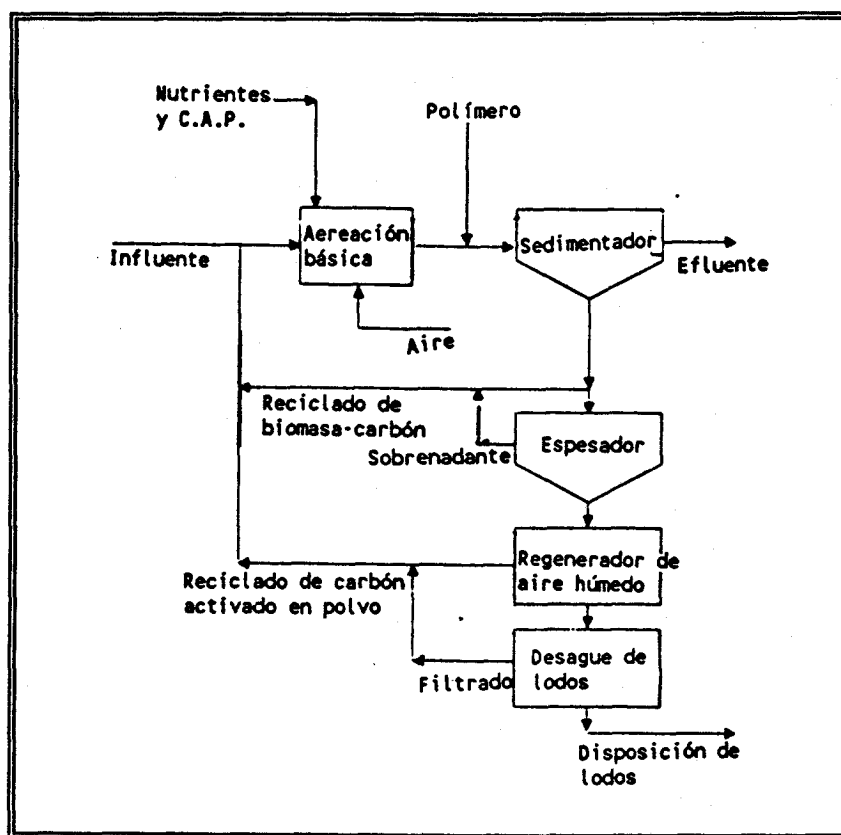


Fig 3.11.1: Sistema PACT con WOA (oxidación con Aire Húmedo)

Fuente: USEPA, "The Superfund Innovative, Technology Evaluation Program", 1990

BIBLIOGRAFIA

AELION, C.M. and Bradley P.M., "Aerobic Biodegradation Potential of Subsurface Microorganisms from a Jet Fuel-Contaminated Aquifer". *Applied and Environmental Microbiology*, 1991, 57(1): 57-63.

BATSTONE, R., "The Safe Disposal of Hazardous Wastes", *The International Bank for Reconstruction*, Washington, 1989, Vol II.

BERRUETA, J. and Castrillón, L. 1992. Anaerobic treatment of leachates in UASB reactors. *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 1992, 54, 33-37.

BITZI, U., Egli, T. and Hamer G. "The Biodegradation of Mixures of Organic Solvents by Mixed and Monocultures of Bacteria." *Biotechnology and Bioengineering*, 1990, 37: 1037-1042.

BOMAN, B., Frostell, B. and Eriksson, K.E. "Some aspects on biological , 1988,

BOUWER, J. E., and McCarty, L.P. 1985. "Utilization Rates of Trace Halogenated Organic Compounds in Acetate-Grown Biofilms". *Biotechnology and Bioengineering*, 1985, 27: 1564-1571.

BRADSHAW, A.D., et al. "The tratment and Handling of Wastes", *Ed. Chapman & Hall.*, Great Britain, 1992, pp. 157-161.

CHEN, Y.S. and Bungay H.R. "Microelectrode studies of Oxygen Transfer in Trickling Filter Slimes". *Biotechnology and Bioengineering*, 1981., 23, 781-792.

DENAC, M. and Dunn, I.J. "Packed- and Fluidized- Bed Biofilm Reactor Performance for Anaerobic Wastewater Treatment." *Biotechnology and Bioengineering*. 1988, 32(1), 159-173.

FORD, L.D. "The use of biological systems to remove toxic constituyents". *Presented to the International Congress on Hazardous Material Management*. Chattanooga, Tennessee. 1987, pp. 100-103.

GANCZARCZYK,J., "Activited Studge Process". *Ed Marcel Dekker.*, New York, 1983, pp 12-18.

GARDNER, D.A., Suidan, T.M. and Kobayashi, H.A., "Role of GAC activity and particle size during the fluidized-bed anaerobic treatment of refinery sour water stripper bottoms" *J. Water Pollut. Control Fed.*, 1988, 60(4): 505-513.

GROTENHUIS, J.T.C. et al. "Role of substrate concentration in particle size distribution of methanogenic granular sludge in UASB reactors". *Water Research*. 1991, 25(1), 21-27.

GUIOT, R.S., Rocheleau, S., Hawari J. and Samson, R. "Induction of Granulation by Sulphonated-Lignin and Calcium in an Upflow Anaerobic Sludge Bed Reactor." *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*. 1992, 53, 45-56.

HAMMER, M.J. "Water and Wastewater Technology". Ed. John Wiley & Sons, Inc. London. 1975, pp. 365, 366, 377, 381-382 y 402-403.

HENDRIKSEN, H.V., Larsen, S. and Ahring, K.B. "Influence of a supplemental carbon source on anaerobic dechlorination of pentachlorophenol in granular sludge". *Applied and Environmental Microbiology*. 1992, 58(1), 365-370.

HENZE, M. and Harremoës, P. 1983. "Anaerobic Treatment of Wastewater in Fixed-Film Reactors -a literature review" *Water Science Technology*. 1983, 15, 1-100.

HERNANDEZ, M.A. "Depuración de aguas residuales", Cátedra de Ingeniería Sanitaria y Medio Ambiente. Escuela Técnica de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. *Servicio de Publicaciones de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid (UPM). Colección SEINOR No. 9*, Madrid. 1990, pp. 486-503, 517-519.

HORAN, N.J. "Biological Wastewater Treatment Systems", Ed. John Wiley & Son Ltd., London. 1990, pp 171, 275-277 y 309.

LESLIE, C.P. G., Jr. "Biodegradation of Toxic Organics: Status and Potential" *Journal of Environmental Engineering*, 1990, 116(5): 805-828.

LETTINGA, G., Van Velsen, A.F.M., Hobma, S.W. de Zeeuw W. and Klapwijk A. "Use of the Upflow Sludge Blanket (USB) Reactor Concept for Biological Wastewater Treatment, Especially for Anaerobic Treatment" *Biotechnology and Bioengineering*. 1980, 22, 699-734.

LETTINGA, G. and Hulshoff L.W. "Application of modern high rate anaerobic treatment processes for wastewater treatment". in *New Developments in Industrial Wastewater Treatment*. Türkman A. and Uslu O. Ed. A. Türkman and Uslu. 1991, pp. 38-43.

LUCERO, B., Izurieta, E., Siu, R., 1991. "Estudio de la Investigación aplicada relacionado con la evaluación técnica de algunos filtros rociadores construídos en México". *Informe parcial, elaborado en la DEPMI para la Organización Panamericana de la Salud*. México, 1991, pp 10, 17.

MALINA, F.J., and Pohland, G.F., "Desinf of Anaerobic Processes for the Treatment of Industrial and Municipal Wastes". *Water Quality Management Libraty*. Vol. VII, 1992, pp 61-68.

MANAHAN, S.E. 1990. "Hazardous Waste Chemistry, Toxicology and Treatment". *Lewis Publishers Inc.*, USA, 1990, pp 301-307.

MARTINEZ, G.F. 1990. Tesis, "Sistemas de tratamiento de aguas residuales para poblaciones menores de 40,000 habitantes". Para obtener el grado de Maestro en Ingeniería (Sanitaria). UNAM, *División de estudios de Posgrado, Facultad de Ingeniería*. México, 1990, pp 28-38.

METCALF & EDDY, Inc. 1985. . "Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales". *Ingeniería Sanitaria. Ed. Labor, S.A.* Barcelona, 1985, pp 573, 577, 578 y 582.

MORGAN, J. W. et. al. 1991. "Upflow Sludge Blanket Reactors: The effect of bio-supplements on performance and granulation". *J. Chem. Tech. Biotechnol.* 1991, 52, 243-255.

"Natural Systems for Wastewater Treatment". Manual of Practice No.FD-16, *Water Pollution Control Federation*, Alexandria, Va, 1990.

NEMEROW, L.D."Industrial and Hazardous Waste Treatment", *Van Nostran Reinhold*, New York. 1991, pp. 170-173.

RAMALHO, R.S. "Introduction to Wastewater Treatment Processes", *Academic Press, Inc.*, London. 1983, pp 472-475.

RAMALHO, R.S. "Tratamiento de aguas residuales". *Ed. Reverté, S.A. de C.V.* Barcelona, 1991, pp 520.

ROBERT, M. ARTHUR., "New Concepts and Practices in Activated Studge Process Control". *Ann Arbor Science*, Michigan, 1982, pp 2-6.

ROGOSHEWSHI, P., BRYSON, H., WAGNER, K., "Remedial Action Technology for Waste Diposal Site". USEPA. *Noyes data Corporation, Park Ridge*, New Jersey, 1983, pp 424-448.

SAENZ, F.R. "Consideraciones en relación con el uso de lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales". Curso Intensivo., Criterios para proyecto, construcción y gestión de: Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales. UNAM, Fac. de Ingeniería. División de Estudios de Posgrado, Sección de Ingeniería Ambiental. *Organización Panamericana de la Salud (OPS/OMS). Programa de Salud Ambiental (HPE)*. México, 1992 (a), pp 13.

SAENZ, F.R., "Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales". Curso Intensivo., Criterios para proyecto, construcción y gestión de: Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales. UNAM, Fac. de Ingeniería. División de Estudios de Posgrado, Sección de Ingeniería Ambiental. *Organización Panamericana de la Salud (OPS/OMS). Programa de Salud Ambiental (HPE)*. México, 1992 (b), pp 135.

SAENZ, F.R., "Modelos matemáticos para el cálculo y dimensionamiento de lagunas de estabilización". Curso Intensivo., Criterios para proyecto, construcción y gestión de: Lagunas de Estabilización de Aguas Residuales. UNAM, Fac. de Ingeniería. División de Estudios de Posgrado, Sección de Ingeniería Ambiental. *Organización Panamericana de la Salud (OPS/OMS). Programa de Salud Ambiental (HPE)*. México, 1992 (c), pp 15.

SAMSON, R., Pauss, A. and Guiot, R.S. "Immobilized cell systems in anaerobic digestion processes" in *Wastewater Treatment by Immobilized Cells*. Tyagi, R.D. and Kannan, Vembu. Ed. CRS Press, Boca Raton, FL, 1990 pp 153-163 y 213-215.

SCHOLZE, R.J., et al., "Biotechnology for Degradation of Toxic Chemicals in Hazardous Wastes". *Noyes data Corporation, Park Ridge, New Jersey*, 1988.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, "Eighteenth Annual Risk Reduction Engineering Laboratory Research Symposium", Office of Research Protection Agency, Cincinnati, Ohio, April 1992.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, "Innovative Treatment Technologies: Overview and Guide to Information Sources", Office of solid waste and emergency response technology innovation office, Washington, D.C, October 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, "Survey of materials handling technologies used at hazardous waste sites" Office of Research Protection Agency, Cincinnati, Ohio, June 1991.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, "The Superfund Innovative Technology Evaluation Program", Office of Research Protection Agency, Cincinnati, Ohio, November 1990.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, "The Superfund Innovative Technology Evaluation Program", Office of solid waste and emergency response technology innovation office, Washington, D.C, November 1991.

WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION TECHNICAL PRACTICE COMMITTEE CONTROL GROUP., "O & M of Trickling Filters, RBCs, and Related Processes" Manual of Practice OM-10 Operations and Maintenance Series. 1986, pp 39-56.

WENTZ, Charles A. 1989. "Hazardous Waste Management", *Ed. McGraw-Hill*, U.S.A., 1989, pp 451.

WINGGINS, B.A. and Alexander M. "Role of Chemical Concentration and Second Carbon Sources in Acclimation of Microbial Communities for Biodegradation" *Applied and Environmental Microbiology*, 1988, 54(11): 2803-2807.

WINKLER, M.A. "Tratamiento biológico de aguas de desecho". *Editorial Limusa, S.A. de C.V.* México, 1986, pp 184-186.

WU, W., Hu, J., Gu, X., Zhao, Y., Zhang, Y. and Gu, G. "Cultivation of anaerobic granular sludge in UASB reactors with aerobic activated sludge as seed". *Water Research.*, 1987, 21(7), pp 789-799.

ZEEUW, W.J. "Granular sludge in UASB reactors". in *Granular anaerobic sludge, microbiology and technology*. Proceedings of the Gasmat-Workshop Lunteren Netherlands, 25-27 Lettinga, G., Zehnder, A.J.B., Grotenhuis, L.W. and Hulshoff Pol, L.W. Centre for Agricultural Publishing and Documentation, Wageningen. 25-27 October 1987, pp. 132-136.

ZICKEFOOSE, C.S., Karney, P.T., Gallier, A.J., Glueckstein, L.J. and Munsey, F.D. "Manuals of Practice for Waste Pollution Control". Authorized for Publication by the Board for Control Water Pollution Control Federation., 1986.

CENTRO NACIONAL DE PREVENCIÓN DE DESASTRES
AV. DELFIN MADRIGAL N° 665, COL. PEDREGAL DE STO. DOMINGO
C. P. 04360, DELEG. COYOACAN, MEXICO, D. F.
TELS. 424 61 00, 606 88 37, 606 95 20
FAX 606 16 08