RESUMEN

Los avances tecnológicos han permitido a la población elevar su nivel de vida, sin embargo junto con las comodidades a que puede aspirar la humanidad, llegan los problemas de tipo ambiental y dentro de este rubro esta el tratamiento y disposición de las aguas residuales de tipo municipal. Y es compromiso de todos los ciudadanos que este tratamiento y disposición este acorde con lo establecido por las Normas Oficiales Mexicanas.

En el estado de Tlaxcala, muchos de los tratamientos utilizados por los gobiernos municipales son lagunas de oxidación, las cuales rápidamente son rebasadas en su capacidad de tratamiento de aguas residuales y se hace necesario el uso de aeradores, lo cual incrementa el costo de tratamiento de dichas aguas. Con la finalidad de disminuir estos costos se propone el empleo de una combinación de filtros biológicos, los cuales serán instalados en las lagunas de oxidación en lugar de aeradores mecánicos, los datos proporcionados aquí nos muestran un panorama de los beneficios que podremos obtener al utilizar dicha combinación.

CAPITULO I

INTRODUCCION

En la actualidad, las plantas de tratamiento de aguas residuales son cada día más eficientes y de más fácil operación con menos costos, además de que generalmente se tiene un uso específico para el efluente obtenido de esas instalaciones.

Las lagunas de oxidación o estabilización se emplean en lugares donde se cuenta con mucha área disponible y el agua residual es predominantemente de tipo municipal y en donde las cargas orgánicas deberán permanecer casi constantes, para poder obtener una buena calidad de agua tratada. Encontrar poblaciones que cumplan con estas condiciones es muy difícil, puesto que en la mayoría de ellas se encuentran desde talleres hasta pequeñas o medianas empresas, las cuales elevan, en algunas ocasiones la carga orgánica descargada al sistema de alcantarillado y de ahí a la planta de tratamiento.

Por esta razón, el uso de tecnología aplicada a los procesos convencionales, como son los filtros biológicos aerobios, con respecto a las lagunas de oxidación, proporciona buenos resultados en la difícil tarea de obtener una mejor calidad del efluente a un bajo costo de operación. Se pueden también emplear unidades multiples, que son de fácil operación, pues permiten la disminución o eliminación de malos olores, provocados muchas veces por la falta de mantenimiento en las lagunas de oxidación simples, o porque su capacidad de tratamiento ha sido superada.

Los resultados obtenidos en este trabajo muestran la eficiencia obtenida en la remoción de varios contaminantes presentes en el agua residual de tipo municipal, o en mezclas de municipal- industrial.

CAPITULO 2

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Mejorar, a través de la instalación de filtros biológicos, las características del agua proveniente de lagunas de oxidación, reduciendo principalmente los compuestos orgánicos representados por la Demanda Química de Oxígeno y la Demanda Bioquímica de Oxígeno, DQO y DBO respectivamente, con lo cual el agua tratada podría ser reutilizada en alguna otra actividad como riego agrícola o, simplemente, ser decargadas a otros cuerpos de agua.

OBJETIVOS ESPECIFICOS

Disminuir la concentración de sólidos sedimentables, suponiendo que el filtro biológico actuará como medio de oxidación en aireación continua extendida.

Reducir la concentración de compuestos orgánicos volátiles en el efluente de la unidad de tratamiento.

Evitar, en lo posible, el empleo de aireadores superficiales en las lagunas de oxidación.

Proporcionar al agua tratada un uso adecuado; principalmente en áreas de riego o cultivo, cuidando que cumpla con lo límites máximos establecidos para ese fin por las normas oficiales.

CAPITULO 3

BREVE INTRODUCCIÓN AL TEMA DE LAS LAGUNAS DE OXIDACIÓN

Entre los términos "lagunas de estabilización y lagunas de oxidación", el primero se usa preferentemente, puesto que describe la función real del proceso y, al mismo tiempo, incluye tanto a lagunas aeróbicas como anaeróbicas.

El término "lagunas de oxidación" fue empleado en el pasado para implicar la oxidación de la materia orgánica mediante el oxígeno producido por las algas a través de la fotosíntesis. Este aspecto es muy importante, pero existen otros procesos que intervienen en la degradación de la materia orgánica, como la estabilización por digestión, la cual es importante en las lagunas facultativas y es además predominante en las lagunas anaeróbicas. [1]

El término "lagunas de estabilización" describe a los estanques construidos en tierra de profundidad reducida; generalmente menor que 5 m, diseñados para el tratamiento de aguas residuales por medio de la interacción de la biomasa (algas, bacterias, protozoarios, etc.), la materia orgánica del desecho y otros procesos naturales (submodelos hidráulicos y factores físicos, químicos y meteorológicos). La finalidad de este proceso es obtener un efluente de características establecidas (DBO, DQO, OD, SS, algas, nutrientes, parásitos, enterobacterias, coliformes, etc.).[1, 2]

El desarrollo del proceso de lagunas aereadas y su empleo se ha generalizado en los países industrializados y en muchos en desarrollo. Aunque las primeras experiencias con lagunas aeradas fueron llevadas a cabo en 1956, no fue sino hasta abril de 1960 en que se conoció la primera publicación sobre un tema, en un trabajo de Eckenfelder y O' Connor.[3] En los primeros años de la década del 60 las lagunas aereadas habían ya ganado aceptación.[4,5,6]

Historicamente, la aereación en las lagunas de estabilización fue empleada en climas con cuatro estaciones bien marcadas y principalmente en invierno, para impedir el crecimiento excesivo de algas y otras condiciones producidas por sobrecarga orgánica y variaciones estacionales de temperatura.

En esta experiencia se encontró que las lagunas aeradas mantenian una remoción aceptable de DBO soluble, con períodos de retención más cortos que las lagunas facultativas sin aereación. Además el uso de las lagunas aereadas evidenció la ventaja de la utilización de menor área de terreno, debido a que los requisitos superficiales para este tipo de procesos son normalmente del 1 al 10 por ciento de la superficie requerida en comparación con lagunas facultativas convencionales. [7,8,9]

Eckenfelder y O' Connor, en 1960, fueron los primeros investigadores que realizaron ensayos, a escala de laboratorio, en lagunas con difusión de aire comprimido.[3] Sus experiencias de campo también fueron comenzadas con este tipo de aereación, hasta que la aereación mecánica superficial comenzó a popularizarse en los Estados Unidos. El trabajo pionero del desarrollo de lagunas de estabilización ha sido acreditado a O' Connor, Eckenfelder y Mc Kinney,[3,6] los cuales desarrollaron modelos matemáticos del proceso. Sin embargo, no fue hasta 1980 en que Marais y Ekama[10] , presentaron el modelo racional para el diseño de lagunas Aereadas.

Las lagunas aeradas han ganado aceptación en un apreciable número de los países en desarrollo que practican el tratamiento de las aguas residuales.[1]

3.1. CLASIFICACIÓN DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN

Existen varias formas de clasificar las lagunas; de acuerdo con el contenido de oxígeno; pueden ser: anaeróbicas, aeróbicas y facultativas. Si el oxígeno es

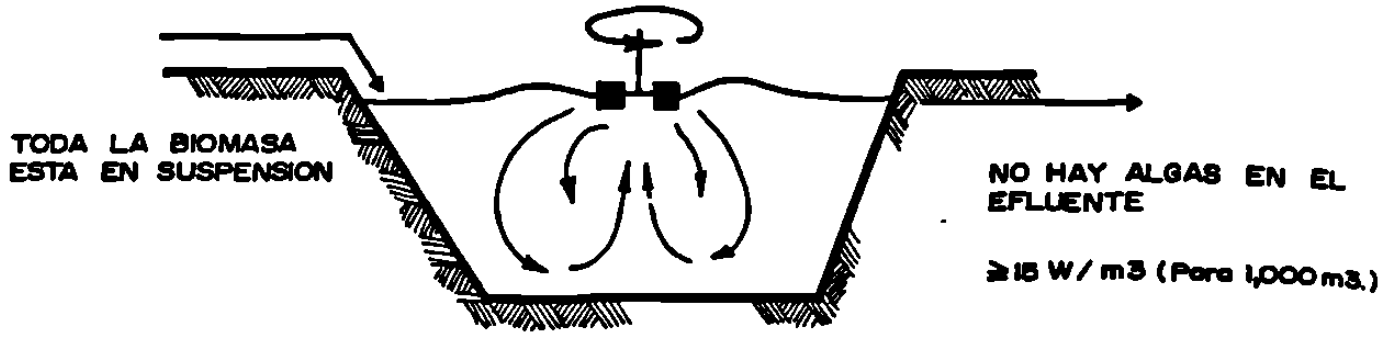
suministrado artificialmente, con aeración mecánica o aire comprimido, se denominan lagunas aeradas. [1, 2] La figura 3.1 muestra en forma esquemática tres diferentes lagunas aeradas.

De acuerdo con el lugar que ocupan, en relación a otros procesos, las lagunas pueden clasificarse como primarias o de agua residual cruda; secundarias, si reciben efluentes de otros procesos de tratamiento y de maduración, si su propósito fundamental es reducir el número de microorganismos indicadores. [1]

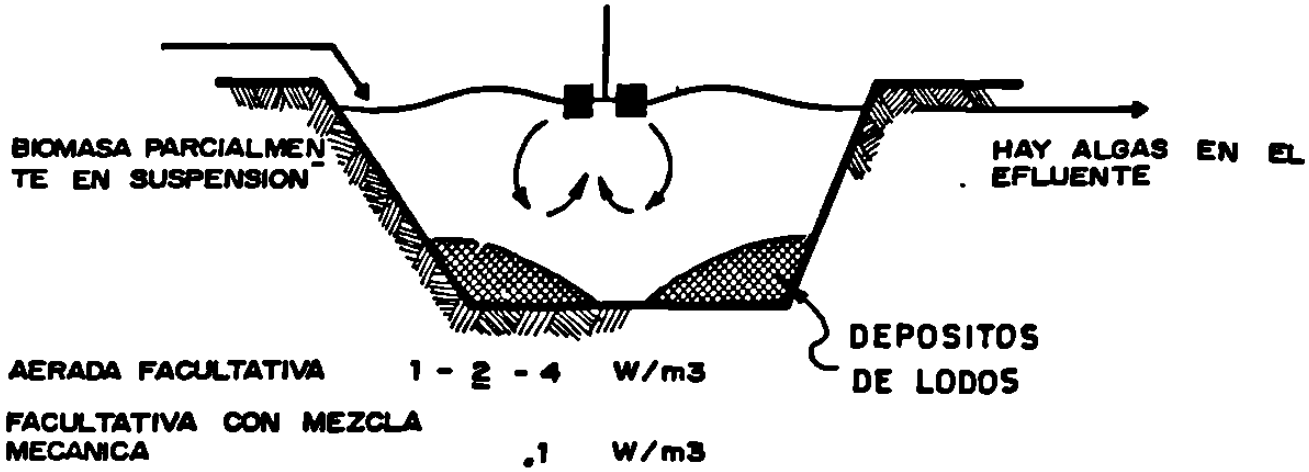
Las lagunas de alta producción de biomasa o aeróbicas, que han sido también referidas como fotosintéticas, son estanques de profundidad reducida (0.3 a 0.45 m) lo cual permite la penetración de luz hasta el fondo y son diseñadas para una máxima producción de algas con cortos periodos de retención. En estas lagunas se mantienen condiciones aeróbicas a todo nivel y tiempo y la estabilización de materia orgánica se efectúa por acción de organismos aeróbicos. La mezcla mecánica es común en este tipo de lagunas y se utiliza para impedir la formación de depósitos anaeróbicos y mantener un buen contacto entre biomasa y algas. Estas unidades han sido utilizadas perfectamente en climas calientes y con buena radiación solar, con propósitos de producción y cosecha de algas y su uso en tratamiento de aguas residuales no es generalizado, empleándose en muchos casos para producción de algas a partir de desechos agropecuarios y excretas. [1]

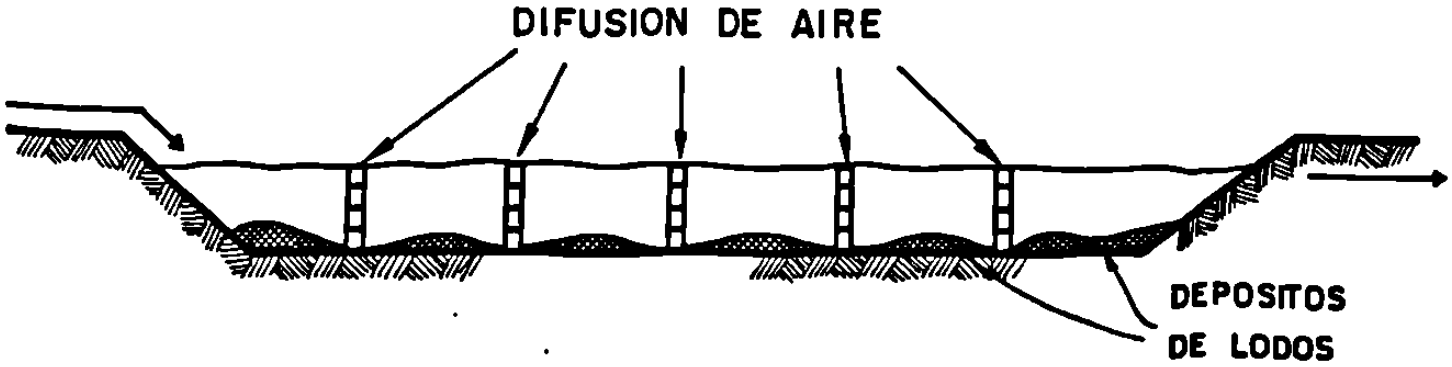
Las lagunas anaeróbicas son estanques de mayor profundidad (2.5 a 5.0 m) y reciben cargas orgánicas más elevadas, de modo que se suprime la actividad fotosintética de las algas, encontrándose ausencia de oxígeno en

LAGUNA AERADA DE MEZCLA COMPLETA



LAGUNA AERADA FACULTATIVA Y LAGUNA FACULTATIVA CON MEZCLA MECANICA





LAGUNA DE OXIDACION AERADA

Figura 3.1 Tipos de lagunas aeradas.

todos sus niveles. En estas condiciones, las lagunas actuarán como un digestor anaeróbico abierto, sin mezcla y , debido a las altas cargas orgánicas que soportan, el efluente contendrá un alto porcentaje de materia orgánica, requiriéndose de otro proceso de tratamiento complementario. [1]

Las lagunas anaeróbicas se utilizan preferentemente para el pretratamiento de desechos industriales, o de desechos domésticos con un elevado aporte industrial. En este sentido, una de las grandes ventajas de las lagunas anaeróbicas es reducir las concentraciones de compuestos tóxicos o inhibidores presentes.

Las características principales de las lagunas facultativas son el comensalismo entre algas y bacterias, en el estrato superior, y la descomposición anaeróbica de los sólidos sedimentados, en el fondo. Por consiguiente, su ubicación como unidad de tratamiento en un sistema de lagunas puede ser: como laguna primaria única, o como una unidad secundaria de lagunas anaeróbicas o aeradas.

Existen cuatro tipos de lagunas aireadas, claramente diferenciables, dependiendo del método de oxigenación y/o la densidad de energía, que define el grado de mezcla de la biomasa. Estos tipos de lagunas aeradas se describen a continuación.

3.1.1 Laguna aireada de mezcla completa

Ésta es llamada también laguna aireada de biomasa en suspensión, en la cual la presencia de algas no es muy aparente. Éste puede considerarse como un proceso incipiente de lodos activados, sin separación y recirculación de lodos. La densidad de la biomasa es considerablemente menor que en los procesos de lodos activados y para el dimensionamiento de la laguna se relaciona el período de retención con la tasa de generación de sólidos activos, de modo que no se produzca un lavado de biomasa del sistema. No habiendo recirculación en este

caso, el período de retención es igual a la edad de los lodos. Debido a que el efluente de este proceso contiene material sólido (activo, endógeno e inerte) en concentraciones iguales a las de la laguna, se hace necesario utilizar el tratamiento adicional, siendo lo más ventajoso tener una laguna facultativa después de la laguna de mezcla completa .[11]

La producción de biomasa activa en esta laguna resulta de la conversión de sólidos solubles, y en suspensión, a sólidos volátiles. Esto en términos energéticos significa que la energía en el líquido ha pasado a almacenarse en los sólidos. La laguna aireada de mezcla completa actúa entonces como un biofloculador, lo cual facilita la sedimentación de estos sólidos en la laguna facultativa secundaria .[10]

Se ha publicado información contradictoria en relación con la densidad de energía necesaria para la mezcla completa en lagunas. Esto se debe a que este parámetro no contiene toda la información para caracterizar adecuadamente el grado de mezcla. Los requisitos de densidad de la energía para mezcla completa están en función del tamaño y dimensiones de la laguna y decrecen con un aumento del volumen. Eckenfelder[11a] sugiere una densidad de 20 W/m^3, Fleckseder y Malina[11b] indican un requisito de 20 W/m^3 para una laguna de 500 m^3 y de 10 W/m^3 para una de 2000 m^3. Estos datos sugieren la especificación del volumen para cada densidad de energía, con el objeto de caracterizar el estado de mezcla completa en las lagunas aireadas.

3.1.2 Laguna aerada facultativa

Este tipo de laguna es también conocida como laguna con biomasa en suspensión parcial y, normalmente, es recomendable para climas templados o cálidos. En este proceso, el oxígeno es abastecido totalmente en forma artificial por medio de aeradores mecánicos y la producción de oxígeno por fotosíntesis está ausente o juega un papel muy reducido en la oxigenación de la materia

orgánica. Aquí la densidad de energia es insuficiente para la mezcla total. En la figura 3.2 se esquematiza un perfil de este tipo de lagunas. En la figura 3.3 se presentan lagunas aeradas por agitación mecánica.

Debido a la incertidumbre de saber si la laguna va a operar como de mezcla completa al final del período, o como facultativa en los años iniciales, es difícil el desarrollo de un método racional y consistente de diseño; por lo cual, para el dimensionamiento, se tiene que usar la teoría de lagunas de mezcla completa, a falta de mejores herramientas.[1]

3.1.3 Laguna facultativa, con agitación mecánica

Este tipo es aplicable exclusivamente en áreas con climas cálidos y en ausencia de viento, con el objeto de ayudar a vencer los efectos adversos de la estratificación termal. En lagunas de estabilización facultativa, la influencia del viento es imprescindible para producir el mezclado vertical necesario para promover el contacto de algas no móviles con la luz solar en la zona fótica. Para un buen mezclado por acción del viento, en una laguna de 1.5 m de profundidad, se necesita un alcance de 100 m.[12]

La estratificación termal ocurre en la ausencia del viento, con la formación de un estrato de 30 a 50 cm de profundidad, el cual está limitado por la termoclina (línea que define al máximo gradiente de temperatura). Sobre la termoclina hay mezclado, en alguna medida, y la temperatura del agua se incrementa notablemente. En climas cálidos, la temperatura superficial puede subir sobre los 30 a 35 °C; en estas condiciones, las algas móviles buscan los estratos más fríos a mayor profundidad, lo cual altera el proceso de fotosíntesis.

Con temperaturas altas y buen mezclado, la digestión de los lodos del fondo actúa más intensamente, generando gas y productos solubles que incrementan la carga orgánica en la superficie. A fin de romper la estratificación termal y permitir

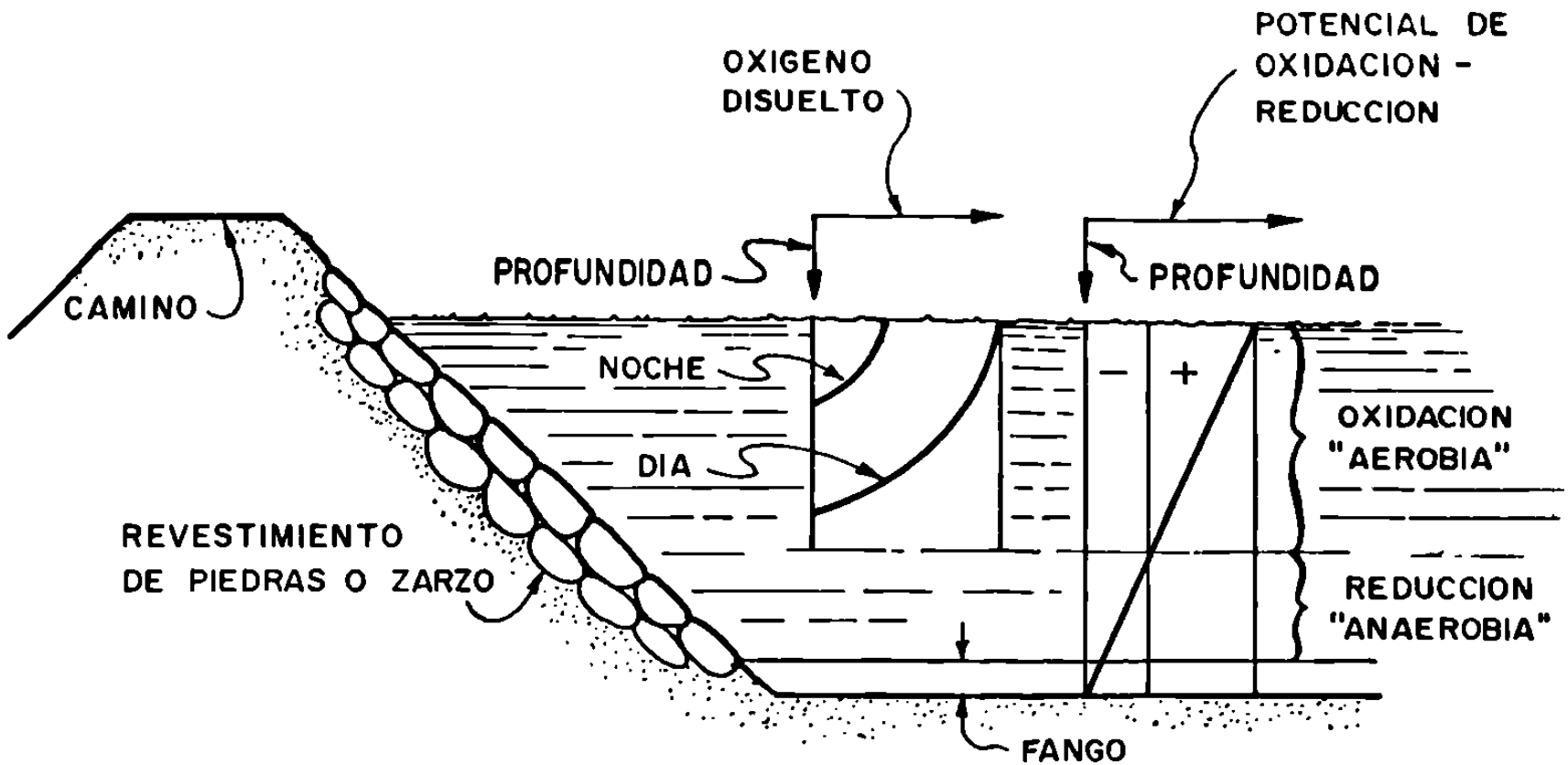


Figura 3.2 Esquema de una laguna facultativa.

una aceleración en el proceso de fotosíntesis, se puede instalar en lagunas pequeñas una bomba de recirculación que permita mover una o dos veces el volumen de la laguna durante el día. En instalaciones grandes, es conveniente la instalación de agitadores mecánicos, los cuales son aereadores mecánicos con el rotor a mayor profundidad y una velocidad de rotación lenta, lo que permite una eficiente transferencia de momento. Las densidades de energía son del orden de 0.1 W/m^3.

3.1.4 Lagunas de oxidación aereada

Estas lagunas han sido empleadas generalmente en climas con cuatro estaciones bien definidas. La oxigenación es principalmente por fotosíntesis, la cual es provista con difusión de aire comprimido mediante la instalación de tuberías de aire y de difusores de varios tipos en el fondo. Las burbujas de aire contribuyen a incrementar el mezclado y el contenido de oxígeno en la laguna; sin embargo, la fuente principal de oxígeno es la fotosíntesis. Como los difusores están sobre el fondo, las burbujas no impiden la acumulación de lodos y no se interrumpe la digestión anaeróbica.

Es muy importante tener en cuenta que las cargas orgánicas superficiales recomendadas para estas lagunas no pueden ser elevadas, para impedir acumulaciones excesivas de lodo y evitar problemas operativos. Las cargas recomendadas son del orden de 50 kg DBO/ (Ha.día), lo cual es poco práctico en climas cálidos. De acuerdo con la secuencia de las unidades, pueden clasificarse en lagunas en serie o en paralelo, pudiendo encontrarse varios tipos de combinaciones.

El número de unidades en serie tiene primordial dependencia de la topografía del terreno y, en menor grado, del nivel de calidad requerido en el efluente del sistema. En cambio, el número de lagunas en paralelo tiene relación con otros factores: como las etapas de implementación de las unidades, la

topografía del terreno y las condiciones de operación y mantenimiento de la instalación.

De acuerdo con las condiciones de descarga, las lagunas aireadas pueden clasificarse en lagunas de descarga continua, lagunas de retención completa y lagunas de regulación y descarga controlada. Las unidades de retención completa, llamadas también lagunas terminales, no tienen efluente y el líquido se descarga a través de percolación y evaporación. Las lagunas de descarga controlada son conocidas también como de flujo intermitente, de regulación o de almacenamiento.

Estas últimas unidades son diseñadas con propósitos específicos, como: almacenamiento total del líquido durante el invierno, regulación del caudal previo al reúso agrícola y reducción de microorganismos. Las lagunas de regulación son, en resumen, las últimas unidades de una serie y su función básica es la de almacenar el agua residual tratada, antes del reúso agrícola. Durante los periodos de llenado, almacenamiento y vaciado, estas unidades reducen el contenido bacteriano con una tasa de mortalidad neta similar a la de las lagunas de maduración, pero con un submodelo hidráulico en estado de equilibrio discontinuo.

De acuerdo con la función específica las lagunas aeradas, pueden clasificarse en: lagunas para la reducción de compuestos orgánicos, lagunas para la reducción de organismos patógenos y lagunas para criterios múltiples de calidad del efluente.

El término "lagunas para al reducción de organismos patógenos" es más amplio y completo que el término "lagunas de maduración", puesto que es un hecho indiscutible que la reducción de organismos patógenos ocurre en todas las unidades de una secuencia de lagunas; en este sentido es razonable discontinuar el uso de este último término. [1]

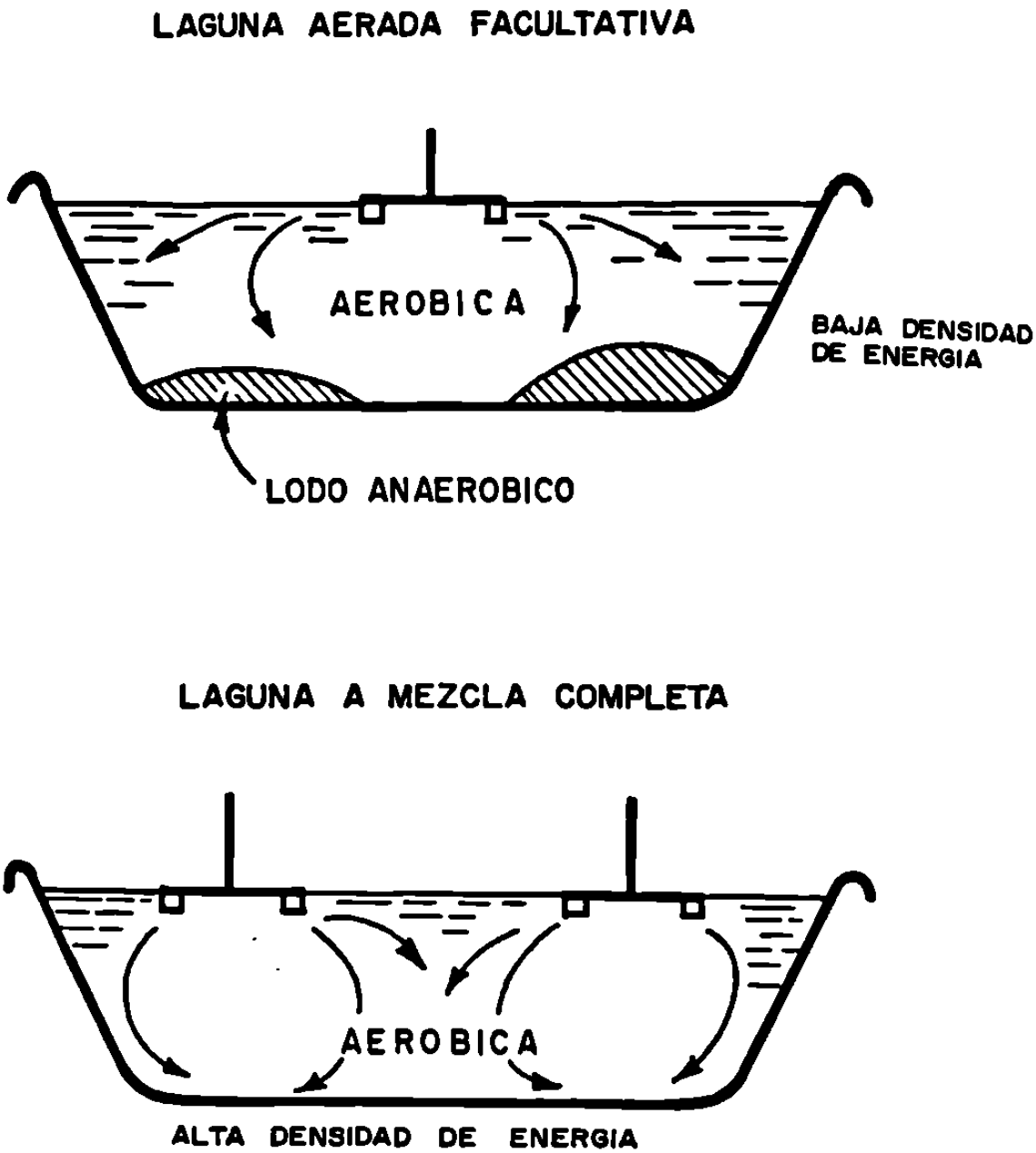


Figura 3.3 Tipos de lagunas, aeradas.con oxigenación artificial.

Las lagunas de maduración o de pulimento son unidades netamente aeróbicas, con la función básica de reducir el contenido bacteriano, puesto que la mayor proporción de sólidos, DBO y parásitos fue removida en las lagunas primarias de tipo anaeróbico o facultativo. Su procedimiento de diseño supone una tasa de mortalidad de primer orden y un submodelo hidráulico específico. [1]

El último grupo de lagunas que se discute corresponde a las lagunas aeradas según su operación. Existen cuatro tipos de unidades, todos ellos con el propósito fundamental de reducción de compuestos orgánicos. La laguna aerada de mezcla completa o biomasa en suspensión tiene una alta densidad de energía y la presencia de algas no es aparente. La laguna aerada facultativa es frecuente en climas cálidos y consiste en un estanque con aeración y una densidad de energía más baja que la anterior, para mantener la biomasa en suspensión parcial. En este tipo de unidad, la producción de oxígeno por fotosíntesis juega un papel muy reducido y todo el oxígeno necesario es abastecido por los aireadores.

La laguna facultativa con agitación mecánica es un estanque del tipo facultativo, en el que se ha instalado un mecanismo de mezcla con una baja densidad de energía. En esta situación, el oxígeno necesario para la estabilización de la materia orgánica es abastecido vía fotosíntesis. Este tipo de lagunas es aplicable en climas cálidos, con muy poco viento, en donde el mecanismo de agitación sirve para destruir la estratificación terminal.

El último tipo es la laguna de estabilización aerada, en la cual la oxigenación es principalmente vía fotosíntesis, provista con difusión de aire comprimido desde el fondo, a través de tuberías y difusores de varios tipos. Estas lagunas son generalmente empleadas en climas con cuatro estaciones bien definidas y la aeración artificial es de mayor utilidad durante el invierno. Como las tuberías de conducción de aire están colocadas en el fondo, no es recomendable permitir la acumulación de lodos, por lo cual se diseñan con cargas bajas, lo que las hace poco atractivas para países en desarrollo.

3.2 DESCRIPCIÓN DEL PROCESO DE ESTABILIZACIÓN EN UNA LAGUNA AIREADA

Las lagunas (o estanques) aireadas se desarrollaron a partir de los estanques de estabilización facultativos, en los que se instalaron aireadores de superficie para eliminar los olores de las lagunas sometidas a sobrecargas orgánicas.

El proceso de lagunas aireadas es esencialmente el mismo que el de lodos activados de aireación prolongada convencional (θ_c=10 días), excepto que se usa un depósito excavado en el terreno como reactor y que el oxígeno requerido por el proceso es suministrado por aireadores de superficie o mediante difusores. En una laguna aerobia se mantienen en suspensión la totalidad de los sólidos. En el pasado, las lagunas aireadas se operaban como los sistemas de lodos activados sin recirculación y eran seguidas, generalmente, por grandes estanques de sedimentación. En la actualidad, se utilizan muchas lagunas aireadas, seguidas de instalaciones de sedimentación e incorporando recirculación de sólidos biológicos.[2]

3.2.1 Microbiología del proceso y mecanismos de degradación

Dado que el proceso de lagunas aireadas es esencialmente el mismo que el de lodos activados, la microbiología es también similar. Existen algunas diferencias porque la gran superficie asociada a las lagunas aireadas puede dar lugar a efectos térmicos más pronunciados de lo que es normal en el proceso convencional de lodos activados.

En los sistemas de lagunas aireadas es posible realizar una nitrificación tanto estacional como continua. El grado de nitrificación depende del diseño y de las condiciones de operación, dentro del sistema y de la temperatura del agua residual. Generalmente, cuanto más alta sea la temperatura del agua residual y menores las cargas (aumento del tiempo de retención del lodo), mayores serán los grados de

residual. Generalmente, cuanto más alta sea la temperatura del agua residual y menores las cargas (aumento del tiempo de retención del lodo), mayores serán los grados de nitrificación que puedan alcanzarse.[2] La figura 3.4 indica una concepción idealizada del flujo de energía en lagunas facultativas.

Para la lagunas anaerobias, el mecanismo de degradación tiene dos fases bien diferenciadas, que dependen del desarrollo de dos grupos específicos de bacterias. Si bien, ambas están sucediéndose simúltaneamente, la primera etapa de fermentación ácida es llevada a cabo por organismos formadores de ácidos que atacan a la materia orgánica y la transforman en compuestos orgánicos más simples y ácidos orgánicos. La segunda etapa es llevada a cabo por un grupo de organismos estrictamente anaerobios, que utilizan los productos intermedios de la etapa anterior para producir gases como el metano (CH_4), el bióxido de carbono (CO_2) y otros productos de degradación.

De los dos grupos de microorganismos descritos, los formadores de metano son muy sensibles a condiciones ambientales y de operación; como variaciones de carga, pH y temperatura; y la eficiencia del proceso depende de su desarrollo, el mismo que ocurre en poblaciones reducidas, debido a que pierden gran cantidad de energía en la producción de metano.[13]

En las lagunas facultativas se puede observar que el oxígeno disuelto disminuye con la exposición solar y la profundidad en un estrato de oxidación aeróbica. Inmediatamente debajo está localizado un estrato de degradación anaeróbica, que opera con los mecanismos de degradación discutidos anteriormente .[14]

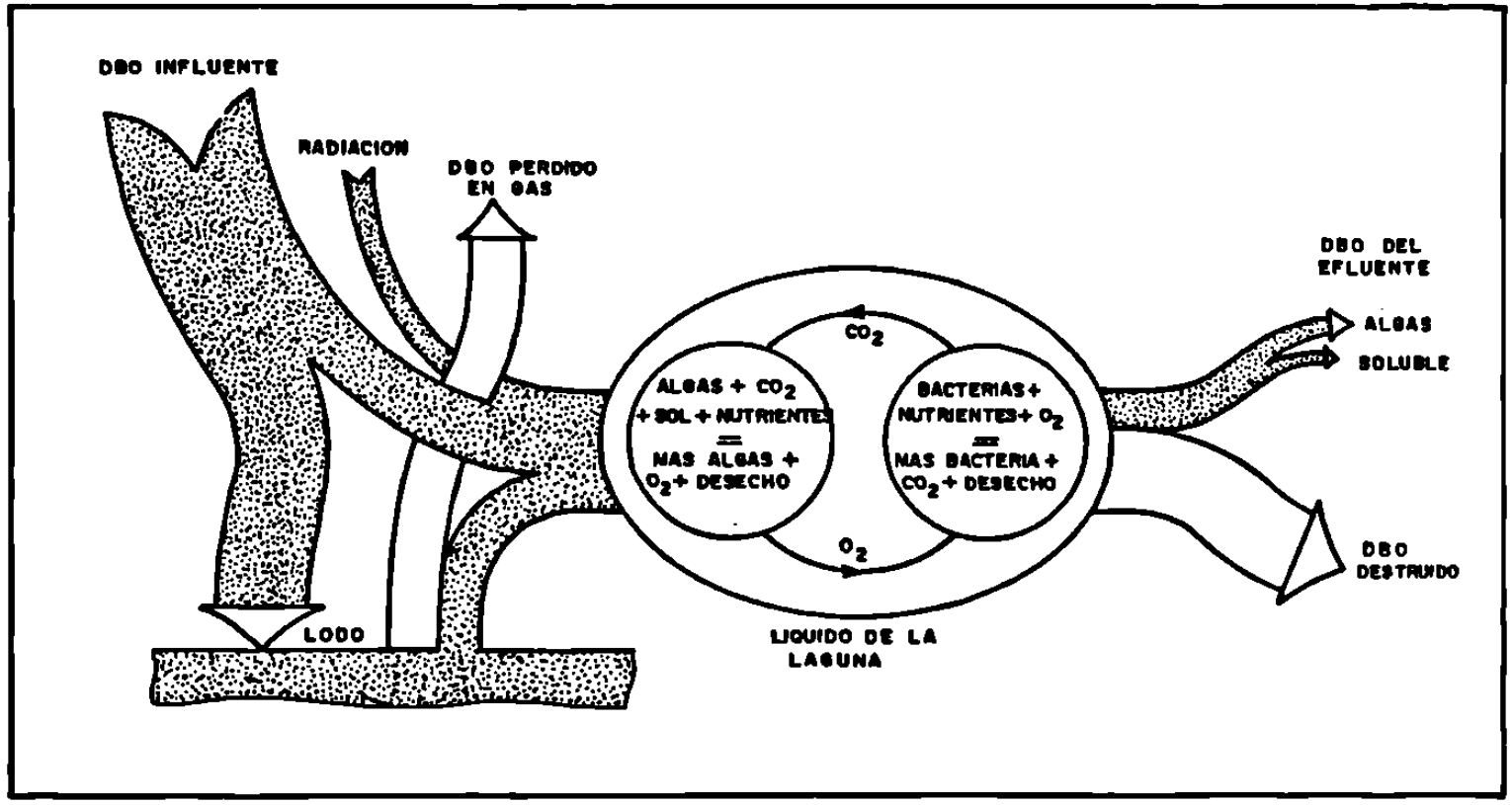


Figura 3.4 Flujo de energía en el proceso de degradación de lagunas de estabilización.

El mecanismo característico de las lagunas facultativas ocurre en el estrato superior y corresponde a una simbiosis o comensalismo de bacterias aeróbicas y algas. Las bacterias heterotróficas descomponen la materia orgánica, produciendo compuestos inorgánicos solubles y bióxido de carbono. La cantidad de oxígeno requerida para esta degradación es suministrada principalmente por el proceso de fotosíntesis.

El ciclo de comensalismo está sujeto a descripción cuantitativa, por medio de reacciones químicas estequiométricas. La descomposición de la materia orgánica por bacterias puede describirse mediante la siguiente reacción. [15]

$$C_a.H_b.N_c.O_d.P_e + (a + b/4 - d/2 + 3c/2 + 2e)\ O_2 \rightarrow aCO_2 + b/2\ H_2O + cNO_3^{-1} + ePO_4^{-3}$$

Las algas sintetizan el bióxido de carbono y otros nutrientes y con ayuda de la luz producen material celular y el oxígeno requerido por las bacterias, de acuerdo con la siguiente relación:

$$106\ CO_2 + 90\ H_2O + 16\ NO_3 + PO_4 + Luz \rightarrow C_{106}.H_{180}.O_{45}.N_{16}.P + 154.1/2\ O_2$$

La reducción de coliformes a través de una planta secundaria de tratamiento con aplicación de 8 mg/L de cloro y un tiempo de contacto de 15 minutos, todavía puede dejar un contenido de coliformes superior a 1000/100 mL. En estos casos, puede ser ventajoso incluir una laguna de pulimento para el efluente secundario, a fin de lograr una reducción más efectiva. Esto es muy ventajoso, no solamente para efluentes secundarios, sino para desechos crudos, ya que las lagunas de estabilización han demostrado ser uno de los procesos más eficientes en la destrucción de gérmenes patógenos.

En relación con los mecanismos de acción para la destrucción de organismos patógenos, se deben dintinguir dos casos: la remoción de parásitos y la mortalidad bacteriana. En el primer caso, se ha establecido que el principal

mecanismo es la sedimentación, de modo que para asegurar la remoción de los nemátodos que son parásitos de interés en el tratamiento de aguas residuales, se requiere un período de retención de por lo menos 10 días.[16]

3.2.2 Factores físicos, químicos y de operación

Se ha postulado que son varios los mecanismos de destrucción bacteriana. Entre los factores mencionados se encuentran: la sedimentación, el antagonismo con otros organismos (principalmente algas), la temperatura, la radiación solar y el incremento del pH. Varios autores indican que un conjunto de los factores indicados son responsables por la reducción de bacterias en lagunas. En efecto, determinaciones de coliformes fecales realizadas en profundidad y durante las 24 horas del día en una laguna de tipo facultativo indican que la destrucción de bacterias ocurre principalmente en los estratos superiores y durante las horas de mayor insolación, en donde el proceso de fotosíntesis se encuentra en su máxima productividad; lo cual, como se explicará más adelante, resulta en un notable incremento del pH.

En este punto cabe una discusión de la variabilidad de algunos parámetros y la forma en la cual se deben de medir y estimar, para tener un significado cabal en la interpretación de los mecanismos de acción en los diferentes tipos de lagunas de estabilización.

En relación con la demanda bioquímica y la demanda química de oxígeno, es necesario recordar que la filosofía básica del tratamiento biológico de las aguas residuales domésticas se basa en promover el crecimiento continuo de biomasa para metabolizar la mayor proporción de la materia orgánica que se halla presente disuelta. La biomasa de las lagunas de oxidación está formada mayormente por algas y microorganismos que viven simbióticamente.

El funcionamiento de un proceso biológico de tratamiento de desechos ha sido tradicionalmente evaluado mediante el análisis del DBO, el que constituye una medida indirecta de la materia orgánica presente. El análisis del DQO mide la cantidad de oxígeno consumido por la oxidación de la materia orgánica mediante la utilización de ión dicromato, en una solución a 50 % en ácido sulfúrico durante un período de reflujo de dos horas. Una de las ventajas del análisis del DQO es el corto período de tiempo requerido, pero una de sus desventajas es su costo.

La diferencia de DQO entre dos puntos de un reactor bioquímico puede ser tomado como una medida directa de la energía requerida para la oxidación del sustrato en términos de oxígeno. El DBO también puede ser utilizado con este propósito. En ambos casos las mediciones en los efluentes son determinadas excluyendo la biomasa (DBO o DQO solubles). De los métodos empleados en la remoción de algas para el análisis de las especies solubles, la filtración en papel de microfibra de vidrio es el método más recomendable. El DBO total del efluente de un proceso biológico se obtiene sumando el DBO soluble al DBO ejercido por la biomasa. Los parámetros DQO/DBO y DQO/SSV son de utilidad.

En lagunas facultativas el sistema carbonatado está sujeto a cambios cíclicos durante el día. Aunque los cambios en la alcalinidad total no sean grandes pueden ocurrir cambios importantes en los componentes de la misma tales como cambios de bicarbonatos a carbonatos e hidróxidos. Se han encontrado cambios en el pH alcanzando valores tan altos como 10 y 11, especialmente cerca de la superfcie donde las concentraciones de algas y oxígeno son mayores.

Las variaciones en el pH se deben principalmente a la actividad fotosintética. El CO_2 producido por las bacterias no satisface los requerimientos de las algas durante las horas del día. Aún el contenido de bióxido de carbono libre del desecho crudo tiene un uso instantáneo para el crecimiento de las algas.

Las algas extraen el CO_2 de los bicarbonatos y carbonatos, ocasionando un incremento en el pH, de acuerdo con las siguientes reacciones:

$$CO_3^{-2} + H_2O \rightarrow HCO_3^{-1} + OH^{-1}$$
$$HCO_3^{-1} + H_2O \rightarrow CO_2 + H_2O + OH^{-1}$$

En la medición del pH con la profundidad de una laguna se ha hallado una relación de dependencia con respecto a factores tales como: el tipo de lagunas, el grado de mezclado, la cantidad de lodo acumulado y la posición de la unidad dentro de un sistema en serie.[17,18,19,20,21, 22] Existe influencia del pH en el crecimiento y fotosíntesis de las algas; se ha encontrado un paralelismo entre la producción y tasa de fotosíntesis y el incremento del pH. [23,24] Estas observaciones han sido corroboradas también para climas tropicales. [25]

Como resultado de esto, existe un paralelismo entre las variaciones del pH y el oxígeno disuelto . Los valores más altos reportados corresponden a horarios posteriores al mediodía, entre las 14:00 y 16:00 horas.[26,27,28]

Las aguas residuales pueden precipitar calcio a valores elevados de pH, debido al cambio en el equilibrio de las especies carbonatadas, tal como se indica a continuación:

$$H_2CO_3 \rightarrow HCO_3^{-1} + CO_3^{-2}$$
$$Ca^{+2} + CO_3^{-2} \rightarrow CaCO_3$$

Las consideraciones anteriores sugieren que si se desea incluir a los componentes del sistema carbonatado como parámetros de evaluación, las mediciones deberán ser intensivas (horarias) y estacionales.

3.2.3 El factor temperatura y la estratificación térmica

La temperatura es uno de los factores de mayor importancia en el funcionamiento de las lagunas de oxidación. La constante cinética de primer orden de degradación del sustrato es una función de la temperatura en el intervalo de 5 a 35° C, de acuerdo con la ley modificada de Van't Hoff – Arrhenius. Se ha demostrado que el crecimiento de algas es máximo en un intervalo de temperatura de 25 a 30° C. Temperaturas más altas disminuyen el crecimiento y por encima de los 35° C se ha observado que la actividad de las algas se inhibe totalmente.

La radiación solar, el viento y la profundidad tienen marcada influencia en la duración e intensidad de la estratificación termal. En lagunas más profundas se pueden esperar estratificaciones continuadas en la ausencia del viento. En vista del número de factores que influencian la estratificación térmica, ésta se producirá de acuerdo con las características metereológicas y físicas de cada instalación. La presencia de la estratificación térmica tiene una influencia negativa en la eficiencia de las lagunas, esto se debe a que se producen cortos circuitos.

En condiciones de mezclado deficiente puede presentarse la estratificación térmica en una laguna. En esta situación, "las masas de agua se estratifican debido a las diferentes densidades, en función de la temperatura". La profundidad a la cual la tasa de cambio de la temperatura con la profundidad es máxima, define la "termoclina". En lagunas facultativas, el estado crítico de estratificación térmica se alcanza cuando la "oxipausa" (profundidad a la cual el Oxígeno Disuelto es cero) alcanza la termoclina. En esta situación, la difusión de oxígeno en el fondo de la laguna es mínima y ésta puede estar sujeta a cortocircuitos, en caso de encontrarse localizadas en la superficie las estructuras de entrada y salida. En condiciones de laboratorio y sin mezclado, se ha encontrado que el contenido de oxígeno en el estrato aeróbico decrece linealmente, con la profundidad, no presentándose la termoclina . [29]

El conocimiento de las condiciones de estratificación térmica para cada caso particular es importante para la adecuda ubicación de los niveles de las estructuras de entrada y salida a la laguna, y también para la adopción de medidas que promuevan la desestratificación.

Entre tales medidas puede utilizarse la recirculación, la cual incrementa notablemente el mezclado interno. Otra medida es la instalación de mezcladores con baja densidad de energía (1 a 2 W/m^3). La ubicación de la entrada en una laguna debe ser de modo tal que el afluente transfiera el máximo de momento a la masa líquida. Las descargas sobre la superficie favorecen normalmente la desestratificación, en climas tropicales; una medida para combatir los cortoscircuitos es la subdivisión de la laguna con tabiques, pero esta medida no impide la estratificación normal.

Chiang y Gloyna [30] estudiaron la influencia de la temperatura ambiente sobre la termoclina. Encontraron que, a mayores temperaturas, es menor la profundidad del estrato aeróbico. A altas temperaturas, el aporte del DBO de los depósitos de fondo es mayor, a la vez que las altas concentraciones de algas en las capas superficiales disminuyen la penetración de la luz, limitando de esta manera la fotosíntesis en la profundidad.

Una definición arbitraria de la termoclina en lagos es aquella según la cual "la temperatura disminuye más de 1 °C por metro".[31] Este concepto, aplicado a lagunas facultativas, sugiere que para profundidades usuales se requiere de una variación de temperatura de aproximadamente 2 °C entre la superficie y el fondo, para que ocurra la estratificación térmica.

3.2.4 Importancia de los nutrientes

La disponibilidad de nutrientes para el crecimiento de algas en lagunas de estabilización de aguas residuales domésticas es más que suficiente. La relación de DBO/N/P de 100/5/1 requerida es ampliamente satisfecha. Normalmente las cantidades de nitrógeno y fósforo son altas, de tal manera que no constituyen un factor limitante con respecto a los nutrientes.[32]

Como se discutió anteriormente, la mayor parte de las especies de algas utilizan el CO_2 libre, con propósitos de nutrición. La atmósfera también puede constituirse en fuente de CO_2. Las formas de nitrógeno usualmente presentes en el desecho crudo generalmente sufren cambios considerables en el sistema de lagunas. Se conoce de la utilización preferencial del amoníaco por las algas, en comparación con otras formas de nitrógeno, y se ha sugerido que los nutrientes pueden ser rápidamente recirculados en una laguna, de tal manera que la capa de lodo en lagunas primarias genere remociones continuamente decrecientes con el tiempo .[33]

Las lagunas constituyen un tratamiento ineficiente para la remoción de nitrógeno y fósforo. Ello hace poco atractivo el uso de lagunas para propósitos de control de eutroficación, pero sumamente atractivo desde el punto de vista de reúso agrícola. El principal mecanismo de remoción de nitrógeno, en una laguna de estabilización, es la sedimentación de nitrógeno orgánico y el siguiente, pero de mucho menor importancia, es la transferencia de NH_3 (en estado gaseoso) a la atmósfera. La cantidad de NH_3 en estado gaseoso puede calcularse para determinadas condiciones de temperatura y pH en una laguna. Para valores altos de los dos parámetros indicados, se tiene una mayor cantidad de NH_3 en estado gaseoso, la misma que puede transferirse a la atmósfera en condicones de turbulencia.[34,35,36]

El limitado potencial de nitrificación de las lagunas puede ser explicado mediante la reducida población de nitrosomas y nitrobacterias presentes para la oxidación de nitritos y nitratos, respectivamente. También influye el pH dado que estas reacciones tienen lugar usualmente a valores por debajo de 8.3. Por otro lado, el nivel de DBO, los sólidos solubles volátiles y el nivel inicial de amoníaco, influyen en forma decidida en el proceso de nitrificación.

Tanto el fósforo como el calcio, magnesio, sólidos totales, sodio, cloruros y sulfatos presentan concentraciones altamente dependientes de las del abastecimiento de agua. El conocimiento de los niveles de concentración de estas especies es de interés para propósitos de irrigación. La información referente a sodio, calcio y magnesio es de utilidad en el cálculo de la relación de absorción de sodio (RAS). La relación de absorción de sodio tiene influencia en la permeabilidad y en el sellado del fondo de las lagunas. [37] Tanto esta relación como los sólidos disueltos totales son de utilidad para determinar la aceptación de una fuente de agua para irrigación.

3.3. USO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN EN TLAXCALA

El uso de lagunas de estabilización comenzó a introducirse al final de la década de los años cincuenta, en los países de América Latina y el Caribe. Entre las primeras instalaciones a que hacen las fuentes referencia, se encuentran las lagunas de Cañas y Guanacaste, en Costa Rica, que fueron construidas en 1958 y las lagunas de Chitre, en Panamá, construidas por la misma época.[38, 39,40,41,42]

En el estado de Tlaxcala, el empleo de lagunas de oxidación como alternativa para el tratamiento de las aguas residuales de tipo doméstico tuvo sus principios al iniciarse la década de los 80 y esto dio pauta para la creación de un Organismo Público Descentralizado, con personalidad jurídica y patrimonio propio, denominado "EMPRESA PARA EL CONTROL DE LA CONTAMINACION DEL AGUA EN EL ESTADO DE TLAXCALA", ECCAET, por decreto del 2 de agosto de

1985 y con el propósito de operar un sistema de control de la contaminación del agua, integrado por las unidades que por el mismo sean establecidas y fomentar la participación de todos los sectores en el mejoramiento de la calidad de agua.[43]

Para el cumplimiento de sus objetivos, ECCAET tiene las funciones siguientes:

I. Lograr la restauración de la calidad de los cuerpos de agua que actualmente se encuentran contaminados.
II. Estudiar, planear, construir, por si misma o con participación tanto del Gobierno federal como estatal, o de particulares, el sistema para el control de la contaminación del agua dentro del Estado de Tlaxcala, tomando en cuenta las bases que determinen: La Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, y el Gobierno del Estado.
III. Operar las unidades de control de la contaminación del agua que adicionalmente establezcan la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología y el Gobierno del Estado.
IV. Efectuar los estudios económicos y financieros previos para fijar equitativamente las cuotas que deberán pagar los usuarios de la Empresa, con el apoyo técnico de la Secretaria de Desarrollo Urbano y Ecología y del Gobierno del Estado.
V. Vigilar que la operación del sistema de control cumpla con su proposito de mejorar la calidad de los recursos hidráulicos.

Hasta 1995, el Estado de Tlaxcala contaba con 106 sistemas para el tratamiento de las aguas residuales, de los cuales 73 pertenecen al sector privado y 33 al sector público. Entre los diversos sistemas se encuentran: 30 lagunas de oxidación, un filtro rociador o biológico, un reactor enzimático y 74 de carácter diverso; como fosas sépticas, tanques de lodos activados, lagunas aeradas, biodiscos, de reactor anaerobio y plantas físicoquímicas.[44]

Del total de instalaciones para el tratamiento de aguas residuales, la Empresa para el Control de la Contaminación del Agua en el Estado de Tlaxcala opera actualmente 4 lagunas de oxidación, un filtro biológico y un reactor anaerobio de flujo ascendente (RAFA).[45]

3.4. PROBLEMAS DEBIDOS AL USO DE LAS LAGUNAS

En vista de que en la gran mayoría de los países en desarrollo la principal causa de mortalidad es la de enfermedades gastroenteríticas, el factor de mayor importancia en los problemas del uso de lagunas está relacionado con aspectos de salud pública. [46]

Debido a la falta de investigación sobre organismos patógenos en el agua residual de países en desarrollo, la práctica tradicional para diseño de lagunas ha sido similar a la de países industrializados, basada en la reducción de compuestos orgánicos (DBO, DQO, nutrientes), con poca o ninguna atención a los aspectos de salud pública. Esta práctica convencional ha resultado con mucha frecuencia en sistemas con celdas únicas. [47]

Una revisión de la práctica moderna de diseño de lagunas indica que las nuevas concepciones están basándose en criterios múltiples, como la reducción de compuestos orgánicos, sólidos en suspensión, parásitos y coliformes fecales. Al poner en práctica esta nueva tendencia, los diseños resultan en instalaciones con unidades múltiples.[48]

En relación con las características de aguas residuales de países industrializados y en desarrollo, se puede apreciar en la tabla 3.1 que, mientras los parámetros convencionales indican valores comparables, la diferencia en enumeración de organismos patógenos (parásitos y Salmonella) es realmente abismal.[49]

Este hecho sugiere que los procedimientos de diseño de lagunas, de países industrializados, no son adecuados para países en vías de desarrollo; a menos que se introduzcan modificaciones adecuadas. En este sentido, el Ingeniero Ambiental debe contestar a las siguientes preguntas clave:

TABLA 3.1 COMPARACION DE CARACTERISTICAS DE AGUAS RESIDUALES DOMESTICAS PARA PAISES INDUSTRIALIZADOS Y EN DESARROLLO

CARACTERISTICA	PAIS INDUSTRIALIZADO	PAIS EN DESARROLLO
DBO, 5 DIAS, 20° C , mg/L	220	143
DQO , mg/L	500	281
Sólidos en suspensión , mg/L	220	128
NH-3- N , mg/L	25	21
Coliformes Totales , #/100 ml	1E6 – 1E10	1.8E8
Coliformes Fecales , #/100 ml	1E6 – 1E8	1.2E8
Conteo total de parásitos , #/100 ml	AUSENTE	1800
Salmonella , #/100 ml	AUSENTE	210

1 - ¿Cómo diseñar lagunas de estabilización para la eliminación total de parásitos, en especial los Nemátodos intestinales?

2 - ¿Cómo diseñar lagunas para alcanzar un nivel deseado de coliformes fecales indicadores?

3 -¿Cómo calcular la reducción de otros parámetros asociados (DBO, DQO, sólidos en suspensión, etc.) en todas las unidades de una serie?

4 - Además de lo anterior, ¿cómo mantener al mínimo el costo de la operación?

De la discusión anterior se puede resumir que existen los siguientes objetivos para el diseño de lagunas de estabilización, en climas cálidos y templados de países en desarrollo.[50]

a. La reducción de costos de construcción, lo cual demanda el empleo de altas cargas de trabajo en las lagunas primarias.
b. La minimización de la descarga de organismos patógenos e indicadores, lo cual demanda el empleo de lagunas en serie.

Con estos objetivos se pueden adoptar criterios generales de diseño de sistemas de lagunas para países en desarrollo. Para las lagunas primarias se han establecido los siguientes criterios:

I. La reducción de materia orgánica (DBO y DQO), tanto soluble como total. Esta reducción ocurre en una alta proporción en la laguna primaria, debido a la directa asociación del proceso de biodegradación con la biomasa o con los sólidos acumulados en esta unidad.

II. La reducción de sólidos en suspensión, los cuales se acumulan en esta unidad primaria. Al respecto, se debe tener en cuenta que debido a la alta carga de trabajo se necesita tanto una profundidad extra para el almacenamiento, como periodos de limpieza más cortos, por lo cual es recomendable el uso de unidades primarias en paralelo.

III. La reducción de parásitos en la más alta proporción posible. Dependiendo de la carga usada en el periodo de retención, se eliminarán los parásitos nemátodos intestinales. Para esto se requiere un periodo de retención mínimo de 10 días en la primera unidad.

Para lagunas secundarias y terciarias se han establecido los siguientes criterios:

I. Complementar la reducción total de nemátodos intestinales, en caso de que el periodo de retención en la laguna primaria sea insuficiente.
II. La reducción del coliformes fecales en el nivel deseado.
III. Minimizar la influencia negativa de la estratificación termal, lo cual requiere mejorar las localizaciones de entradas y salidas y/o incrementar la relación largo/ancho, o también introducir pantallas divisorias para impedir la formación de cortos circuitos. Estas medidas no pueden implantarse en lagunas primarias, puesto que se desea promover una buena mezcla entre el desecho crudo y la biomasa, para una eficiente biodegradación.
IV. Comprobar que las concentraciones de otros parámetros (DBO, DQO, totales y solubles, nutrientes y algas) se hallen dentro de los límites requeridos.

Las lagunas de oxidación o estabilización constan de un dique, en el cual el agua residual entra y, como resultado de la acción microbiana, los materiales orgánicos son bioxidados produciendo CO_2, NH_3, radicales inorgánicos tales como SO_4^{-2} y PO_4^{-3} y nuevas celulas microbianas. Las poblaciones de algas usan el CO_2, los radicales inorgánicos y la luz solar para producir oxígeno disuelto y nuevas algas como productos finales. De esta manera, las poblaciones de algas y bacterias tienen una relación sinergética en la cual ambos grupos se benefician. Aunque la mayoria de las lagunas de estabilización han descargado sus efluentes directamente a cuerpos receptores de agua, en el futuro se tenderá a diseñarlas usando tratamientos refinados, tales como lechos de arena intermitentes para eliminar el crecimiento de algas en el efluente, proporcionando un mejor grado de tratamiento. Se usan lagunas de estabilización para el tratamiento de aguas residuales municipales e industriales, particularmente para pequeños municipios y aguas residuales industriales estacionales.

CAPITULO 4

TRATAMIENTO BIOLOGICO

El tratamiento biológico consiste esencialmente de procesos bioquímicos en los que los microorganismos utilizan para su reproducción la materia orgánica y los nutrientes contenidos en las aguas residuales; así también, se puede visualizar a los procesos de tratamiento biológico como procesos de remoción orgánica,[51] los cuales pueden realizarse de acuerdo con las necesidades de oxígeno para el metabolismo como:

a. Procesos aerobios
b. Procesos anaerobios
c. Procesos facultativos

y considerando el medio en el cual se desarrolla la actividad microbiológica, éste puede ser;

I. Medio fijo
II. Medio suspendido

En esta clasificación general quedan cubiertos prácticamente todos los posibles tratamientos biológicos.

4.1. PROCESOS BIOLÓGICOS

Los procesos biológicos son en su mayoría tratamientos secundarios en donde la materia orgánica contenida, en primer lugar, es biodegradable y se encuentra en proporción mayor a la materia inorgánica. De acuerdo con esto, para la implantación de los procesos biológicos se considera a la materia orgánica

en suspensión que queda remanente después de un pretratamiento o tratamiento primario.[52]

El mecanismo de degradación se realiza de acuerdo con la naturaleza del desecho y la clase de microorganismos; en presencia o ausencia de oxígeno. El mecanismo funciona en un sistema en donde los microorganismos, para su fuente de energía y de carbón, utilizan los diferentes compuestos orgánicos que un agua residual contiene en un medio controlado, en donde el desarrollo de la población heterogénea de microorganismos depende únicamente de la presencia de materia orgánica como sustrato.[53]

La tabla 4.1 presenta los diferentes procesos biológicos en función del contaminante a remover.

Tabla 4.1 Procesos biológicos en función del contaminante

CONTAMINANTE	PROCESO
SÓLIDOS SUSPENDIDOS	SEDIMENTACIÓN FLOTACIÓN DIGESTIÓN AEROBIA DIGESTIÓN ANAEROBIA ESPESAMIENTO
MATERIA ORGÁNICA	LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN DIGESTIÓN AEROBIA FILTRO PERCOLADOR LODOS ACTIVADOS

4.2 FUNDAMENTOS DE LA OXIDACIÓN BIOLÓGICA

El mecanismo de oxidación biológica consiste en la asimilación, por los microorganismos, de la materia orgánica presente en el agua residual, en presencia de oxígeno y de nutrientes, de acuerdo con la siguiente reacción[2] ilustrada también mediante la figura 4.1.

Materia orgánica		Productos nuevos
+		+
microorganismos		Energía
+	→	+
nutrientes		Nuevos
+		Microorganismos
Oxígeno (O_2)		

Los productos finales del metabolismo aerobio son bióxido de carbono (CO_2) y agua. El efluente de una planta de tratamiento biológico aerobio será estable si todos los microorganismos se han separado. Todas las reacciones biológicas pueden dividirse en dos fases; de síntesis y de oxidación descritas en la figura 4.2. La fase de síntesis supone la conversión de una parte de la materia orgánica en un nuevo protoplasma celular, el cual además del carbono, hidrógeno, oxigeno y nitrógeno, contiene otros elementos como potasio, calcio, sodio, magnesio, hierro y molibdeno. En su mayoría, estos elementos se encuentran sólo como trazas y son transportados por las aguas residuales. Por lo general, suele faltar nitrógeno y fósforo, por lo que en los tratamientos biológicos suele ser necesario añadir estos importantes nutrientes.[2]

El metabolismo endógeno, es decir, la autoxidación del protoplasma celular, aparece cuando comienza a faltar la materia orgánica usada como alimento y ello supone una liberación del nitrógeno y fósforo, usados previamente para la síntesis de nuevas células.

Las características químicas de los componentes presentes en las aguas residuales determinan los organismos que pueden desarrollarse en un sistema de tratamiento biológico, estos microorganismos son:

a) Bacterias heterótrofas, el grupo más importante, por su necesidad de compuestos orgánicos para el carbono celular.
b) Hongos, los que tienen la capacidad de metabolizar casi todos los compuestos orgánicos en condiciones ambientales óptimas.
c) Algas, las que emplean bióxido de carbono, amoniaco y fosfatos para sintetizar nuevas células en presencia de luz solar y,
d) Animales microscópicos (protozoarios), cuya función es la de separar el exceso de bacterias no floculadas, de las aguas residuales.

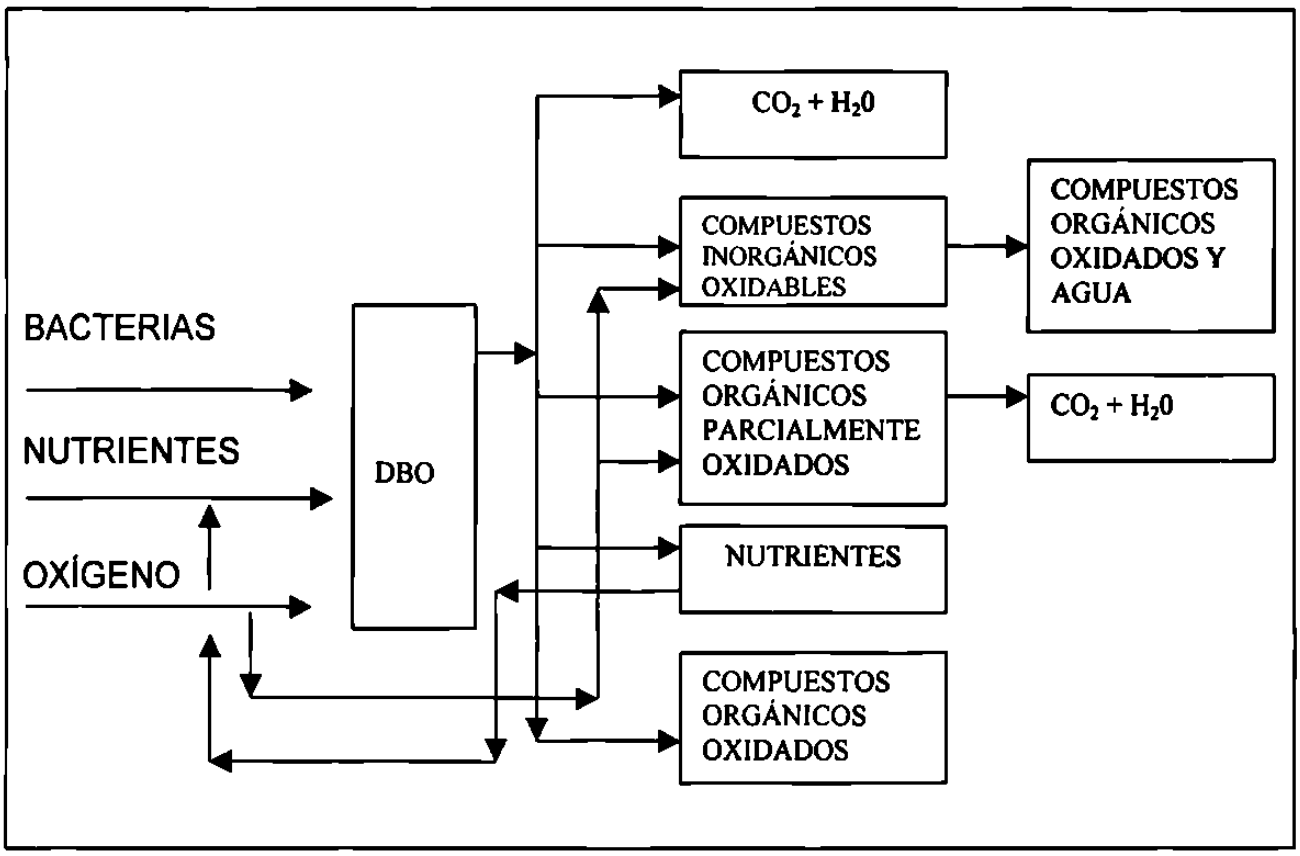


Figura 4.1 Esquema general de la oxidación biológica

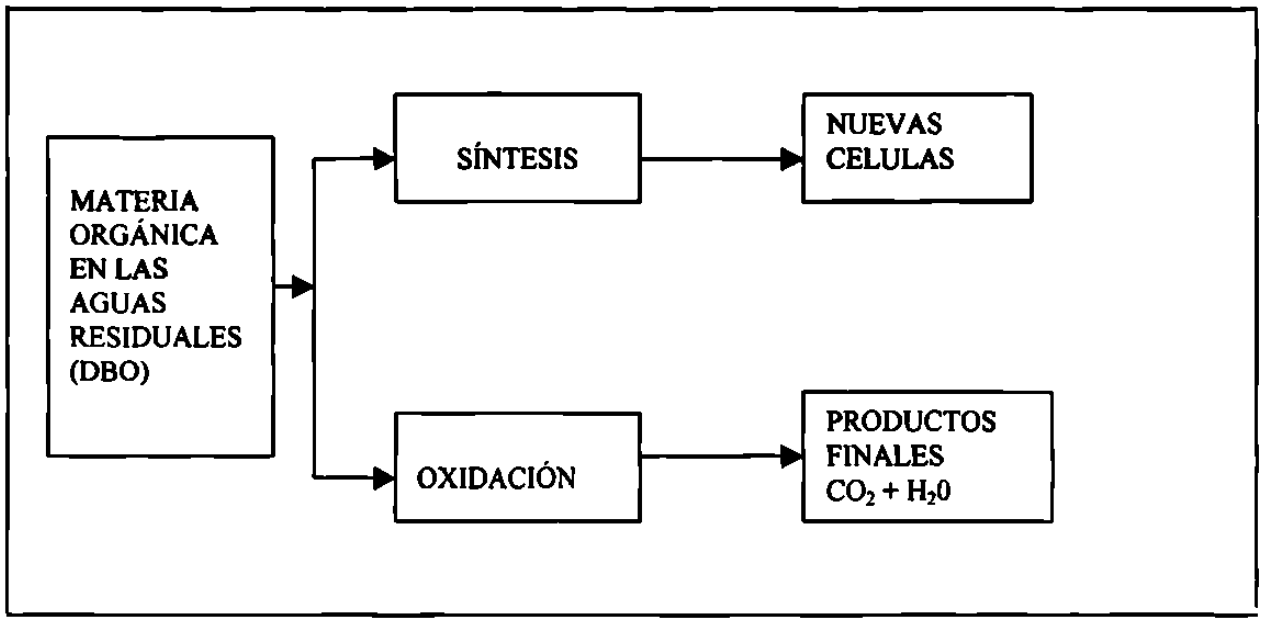


Figura 4.2 Metabolismo de la materia orgánica en el tratamiento biológico de las Aguas residuales.

El proceso de oxidación biológica, que reduce la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) de las aguas residuales, depende de la biodegradabilidad de las moléculas orgánicas. Mediante la aclimatación adecuada de los microorganismos puede producirse el metabolismo, en presencia de sustancias que desde el punto de vista teórico no son biodegradables.[2]

Este mecanismo de oxidación biológica se lleva a cabo en todos los procesos biológicos con mayor o menor eficiencia; en la tabla 4.2 se presentan rendimientos aproximados de procesos de tratamientos de aguas residuales.

De los sistemas mencionados en esta tabla, aquél que presenta mayor ventaja en cuanto a sususu construcción, opeón, mantenimiento y adaptación a la variación de las características del agua residual, es el filtro percolador o filtro biológico. [51]

Tabla 4.2 Rendimientos de los diversos tratamientos de aguas residuales

PARÁMETRO O CONTAMINANTE		RENDIMIENTO EN LA ELIMINACIÓN	TECNOLOGÍA	
			PC	TE
DEMANDA BIOQUÍMICA . DE OXÍGENO (DBO)	LAGUNAS DE ESTABILIZACIÓN	50	X	
	FILTROS PERCOLADORES	60	X	
	LAGUNA AERADA	50	X	
	ADSORCIÓN CON CARBÓN ACTIVADO	70		X
SÓLIDOS SUSPENDIDOS	SEDIMENTACION	60	X	
	FLOTACIÓN	80	X	
	FLOCULACIÓN	80		X
PC = PROCESO CONVENCIONAL		TE = TECNOLOGIA ESTABLECIDA		

4.3 FILTROS BIOLÓGICOS

El paso de aguas negras a tráves de medios porosos tiene sus antecedentes en la Estación Experimental Lawrence en Massachusetts, USA, en las vegas del río Merrimac, entre 1887 y 1890. Se utilizaron diez tanques circulares de madera de ciprés, de 5.2 m de diámetro y 1.8 m de altura, llenos de varios materiales: arena, grava, turba, alubión del río, marga, tierra vegetal y arcilla.

Los resultados de las pruebas mostraron que cuando se pasa agua negra a través de un medio, la purificación del agua ocurre principalmente por oxidación biológica, más que por el efecto mecánico de cribado.[54]

En 1893, Joseph Corbett, en Salford, Inglaterra, tomando como base los resultados de Lawrence, construyó el primer filtro rociador, aplicando agua rociada sobre el medio, en lugar de contenerla en el filtro.

En 1936, se empleo la recirculación por primera vez, en varias plantas de tratatamiento.

En 1950 fueron utilizados por primera vez los medios plásticos.[54]

El uso de los filtros biológicos decreció en la década de los sesentas y al principio de los setentas, debido a la necesidad de producir mejores efluentes, lo cual se logra con las plantas de lodos activados. Sin embargo, al final de los años setentas, el creciente costo de la energía y los avances en el diseño de filtros (como la mayor altura del filtro y aplicación de cargas más altas) debido al mejoramiento de medios sintéticos, causó un renovado interés por el uso de los filtros rociadores, incrementado actualmente por el creciente empleo de las plantas duales o combinadas que producen efluente de muy alta calidad, acorde con las mayores exigencias que los organismos responsables del control de la contaminación están fijando para los efluentes de las plantas de tratamiento.[2]

4.4 CLASIFICACION DE LOS FILTROS BIOLÓGICOS

Los filtros biológicos se clasifican, según su carga hidráulica u orgánica, en filtros de carga baja, intermedia, alta o muy alta. La gama de cargas normalmente halladas y otras características operacionales de dichos filtros se muestran en la tabla 4.3.

Tabla 4.3. clasificación, parámetros de operación y algunas características de los filtros biológicos.

Item	F I L T R O DE C A R G A			
	BAJA	INTERMEDIA	ALTA	MUY ALTA
Carga hidráulica, m^3/m^2. d	1 - 4	4- -10	10 - 40	40 – 200
Carga orgánica, kg/m^3.d	0.08 – 0.32	0.24 – 0.48	0.32 –1.0	0.80 – 6.0
Profundidad, m	1.5 – 3.0	1.25 – 2.5	1.0 – 2.0	4.5 – 12
Relación de recirculación	0	0 - 1	1-3 ; 2 - 1	1- 4
Medio filtrante	Piedras, escorias, etc.	Piedras, escorias, etc.	Piedras, escorias, materiales sintéticos	Materiales sintéticos
Moscas en el filtro	muchas	intermedio	Pocas, las larvas son arrastradas	Pocas o ninguna
Arrastre de solidos	intermitente	intermitente	continuo	Continuo

La carga hidráulica se define como el gasto aplicado por unidad de superficie del filtro en vista de planta. Las unidades usuales en el sistema decimal son m^3 alimentados por m^2 por día (m^3/m^2 x día).

La carga orgánica se define como la masa de materia orgánica biodegradable, medida como el DBO a cinco días y 20 ° C, aplicada por unidad de volumen de medio filtrante por día. Las unidades usuales en el sistema decimal son kg de DBO_5 aplicados por m^3 por día (kg DBO_5/m^3 por día).

4.4.1 Filtros de carga baja

Un filtro de baja carga es un dispositivo relativamente sencillo y de funcionamiento sumamente seguro, que produce una calidad estable del efluente, sin perjuicio de que el afluente sea de naturaleza cambiante. Generalmente se mantiene una carga hidráulica constante, no por recirculación, sino por unas bombas con control del nivel de succión o con sifones dosificadores. Los tanques dosificadores son de pequeño tamaño, generalmente con un tiempo de retención de únicamente 2 minutos para un caudal igual al doble del medio de proyecto, de tal modo que se minimice la dosificación intermitente. Aun así, en plantas pequeñas los bajos caudales nocturnos pueden dar lugar a dosificaciones intermitentes.[55]

Si el intervalo entre dosis es mayor de 1 ó 2 horas, la eficiencia del proceso se deteriora, porque el carácter de la película biológica se altera por falta de humedad. En la mayoria de los filtros de baja carga, solamente existe una película biológica apreciable a una profundidad de 0.6 a 1.2 m de la parte superior del medio filtrante. Como resultado, en las partes inferiores del filtro pueden desarrollarse bacterias autótrofas nitrificantes, que oxidan el amoníaco a las formas de nitrato y nitrito. Si la población de nitrificantes está suficientemente bien establecida, y si las condiciones climáticas y las características del agua residual son favorables; un filtro de baja carga funcionando correctamente, puede proporcionar no sólo una buena eliminación de DBO, sino también un efluente altamente nitrificado.

La pérdida de carga a través del filtro puede ser de 1.5 a 3.0 m, lo que puede constituir un impedimento, si el terreno es demasiado plano para permitir la circulación por gravedad. Con una pendiente favorable, la posibilidad de utilizar la circulación por gravedad es una ventaja. Sin embargo, los filtros de este tipo tienen también inconvenientes. Los malos olores son un problema frecuente, especialmente si el agua residual es poco reciente o séptica o si el tiempo es

cálido. Los filtros no deberán colocarse en donde los olores puedan crear problemas. Las moscas se desarrollarán en los filtros, a menos que se tomen medidas de precaución para su control.

4.4.2 Filtros de intermedia y alta carga

En los filtros de carga intermedia y alta, la recirculación del efluente final o efluente del filtro permite la aplicación de mayores cargas orgánicas.

La recirculación del efluente se efectua desde el clarificador del filtro percolador hacia los filtros de baja carga o intermedia. La recirculación del efluente alrededor del filtro da como resultado el retorno de organismos viables. Se ha observado que este método de operación mejora, con frecuencia, la eficiencia del tratamiento. La recirculación evita la obstrucción del filtro y reduce los problemas derivados del olor y de las moscas.

La figura 4.3 muestra el diagrama de flujo para este tipo de filtros con recirculación, según las opciones de una o de dos etapas.

4.4.3 Filtros de carga muy alta

Los filtros percoladores de carga muy alta han surgido como consecuencia del desarrollo de diversos tipos de medios filtrantes compactos sintéticos y de madera. Las principales aplicaciones de los filtros de carga muy alta han sido el tratamiento de aguas residuales, con un contenido muy alto de materia orgánica y además, como filtros de pretratamiento. Dada su elevada área superficial por unidad de volumen, los filtros de medios sintéticos pueden funcionar, asimismo, como filtros de carga alta, con cargas menores. Con cargas extremadamente bajas, los filtros de medios sintéticos se han utilizado para realizar la nitrificación de efluentes tratados.[55]

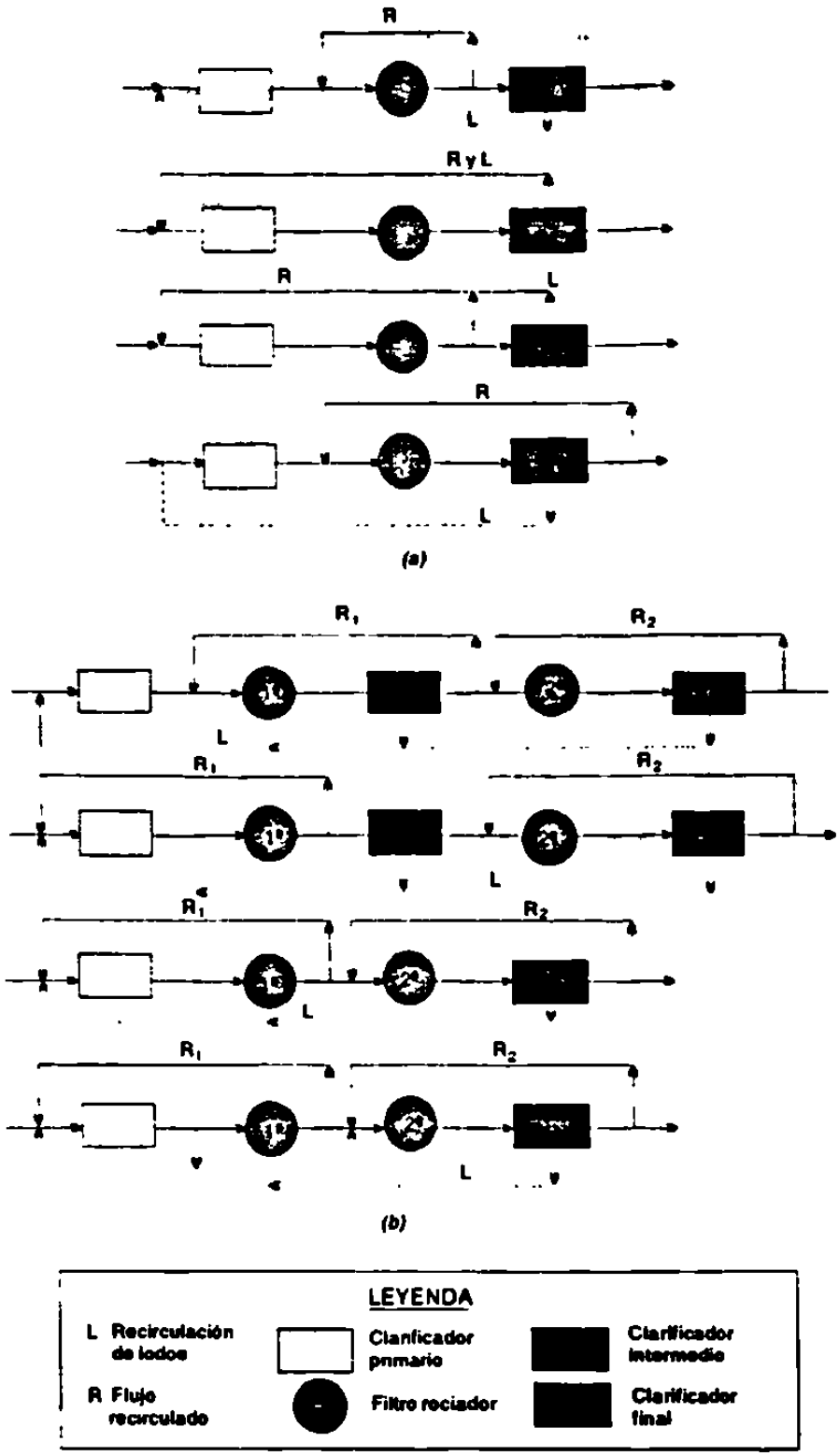


Figura 4.3 Diagramas de flujo de filtros biológicos de carga media y alta con recirculación: a)Filtros en una etapa y b) Filtros en dos etapas

Los objetivos que persigue el tratamiento biológico del agua residual son: la cuagulación y eliminación de los sólidos coloidales no sedimentables y la estabilización de la materia orgánica.

En la mayoria de los casos, el agua residual puede ser tratada biológicamente, con sólo conseguir un control ambiental adecuado. Por tanto, compete al ingeniero ambiental asegurarse de que esté controlado eficazmente.

Por la importancia que tiene el tratamiento biológico, la finalidad de este capítulo fue:

1. Presentar y revisar algunos de los fundamentos de los procesos biológicos.
2. Revisar y dicutir los factores clave que gobiernan la oxidación biológica.
3. Ilustrar la aplicación de los filtrosbiológicos en el tratamiento de las aguas residuales.

Para proporcionar una perspectiva de cómo se diseñan filtros biológicos, en el siguiente capítulo se presentan las bases para el proyecto de los procesos biológicos que ocurren en los filtros biológicos.

CAPITULO 5
DISEÑO DE FILTROS BIOLOGICOS

Un filtro biológico consiste en un lecho formado por un medio sumamente permeable, al que se adhieren los microorganismos y a través del cual se filtra el agua residual. El medio filtrante consiste generalmente de piedras, cuyo tamaño oscila de 2.5 a 10 cm de diámetro.[2]

Existen filtros biológicos que utilizan unos medios filtrantes plásticos, los cuales comúnmente tienen forma cuadrada, con profundidades que varían de 9 a 12 m.

El lecho del filtro es generalmente circular y el residuo líquido se distribuye por encima del lecho mediante un distribuidor giratorio. Cada filtro posee un sistema de drenaje que es importante como una unidad de recolección y como una estructura porosa, a través de la cual puede circular el aire.[2]

La materia orgánica presente en el agua residual es degradada por una población de microorganismos adheridos al medio filtrante. El material orgánico presente en el líquido se absorbe en la película biológica. En la porción exterior de la capa biológica, el material orgánico se degrada por los microorganismos aerobios. A medida que los microorganismos crecen, el grosor de la película biológica aumenta y el oxígeno difundido se consume, antes de que pueda penetrar en toda la capa biológica. Por lo tanto, se establece un medio ambiente anaerobio cerca de la superficie del medio.[2]

Conforme la capa biológica aumenta de espesor, la materia orgánica absorbida se metaboliza, antes de que pueda alcanzar a los microorganismos que se encuentran sobre la superficie del medio filtrante. Los microorganismos que se hallan sobre la superficie del medio filtrante entran en una fase endógena de

crecimiento y pierden su capacidad para adherirse a la superficie del medio; entonces, el liquido desprende la capa adherida al medio filtrante y empieza a formarse una nueva capa de ésta. Este fenómeno de desprendimiento de la capa es fundamentalmente función de las cargas orgánicas e hidráulica aplicadas al filtro.

La comunidad biológica en un filtro consiste principalmente de protistas, incluyendo bacterias aerobias, anaerobias y facultativas, hongos, algas y protozoarios, así como de animales superiores como lombrices y larvas de insectos. Las bacterias facultativas son los microorganismos predominantes en un filtro biológico. Junto con las bacterias aerobias y anaerobias, tienen el papel de descomponer el material orgánico presente en las aguas residuales.

La temperatura y el pH juegan un papel vital en la vida y muerte de las bacterias, así como de otras plantas y animales macroscópicos. Se ha comprobado que la velocidad de reacción para los microorganismos aumenta con la temperatura, doblándose por cada 10°C de aumento, hasta alcanzar la temperatura límite.[56]

El pH del medio es asimismo un factor clave en el crecimiento de los organismos. La mayoría de éstos no pueden tolerar niveles de pH por encima de 9.5 o por debajo de 4.0. Por lo tanto, el pH óptimo para el crecimiento se encuentra entre 6.5 y 7.5.[56]

5.1 Componentes de un filtro biológico

Los componentes básicos de un filltro rociador, como el mostrado por la figura 5.1 son: [54]

a. sistema de distribución
b. medio filtrante

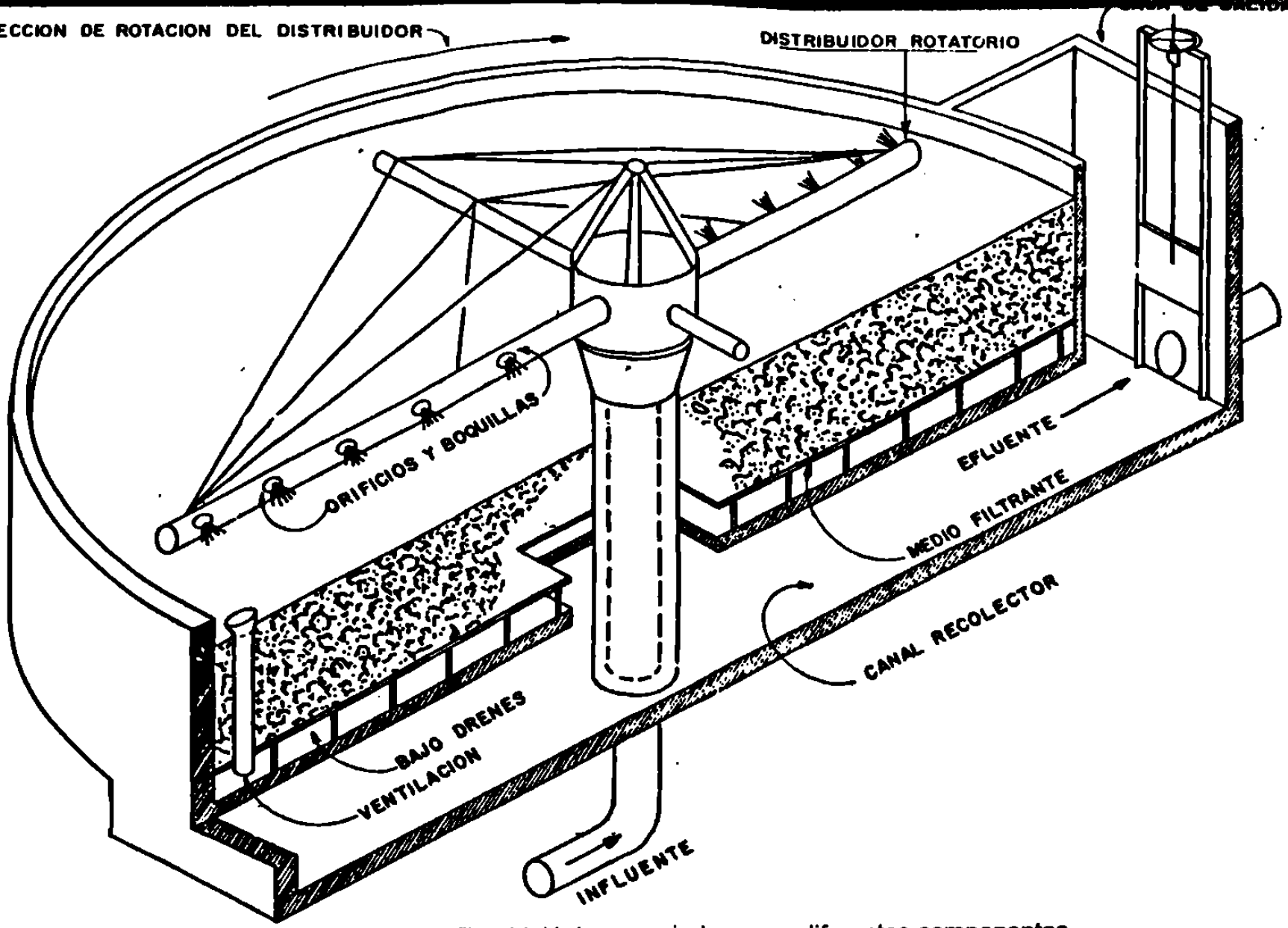


Figura 5.1 Diagrama de un filtro biológico o rociador y sus diferentes componentes.

c. sistema de drenaje
d. estación de bombeo de transferencia
e. sedimentador secundario

5.1.1 Sistema de distribución

Consiste en un sistema complejo de tuberías, válvulas, reciadores, motores, bombas y soportes. Los componentes y su función son descritos como sigue:

ELEMENTO	FUNCION
Tubería del influente	Conduce el agua a ser tratada al filtro.
Base del distribuidor	Elementos de soporte del brazo distribuidor.
Balero del distribuidor	Permite el giro del distribuidor.
Brazos del distribuidor	Conducen el agua a los orificios de rociado.
Orificios de rociado	Controlan el gasto aplicado al filtro, que debe ser uniforme por unidad de área del filtro.
Orificios de reversa	Regulan la velocidad de los brazos.
Platos distribuidores	Distribuyen el agua uniformemente al medio filtrante.
Compuerta de desagüe	Para desagüe de los brazos, control de la mosca de filtros y limpieza de los brazos.
Medio filtrante superficial	Proporcionar una gran área sobre el cual crece el cultivo biológico.
Sistema de drenaje	Sirve de soporte al medio y recolecta el agua tratada para conducirla al canal recolector.
Canal recolector	Drena el influente del filtro a la caja de salida.
Caja de salida controlada por valvula	Opcional, sólo se construirá si se desea inundar el filtro para control de las moscas.
Tubo de salida filtro	Conduce el efluente al siguiente paso del proceso.

5.1.2 Medio filtrante

Se han utilizado muchos medios filtrantes: grava, piedra quebrada, piedra de campo, boleos, ladrillos, carbón, escoria, conchas de mariscos, latas de estaño, tiras de madera, tiras de polietileno, varias formas de plástico moldeado y módulos de láminas de plástico.

Tradicionalmente, el medio filtrante ha sido el de piedra quebrada. Cuando se cuenta localmente con buen material, la principal ventaja es su bajo costo. Cualquier roca usada para este propósito debe ser de tamaño uniforme, para asegurar un volumen de huecos adecuado. El tamaño efectivo de las piedras es de 75 a 125 mm. Las piedras de menor diámetro no proporcionan suficiente volumen de huecos y las demasiado grandes tienen área superficial insuficiente para el crecimiento biológico.

Debido al peso del medio, la profundidad del filtro se limita de 1.5 a 3.0 m. Otras propiedades importantes de la piedra o de cualquier otro material que se utilice incluyen: gran resistencia, ausencia de finos, tamaño uniforme, insolubildad y resistencia química al agua aplicada, resistencia a la desintegración por intemperismo, carencia de toxicidad a microorganismos, inmunidad a ataques bacterianos y a la degradación por rayos ultravioleta.

Los medios sintéticos fabricados en plásticos son ahora de uso común por sus ventajas sobre los medios de piedra.

I. Mayor área superficial por unidad de volumen para alojar el crecimiento biológico.
II. Mucho mayor relación de volumen de huecos que mejora la circulación del aire y la transferencia de oxígeno y decrece la posibilidad de taponamientos.
III. Aumenta el tiempo de retención hidráulico.

IV. Su peso ligero permite construir filtros de mayor altura.

V. Su resistencia química a las aguas residuales es mejor.

VI. Proporciona mejor distribución de las aguas residuales aplicadas.

VII. No se requiere una estructura de contención de concreto reforzado, ya que los módulos de medio filtrante son autosoportables.

Hay varias formas de medio plástico. El medio plástico moldeado tiene la apariencia de un panal de abejas. Está formado por laminas de PVC lisas y corrugadas, ensambladas con pegamento en módulos rectangulares.

Las láminas tienen comunmente superficies corrugadas para propiciar un mayor crecimiento biológico y aumentar el tiempo de retención. Cada capa de módulos se gira a 90° de la capa previa, para mejorar la distribución del agua.

Hay dos tipos basicos de módulos de medios plásticos corrugados: el vertical y el de flujo cruzado a 60°. En general, este último proporciona mejor tratamiento por unidad de volumen, debido a la uniformidad de la distribución, permitiendo mayor tiempo de retención y promoviendo una mejor transferencia de oxígeno debido a la creación de flujo turbulento. El medio plástico vertical es apropiado para manejar aguas con elevada carga orgánica, ya que está menos expuesto a taponamientos.

Otro medio plástico también usado consiste de piezas cilíndricas, similares a los tubos para rizar el cabello, colocados aleatoriamente en los filtros. Tiene la ventaja de no requerir cortes ni ajustes. Tiene menos huecos que los medios laminados, por lo que es más vulnerable a taponamientos, ello lo hace poco adecuado para manejar elevadas cargas orgánicas y/o hidráulicas.

Los módulos de medio plástico se cortan en el filtro para ajustarlos a su forma y dimensiones usando una sierra de cadena, cuidando que el material sobrante caiga dentro del filtro.

El área superficial específica (área superficial por unidad de volumen) de los medios plásticos es de 2 a 10 veces mayor que el de los medios hechos de piedra. Normalmente, el área superficial específica es de 80 a más de 245 m^2/m^3. Las láminas 5.1 y 5.2 muestran respectivamente a los empaques sintéticos para filtros biológicos y su arreglo o acomodo.

Los medios con áreas superficiales específicas, mayores que 130 m^2/m^3 , y se usan cuando la carga orgánica es baja o para promover la nitrificación.

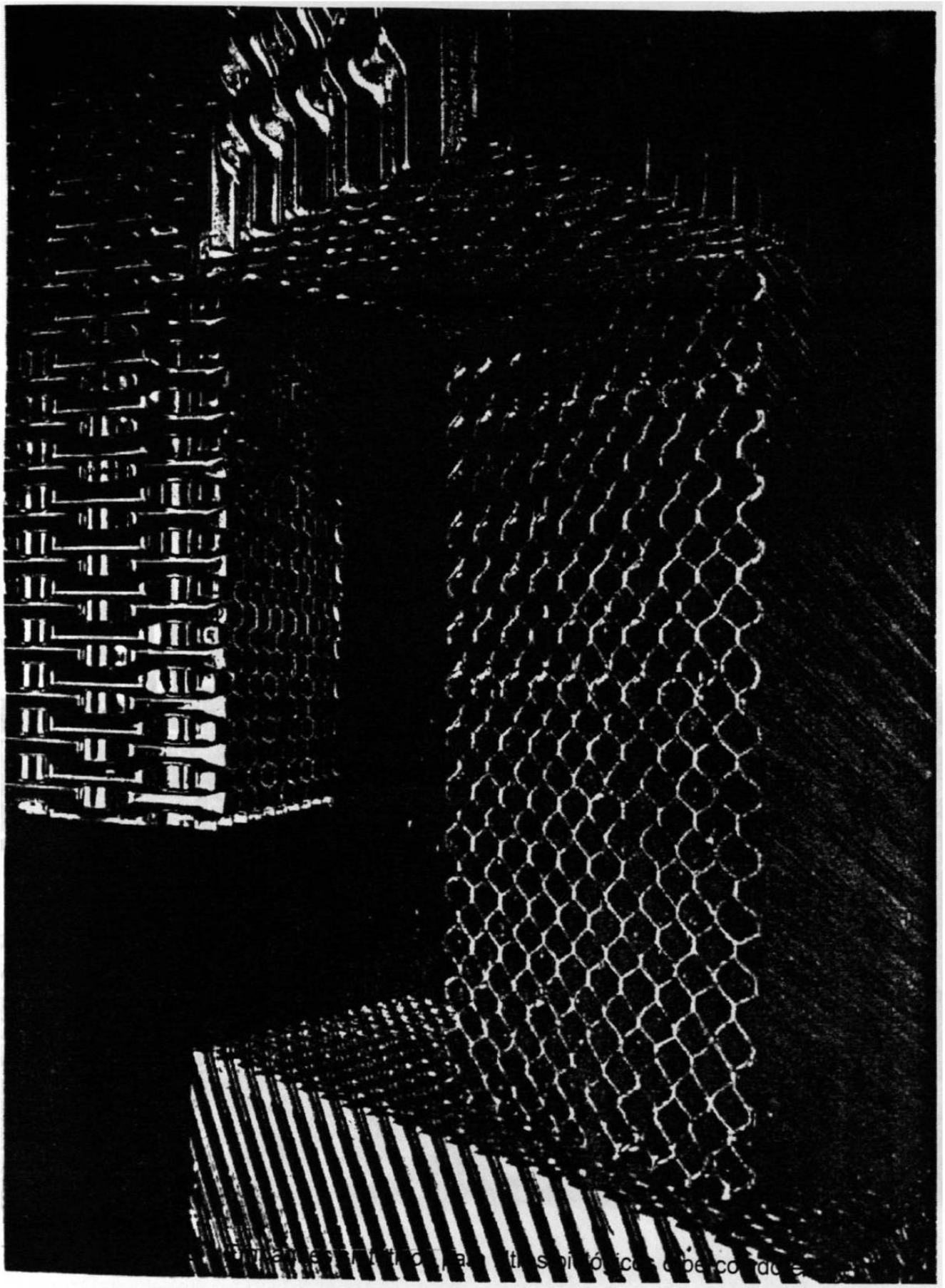
La carga hidráulica mínima de los medios plásticos es mayor que la que se aplica a los medios de piedra; por tanto, la profundidad del cultivo biológico es menor, debido a que se producen fuerzas mayores de cizalleo.

5.1.3 Sistema de drenaje

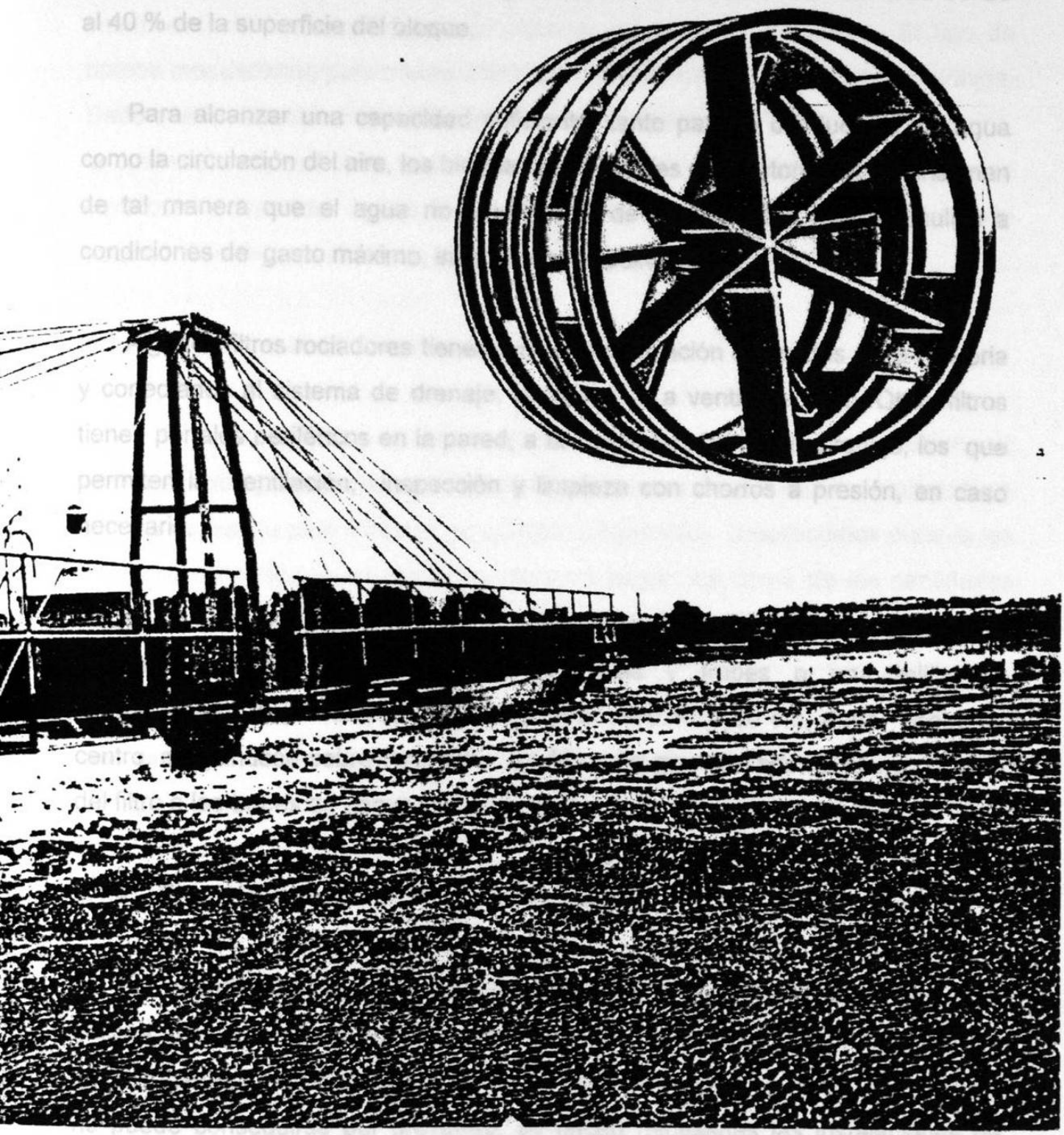
El sistema de drenaje de los filtros biológicos tiene tres objetivos:

a. Sirve de soporte del medio filtrante,
b. Colecta y transporta el efluente del filtro hacia las unidades de proceso subsecuentes,
c. Conduce el aire en flujo ascendente a través del filtro.

Los sistemas de drenaje de los filtros de piedra normalmente son bloques de barro comprimido o vitrificado, o fondos falsos de concreto reforzado. El piso y el sistema de drenaje deben tener suficiente resistencia para soportar el medio filtrante, el cultivo biológico y el agua que se encuentra en el filtro. Tanto el piso como el sistema de drenaje tendrán una pendiente de 1 a 5 %, hacia un canal recolector central o periférico, según sea el diseño seleccionado.



Lamina 5.1 Empaques sintéticos para filtros biológicos o percoladores.



Lamina 5.2 Empaques sintéticos para filtros biológicos o percoladores.

Los canales recolectores se dimensionan para tener una velocidad mínima de 0.60 m/s para gasto medio.

Los bloques de barro son rectangulares, sus aberturas tienen un área del 20 al 40 % de la superficie del bloque.

Para alcanzar una capacidad suficiente, tanto para la conducción del agua como la circulación del aire, los bloques y los canales recolectores se dimensionan de tal manera que el agua no ocupe más de la mitad del área hidráulica a condiciones de gasto máximo, incluyendo la recirculación.

Algunos filtros rociadores tienen tubos de ventilación colocados en la periferia y conectados al sistema de drenaje, para ayudar a ventilar el filtro. Otros filtros tienen portales periféricos en la pared, a la altura del sistema de drenaje, los que permiten la ventilación, inspección y limpieza con chorros a presión, en caso necesario.

El sistema de drenaje y soporte para medios de filtración plásticos es más simple y económico, empleándose columnas y trabes o una rejilla. El espaciamiento de las trabes es comúnmente de 0.40 a 60 cm, entre centro y centro, apoyándose sobre columnas. En filtros de gran tamaño, la altura del piso del filtro a las trabes de apoyo del medio permiten la entrada de personas

5.1.4 Estación de bombeo de transferencia

Dependiendo de la topografía que predomine, muchas veces se hace necesario el emplear bombas para mantener funcionando un filtro biológico. Dado que, en general, la carga necesaria para el funcionamiento hidráulico de la planta no puede conseguirse por gravedad, se hacen necesarias las instalaciones de bombeo. El bombeo puede preceder o seguir a la homogeneización del caudal.[2]

En algunos casos, se necesitará el bombeo tanto del caudal de agua "bruta" como del caudal homogeneizado.

Cuando exista un sistema de bombeo, debe dotarse al mismo de la instrumentación necesaria para controlar el caudal homogeneizado. El tipo de bomba más utilizado para transportar agua residual fresca es la bomba centrifuga. Dado que la capacidad de una bomba centrifuga varía con la altura manométrica, la cual suele especificarse que sea lo suficientemente elevada para que puedan contribuir al vaciado de los tanques, este tipo de bombas tiene un exceso considerable de capacidad, en condiciones normales.[2]

5.1.5 Sedimentador secundario

Al igual que en el proceso de lodos activados, la instalación de sedimentación juega un papel muy importante en el proceso del filtro biológico, ya que es necesaria para eliminar los sólidos suspendidos, desprendidos durante los períodos de descarga en los filtros de baja carga, así como de las cantidades menores de sólidos desprendidos continuamente en los filtros de alta carga. Si se utiliza recirculación, una parte de los sólidos sedimentados podría reciclarse y purgar el resto; pero la recirculación de los sólidos biológicos sedimentados no es tan importante como en el proceso de los lodos activados. En el proceso del filtro biológico, la mayoría de los microorganismos activos se adhieren al medio filtrante y no sale del reactor como sucede en el proceso de los lodos activados. Aunque la recirculación podría ayudar a la inoculación del filtro, los objetivos principales de la recirculación son diluir las aguas residuales cargadas afluentes y hacer que el efluente del filtro se ponga de nuevo en contacto con la población biológica para su tratamiento adicional. La recirculación casi siempre forma parte de los sistemas de filtros biológicos de alta carga.[2]

La función de los tanques de sedimentación situados a continuación de los filtros biológicos, es producir un efluente clarificado. Difieren de los tanques de

sedimentación de lodos activados en que no existe recirculación de lodos, que, ya se ha visto, es esencial para este último proceso. Todo el lodo existente en los tanques de sedimentación de los filtros biológicos es extraído y enviado a las instalaciones de tratamiento de lodos. El diseño de estos tanques es similar a los de sedementación primaria, excepto en que la carga de superficie se basa en el caudal de planta, más el de recirculación, menos el flujo de sólidos hacia el fondo del tanque. La carga superficial no deberá exceder de 48 m^3/día.m^2.[2]

5.2 LA PELÍCULA DE LAMA MICROBIANA

Los microorganismos emplean la materia orgánica como su fuente de alimentación y la metabolizan en la presencia de oxígeno. El metabolismo de la materia orgánica abarca numerosas y complejas reacciones bioquímicas, dentro de las células que componen a los microorganismos, hasta llegar a productos finales de desecho[58]. A continuación se presenta una forma muy esquemática de todas esas reacciones:.

$$\text{Microorganismos} + \text{materia orgánica} + O_2 \rightarrow \text{microorganismos} + \text{energía} + CO_2 + H_2O + \text{productos de desecho}$$

La comunidad biológica presente en un filtro se compone principalmente de protistas, incluyendo bacterias facultativas, aerobias y anaerobias, hongos, algas y protozoos.[2]

Entre las especies bacterianas normalmente asociadas con el filtro biológico están *Achromobacter, Flavobacterium, Pseudomonas* y *Alcaligenes*. Dentro de la capa viscosa, donde prevalecen condiciones adversas al crecimiento, existen las formas filamentosas *Sphaerotilus natans* y *Beggiattoa*. En las zonas más bajas del filtro, se encuentran las bacterias nitrificantes *Nitrosomas* y *Nitrobacter*.[2]

Los hongos presentes son también causantes de la estabilización del agua residual. Entre las especies de hongos que se han identificado se encuentran las siguientes: *Fusazium*, *Mucor*, *Penicillium*, *Geotrichum*, *Sporatichum* y diversas levaduras. Entre las especies de algas que se encuentran normalmente en los filtros biológicos se encuentran las siguientes: *Phormidium*, *Chlorella* y *Uloyhrix*. Los propozoos que se pueden encontrar en el filtro son predominantemente del grupo Ciliata, incluyendo la *Vorticella*, *Opercularia* y *Epistylis*.[2]

Para asegurar una degradación rápida de los compuestos orgánicos, libre de olores desagradables, el filtro debe permanecer en condiciones aerobias, es decir, debe haber suficiente oxígeno disuelto en el agua residual a medida que ésta pasa por el medio filtrante. El oxígeno disuelto requerido proviene del aire que circula a través del filtro. Si existe insuficiente circulación de aire se desarrollarán condiciones anaerobias, olores desagradables y la eficiencia del tratamiento disminuirá.[59]

La figura 5.3 muestra un diagrama de la capa de zooglea que se desarrolla en un filtro. Como se puede observar en esta figura, el oxígeno contenido en las aguas residuales pasa a la superficie de la capa biológica a través del fenomeno de difusión y, a medida que los microorganismos de la biopelícula consumen el alimento, se reproducen incrementándose el espesor de la misma. Cuando ésta ha crecido demasiado, el oxígeno es consumido rápidamente en la parte superficial, generándose entonces condiciones anaerobias en las zonas más profundas, en donde los microorganismos anaerobios producen gases que tienden a separar la capa adherida al medio filtrante. La fuerza cortante ejercida por el agua residual favorece el desprendimiento de la película y se inicia el crecimiento de una nueva capa. A las partículas que se han desprendido se les denomina humus y son arrastradas junto con el agua tratada, a través del sistema de drenaje, hacia un tanque final de sedimentación.[57]

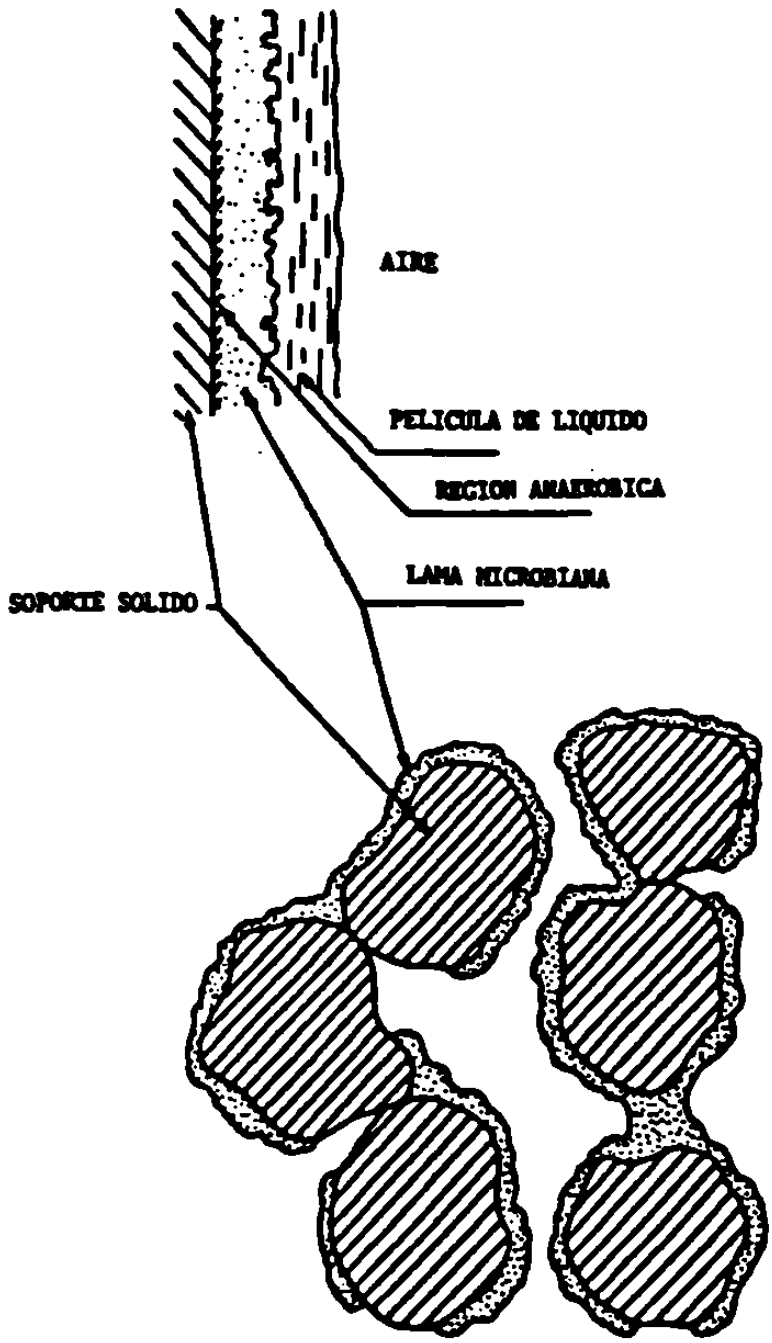


Figura 5.3 Diagrama de la zooglea que se forma en un filtro biológico con empaque de piedra.

Se ha observado que el espesor de la capa microbiana es una función de las cargas hidráulica y orgánica aplicadas al filtro y, en general, el espesor de la biopelícula tiende a ser mayor, a medida que se aproxima a la superficie del filtro.[58]

Como sucede con los sistemas biológicos de tratamientos residuales, la diversidad y las proporciones de las diferentes especies de organismos presentes en la población microbiana dependen de las condiciones de operación del sistema, especialmente la carga y la disponibilidad de nutrientes de las aguas residuales en proceso de tratamiento. Sin embargo, la lama microbiana de los percoladores es ecológicamente más compleja que los lodos activados. El equilibrio entre las varias especies presentes varía también con la situación dentro del lecho y, cuando la unidad está situada al aire libre, el equilibrio entre las colonias mostrará también variaciones estacionales. La película de lama interviene en una compleja serie de cadenas alimentarias y relaciones entre el predador y la presa, desde las bacterias hasta los insectos, teniendo cada una de ellas un efecto significativo en la operación del percolador. Los sistemas de película adherida reaccionan de maneras diferentes ante los cambios en el ambiente operacional, como la temperatura y la presencia de cargas de choque y materiales tóxicos, comparados con los sistemas de crecimiento en suspensión, como el proceso de lodos activados.[58]

5.3 PROCESO DE DESARROLLO DE LA PELICULA[58]

Si se comienza con un medio de soporte limpio, el crecimiento inicial de la lama podrá necesitar varias semanas para alcanzar su desarrollo, sobre la superficie del empaque, en un proceso que se conoce como "maduración". La lama se desarrolla a partir de los organismos presentes en el agua residual o inoculados al principio; la eficiencia de purificación es baja, pero aumenta según se acumula la película de lama sobre las superficies del empaque. A medida que se consumen los nutrientes, la película de lama se hace más gruesa hasta que es

suficientemente pesada para separarse del empaque y el flujo de líquido lo arrastra fuera del sistema. Como ya se mencionó antes, a la película de lama se le conoce como biomasa o zooglea; la separación de la lama se llama "desprendimiento" y a la lama separada "humus". Por tanto, los procesos de purificación que tienen lugar en un percolador son, como los de un proceso de lodos activados, una combinación y aglomeración del material en la masa microbiana, oxidación microbiana de los nutrientes y conversión de los nutrientes a masa microbiana. La proporción con que cada componente contribuye al efecto global de purificación depende de la carga del sistema y de la naturaleza de las aguas residuales sometidas a tratamiento. En el caso de aguas residuales que contengan una gran proporción de sólidos, el mecanismo de absorción puede llegar a ser el más importante y, a menudo, los sólidos en el influente pueden ser recuperados en la lama desprendida, prácticamente sin cambio alguno.

Cuando la capa de agua residual fluye sobre el medio de filtración cubierto de lama, el oxígeno y los nutrientes se consumen conforme se difunden en la película de lama, desde la interfase entre la lama y el líquido. Los microorganismos presentes en la pelicula de lama crecen, y con ello, se engruesa la película de lama; sus regiones cercanas a la superficie sólida del soporte y más alejadas del líquido se vuelven anaeróbicas. Esta condición anaeróbica o "anaerobiosis", ha sido propuesta como una de las causas del inicio del proceso de desprendimiento, ya que las capas anaerobias padecen de hambre, mueren, se disuelven y se separan del medio de soporte, y la película remanente de microorganismos puede tener una defectuosa viabilidad. La figura 5.4 nos muestra las diferentes capas que se pueden desarrollar en una película de lama microbiana, en el material filtrante del un filtro biológico.

5.3.1 ESPESOR DE LA PELICULA [57, 58, 59]

La eficiencia de purificación de la proporción aeróbica de la pelicula de lama microbiana disminuye según los productos metabólicos de las regiones

anaeróbicas de la película la lama, como los alcoholes, aldehídos y ácidos, que se difunden hacia fuera. Estos productos pueden entonces inhibir la toma de nutrientes de la capa líquida por los organismos aeróbicos. Las condiciones anaeróbicas pueden también originar la formación de cavidades de gas en la película de lama, lo que es de esperar que acelere el proceso de desprendimiento. Por lo tanto, la película de lama microbiana es hasta cierto punto autorregulante, pero pueden haber considerables variaciones locales en el espesor de la lámina microbiana de lama.

Grandes proporciones de lama desprendida puede causar bloqueos en otras partes del medio de empaque.

La eficiencia de purificación de la lama alcanza un máximo cuando hay una delgada película de lama completamente aeróbica y la eficiencia puede bajar ligeramente conforme se aumente el espesor de la película. Las regiones más profundas de la película se vuelven inactivas o anaeróbicas. Así, a pesar de que una película de lama puede tener un espesor de varios milimetros, solo una capa exterior de 0.05 a 0.15 de profundidad podrá ser aeróbica.

Resultados experimentales de algunas investigadores han demostrado que la remoción del sustrato por una película de lama microbiana aumenta linealmente con el incremento del espesor de la pelicula hasta un nivel máximo donde permanece constante con aumentos adicionales del espesor de la película.

La profundidad de la película de lama depende de las características de las aguas residuales en tratamiento y de la resultante ecología microbiana de la capa de lama; el espesor de la película que proporciona máxima eficiencia ha sido citado como 0.25 mm. La profundidad de la zona aeróbica ha sido estimada entre 0.06 y 0.2 mm, con la profundidad crítica de una película predominantemente bacteriana alrededor de 0.2 mm, y entre 0.05 y 0.1 mm de profundidad aeróbica activa con un espesor total de 0.1 a 2 mm.

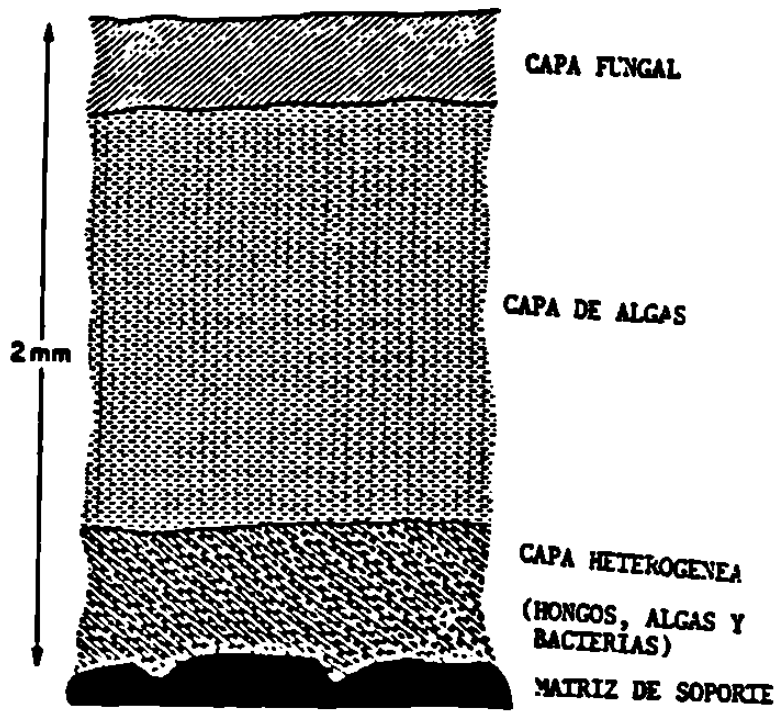


Figura 5.4 diferentes capas que se desarrollan en una película de lama microbiana.

Algunos residuos especiales, ricos en nutrientes, como los de las industrias procesadoras de alimentos, estimulan la formación de películas espesas en donde predominan los hongos y que pueden alcanzar espesores de 5 a 8 mm, mientras se mantengan completamente aeróbicas. La figura 5.5 es un diagrama de la zooglea que se forma en un filtro biológico con empaque sintético.

El espesor de la película está también influenciado por la carga de nutrientes del sistema y la actividad metabólica de los organismos presentes en la película de lama. Las tasas a las cuales el oxígeno y los organismos nutrientes se difunden dentro de la película de lama dependerán de sus respectivas concentraciones en la capa líquida en contacto con la película de lama. Cuando sea alta la concentración de nutrientes en el líquido, la fuerza impulsora de la concentración causará una rápida difusión de los nutrientes dentro de la película de lama, de manera que penetran profundamente dentro de la película antes de ser consumidos, diversos estudios concluyeron que la profundidad en la penetración en la película es aproximadamente proporcional a la concentración del sustrato aplicado.

Con muy altas concentraciones de sustrato en la fase líquida, la tasa de difusión de los nutrientes orgánicos en la película de lama puede ser más rápida que la del oxígeno necesario para su metabolismo aeróbico, de modo que la profundidad de capa activa estará determinada por la profundidad de penetración del oxígeno. Se dice entonces que la película está "limitada por el oxígeno".

Cuando la concentración de nutrientes en la capa líquida es baja y los nutrientes orgánicos penetran sólo a una corta distancia dentro de la película de lama antes de ser consumidos, el sistema está controlado por la disponibilidad de los nutrientes orgánicos y se dice que está "controlado por los sustratos".

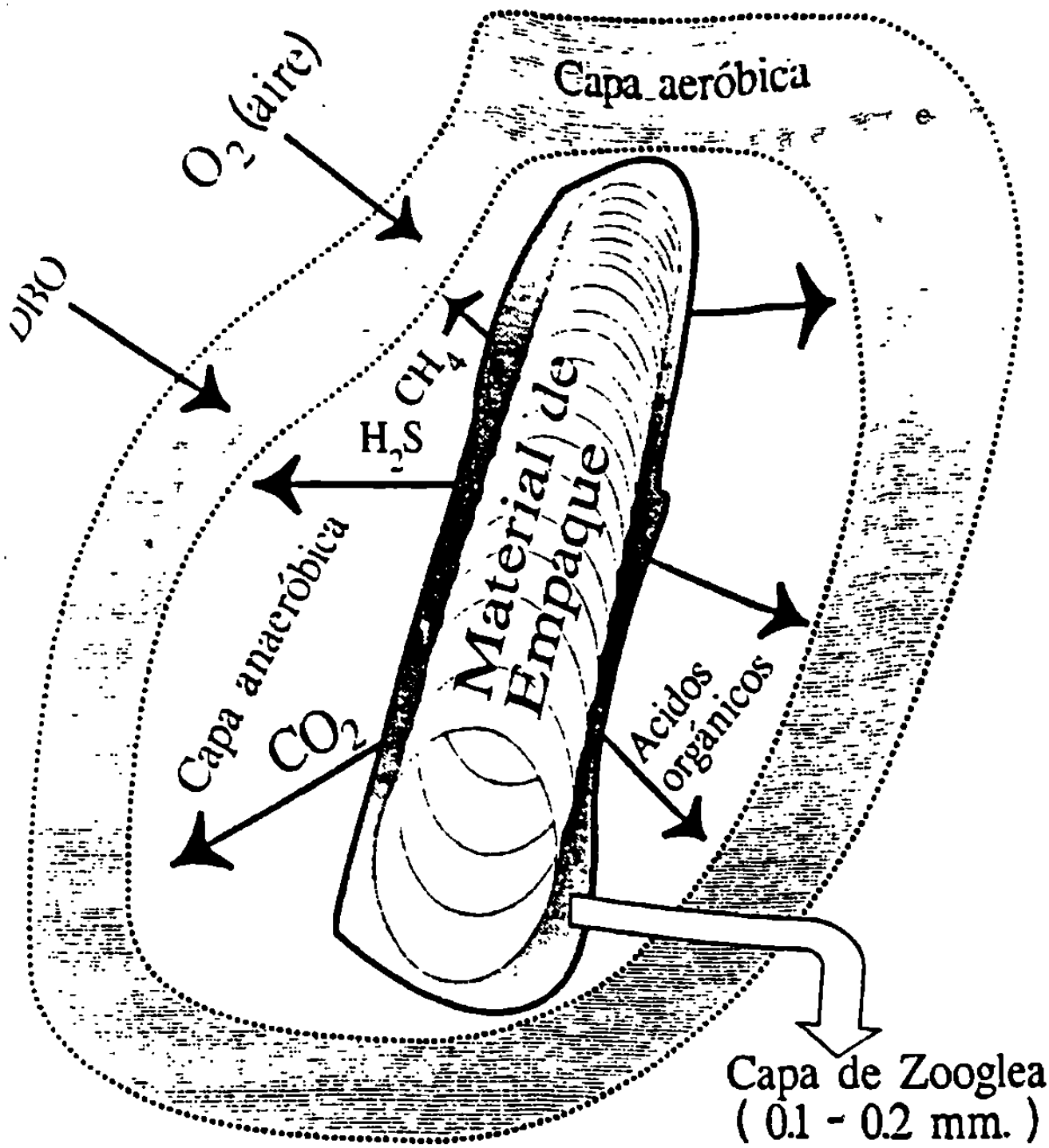


Figura 5.5 Diagrama de la zooglea desarrollada sobre un empaque sintético en un filtro biológico o percolador.

CAPITULO 6

ANALISIS DE UN SISTEMA QUE OPERA A TRAVES DE FILTROS BIOLOGICOS

6.1 Introducción

Para llevar a cabo el análisis respectivo dentro de la región que comprende el Estado de Tlaxcala, se seleccionaron dos plantas de tratamiento operadas por ECCAET: una laguna aerada, ubicada en el municipio de Ixtacuixtla y otra unidad de filtros biológicos, ubicada en el municipio de Apizaco.

La unidad de tratamiento por laguna de oxidación, cuyo gasto es de 38.92 Ls^{-1}, de los cuales 5.08 Ls^{-1}., son de origen municipal, 32.29 Ls^{-1}, son de origen industrial y 1.55 Ls^{-1}, son de servicios, lo que indica que es un agua residual con alta carga orgánica, como se puede apreciar en los datos de los análisis que se les hicieron y que se reportan en los apéndices correspondientes.

Los datos de proyecto de esta unidad son los siguientes: el gasto de proyecto es de 55 Ls^{-1}, con un DBO de 670 mg/L; la laguna primaria tiene un volumen actual de 13 229 m^3 y está proyectada para contener hasta 17 756 m^3; cuenta con diez aereadores de 20 HP cada uno, lo que representa una potencia de 200 HP.

La laguna secundaria posee un volumen actual es de 12 043 m^3 y está proyectada para un volumen de 16 134 m^3; cuenta con ocho aereadores de 20 HP cada uno, lo que representa una potencia de 160 HP. La laguna de sedimentación posee un volumen de 5 454 m^3 y está proyectada para 7 651 m^3.

La unidad que emplea filtros biológicos tiene un gasto de 121.78 Ls^{-1}, de los cuales 116.6 Ls^{-1} son aguas de origen municipal, 4.33 Ls^{-1} son de naturaleza industrial y 2.85 Ls^{-1} representan aguas de servicios.

Con el fin de cumplir los objetivos planteados al inicio, se construyó una planta piloto de filtros biológicos la cual fue conducida hasta la ubicación de la unidad que opera a tráves de lagunas de oxidación, para instalarla y llevar a cabo lo siguiente:

- Formación de película bacteriana en el medio empleado como empaque.
- Adaptación de los microorganismos presentes en las aguas residuales a las cargas orgánicas presentes en las mismas.
- Seguimiento del tratamiento para evaluar su eficiencia.
- Modificaciones a la metodología planteada en un principio (localización de la planta piloto).
- Análisis de los resultados obtenido.

ECCAET realiza muestreos a las plantas tratadoras de aguas residuales cada semana, lo que permitio efectuar los análisis con la misma periodicidad con la finalidad de disminuir los errores en los resultados por variaciones ambientales.

La planta piloto, cuyo gasto es de 0.5 Ls^{-1}, y que tiene un volumen de 1000 L., se construyó empleando un recipente de poliestireno de alta densidad, disponible en el mercado con dicha capacidad; se efectuaron las las adaptaciones necesarias y se le introdujo el material de relleno, el cual consistió en material de policloruro de vinilo, comercialmente conocido como PVC y que se encuentra disponible en el mercado en diferentes diámetros. Para poder controlar el gasto se instalo una bomba con una potencia de ¼ HP y una válvula que permitió controlar el flujo de agua que llegaba a la planta piloto.

El agua residual se tomaba de la primera laguna y se hacía pasar a través del filtro biológico, para posteriormente dejarla fluir hacia la laguna secundaria del sistema monitoreado.

Las muestras analizadas fueron tomadas del afluente y efluente del filtro biologico, y los resultados de los análisis efectuados se muestran en los apéndices correspondientes. Los análisis efectuados a las muestras están basados en las Normas Oficiales Mexicanas y en los procedimientos contenidos en los Métodos Estándar para cada parámetro.

En este capítulo se describirá el método de análisis del modelo de efectos fijos, empleado para comparar los tratamientos mencionados en este trabajo "lagunas de oxidación y filtros biológicos", así como la combinación de ellos que en adelante se denominará "PROPUESTA".

Posteriormente, se llevará a cabo la ejecución del método de efectos fijos unifactorial, para comparar los datos resultantes de los análisis físicoquímicos efectuados a las muestras extraidas de los tratamientos estudiados, con la finalidad de observar la eficiencia de remoción de cada uno de los parámetros físicoquímicos analizados. Esta comparación se llevó a cabo con 22 muestras analizadas para cada tratamiento.

Al final se presentará una comparación de los tres parámetros principales: Sólidos Suspendidos Totales, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de Oxígeno, en los porcentajes de remoción que proporciona cada uno de los tratamientos analizados, así como de la propuesta que se está presentando que es la combinación de filtros biológicos con lagunas de estabilización.

6.2 EL MODELO DE ANALISIS DE EFECTOS FIJOS

6.2.1 Generalidades

Para llevar a cabo el análisis de los dos tratamientos mencionados en este trabajo –lagunas de oxidación y filtros biológicos- se empleó el ANALISIS DEL MODELO DE EFECTOS FIJOS, en el cual se desea comparar tratamientos o niveles frente a un factor único. La respuesta que se observa en cada uno de los tratamientos es una variable aleatoria. Habrá **n** observaciones del tratamiento **i**.

El modelo estadístico lineal es:

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij} \ ,$$

$$\text{donde } i = 1,2,3,\ldots, a$$

$$\text{y } j = 1,2,3,\ldots, n$$

Además **Yij** es la (ij)-esíma observación, μ es un parámetro común a todos los tratamientos, denominado la media global, τi es un parámetro único para el i-ésimo tratamiento, llamado efecto del tratamiento i-ésimo y εij es la componente aleatoria del error. El objetivo será probar hipótesis apropiadas con respecto a los efectos del tratamiento y hacer una estimación de ellos. Para probar las hipótesis se supondrá que los errores del modelo son variables aleatorias independientes, con distribución normal, con media cero y varianza Δ^2.

Este modelo se denomina análisis de varianza de clasificación en un sentido, porque sólo se investiga un factor.

Se requiere que el experimento se realice en orden aleatorio, de manera que el medio ambiente en el que se usan los tratamientos, llamados unidades experimentales, sea lo más uniforme posible. Este diseño es un diseño completamente aleatorio.

6.2.2 Marco teórico del modelo.

En este modelo, los efectos de los tratamientos se consideran como desviaciones del parámetro μ, es decir :

$$\sum_{i=1}^{a} \tau_i = 0$$

Sea Y_i el total de las observaciones según el i-ésimo tratamiento y Y_j, el promedio de las observaciones según el j-ésimo tratamiento. Similarmente, sea Y_{oo} la suma de todas las observaciones y $\bar{Y}$ la media general de las observaciones.

$$Y_{io} = \sum_{j=1}^{n} Y_{ij} \qquad \bar{Y}_{io} = Y_{io} / n \qquad i = 1,2,3,\ldots, a$$

$$Y_{oo} = \sum_{i=1}^{a} \sum_{j=1}^{n} Y_{ij} \qquad \bar{Y}_{oo} = Y_{oo}/n$$

en donde **N = an** es el número total de observaciones.

La media del i-ésimo tratamiento es:

$$E(Y_{ij}) = \mu_i = \mu + \tau_i, \qquad i = 1,2,\ldots, a.$$

por lo tanto, el valor medio del i-ésimo tratamiento consta de la suma de la media general y el efecto del iésimo tratamiento.

El objetivo del experimento es probar la hipótesis siguiente:

Ho : $\mu 1 = \mu 2 = \ldots = \mu a$

Contra:

Ha : $\mu i \neq \mu j$ para al menos un par (ij) $i \neq j$;

de otra, forma probar:

Ho : $\tau 1 = \tau 2 = \ldots = \tau a = 0$

contra:

Ha : $\tau i \neq 0$ para al menos un valor de **i**

6.2.2.1 Prueba de hipótesis

Una hipótesis estadística es una afirmación acerca de los parámteros de una población y se expresa formalmente de la siguiente manera:

Ho : $\mu 1 = \mu 2 = \ldots = \mu a$

H1 : $\mu i \neq \mu j$ para al menos un par ($i \neq j$)

en donde μi es el valor medio del tratamiento **i**.

La afirmación Ho : $\mu 1 = \mu 2 = \ldots = \mu a$, se conoce como la hipótesis nula, mientras que Ha : $\mu i \neq \mu j$ se denomina hipótesis alterna.

Para probar una hipótesis hay que diseñar un procedimiento para tomar una muestra aleatoria y calcular una estadística de prueba apropiada, con objeto de rechazar o no la hipótesis nula **Ho**. Parte de este procedimiento consiste en especificar el conjunto de valores de la estadística de prueba que conduzca al rechazo de **Ho**. Este conjunto de valores se denomina región crítica o región de rechazo de la prueba.

Al efectuar pruebas de hipótesis pueden cometerse dos tipos de errores. Un error de tipo **I** ocurre cuando la hipótesis nula es rechazada siendo verdadera. Si la hipótesis nula no es rechazada, cuando es falsa, se comete un error de tipo **II**.

Las probabilidades de cometer estos errores reciben un símbolo especial:

α = P (error tipo I) = P (rechazar Ho / Ho es verdadera)

β = P (error tipo II) = P(no rechazar Ho / Ho es falsa)

El procedimiento general de la prueba de hipótesis consiste en especificar un valor para α, llamado nivel de significación de la prueba, para después diseñar un procedimiento que asegure un valor pequeño para la probabilidad de error del tipo II.

6.2.2.2 Análisis de varianza

Un estimador de la Varianza de las **Yij** es:

$$SS_T = \sum_{i=1}^{a} \sum_{j=1}^{n} (Y_{ij} - \bar{Y}_{oo})^2$$

$$SS_{tratamiento} = \sum_{i=1}^{a} (Y_{ij}^{\ 2}/ n - Y_{oo}^{\ 2}/N)$$

El análisis de varianza consiste en descomponer la SS_T en componentes:

$SS_T = SS_{tratamiento} + SS_{Error}$

Suma de cuadrados total = Suma de los cuadrados de los tratamientos + Suma de los cuadrados del error

$SS_E = SS_T - SS_{tratamiento}$

SCT tiene an – 1 grados de libertad

SC_{trat} tiene an – 1 grados de libertad

SC_{error} tiene an-a = a(n-1) grados de libertad

En donde los grados de libertad es el número de datos independientes.

Una estadística de prueba apropiada para usarse en la comparación del nivel medio *del osllaltratamientos* en el diseño, según la hipótesis de normalidad de **Yij**, es la relación:

$Fo = [SS_{trat} / (a-1)] / \{ SS_{Error} / [a(n-1)]\}$

Donde

$SS_{Trat}/(a-1) = MS_{tratamientos}$

$SS_{Error}/(a(n-1)) = MS_{Error}$

Ho sera rechazada si $Fo > F\alpha, (a-1), [a(n-1)]$ a un nivel de significación α.

Estimación de los parametros del modelo

El modelo de efectos fijos es:

$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \varepsilon_{ij}$; $i = 1,2,.....a$; $j = 1,2,....n$

$\varepsilon_{ij} \sim N(0, \Delta^2)$

$\mu = Y_{oo} / an = Y_{oo}$; $\tau_i = Y_{io} - Y_{oo}$ $i = 1,2, ... ,a$

Tabla 6.1 Análisis de variancia para el modelo de efectos fijos unifactorial.[60]

FUENTE DE VARIACIÓN	SUMA DE CUADRADOS	GRADOS DE LIBERTAD	MEDIA DE CUADRADOS	FO
Entre tratamientos	$SS_{Tratamientos}$	a - 1	$MS_{Tratamientos}$	$Fo = \frac{MS_{Trat.}}{MS_E}$
Error (dentro de tratamientos)	SS_E	N – a	MS_E	
TOTAL	SS_T	N - 1		

6.3 EJECUCIÓN DEL MÉTODO

6.3.1 Análisis de los datos de Sólidos Disueltos Totales

Se desea conocer la retención de Sólidos Disueltos Totales de los siguientes tratamientos:

1. Laguna de Oxidación.
2. Filtros Biológicos.
3. Combinación de laguna de oxidación y filtros biológicos (Propuesta).

La Tabla 6.1 muestra los datos que corresponden a los porcentajes de sólidos disueltos totales retenidos para cada uno de los tratamientos, obteniendo las muestras correspondientes.

Tabla 6.1 Porcentaje en mg/L de sólidos disueltos totales(SDT) retenidos.

Laguna de oxidación	Filtros biológicos	Propuesta
77.3389	-7.0708	-57.3563
-19.9301	-6.6550	42.4927
58.3619	-0.1269	5.1405
54.4360	16.1189	10.1887
44.7548	13.6792	4.4390
51.8367	-12.5867	3.1073
54.0856	9.4340	9.6045
-17.8024	2.3474	4.8607
-3.0056	-5.0175	2.7356
-4.9167	6.4994	6.2748
0.6684	-22.3796	8.4791
-21.2908	4.3587	2.7523
-1.3258	-8.6675	3.1776
-17.4367	4.7619	10.1523
-13.3759	-9.0909	7.4190
-7.3643	*	10.0361
2.0408	0.9288	8.6667
-7.3463	4.0704	16.4804
-6.5312	9.4595	11.1717
2.9752	-10.6774	14.8211
4.3557	-5.1051	13.2827
4.1076	13.7168	12.5554

Se realizó un análisis de varianza; con el fin de saber si los porcentajes promedio de los tres tratamientos son diferentes estadísticamente.

La hipótesis que se quiere probar es:

$$Ho: \mu 1 = \mu 2 = \mu 3$$

contra

$$Ha: \mu_i \neq \mu_j \quad \text{para al menos un par } ij$$

$\mu 1, \mu 2, \mu 3$ son los porcentajes promedio para los tratamientos de Laguna, Filtro y Propuesta, respectivamente.

RESULTADOS DEL ANÁLISIS

Estadísticas básicas

Nivel del factor	n	Media	Desv. Estandar
STDLAGUNA	22	10.67	30.35
STDFILTRO	21	-0.10	9.99
STDPROPUESTA	22	6.84	16.56

ANALISIS DE VARIANZA

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Fo	P
Factor	2	1274	637	1.46	0.241
Error	62	27108	437		
Total	64	28382			

De los resultados anteriores, el valor de P=0.241 es la probabilidad de rechazar *Ho* cuando es verdadera. Indica que la hipótesis nula *Ho* es rechazada para valores de alfa menores que 0.241.Por lo tanto, sí hay diferencia significativa entre los porcentajes promedio de los tres tratamientos.

Efectos estimados de los tratamientos son:

$\mu=5.803$	promedio total
$T1=10.67-5.803=4.867$	efecto de laguna de oxidación
$T2=-0.10-5.803=-5.9$	efecto de filtro biológico
$T3=6.84-5.803=1$	efecto de propuesta

El hecho de que T1 es mayor que T2 y T3 significa que en promedio el porcentaje de SDT retenido es mejor en laguna de oxidación que en filtro o propuesta. Además, como T2 es menor que cero, indica que el porcentaje retenido es menor que el promedio total .

Las figuras 6.1a y 6.1b esquematizan el análisis de cada uno de los tratamientos mediante una gráfica de puntos y de caja respectivamente.

Figura 6.1a Gráfica de puntos al analizar el porcentaje de sólidos disueltos totales retenidos para cada uno de los tratamientos.

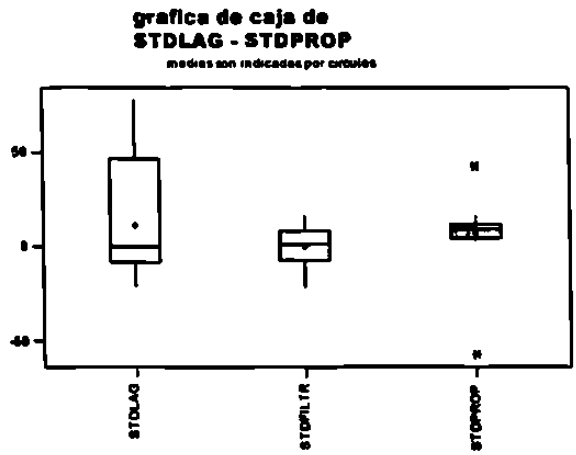


Figura 6.1b Gráfica de caja que muestra el porcentaje de sólidos disueltos totales retenidos por cada uno de los tratamientos.

De las graficas se observa que cuando una muestra de agua se hace pasar por la laguna, se obtienen mejores resultados que en el filtro o la propuesta.

El análisis que se realizó es suficiente para decidir que la laguna de oxidación retiene más STD.

6.3.2 Análisis de los datos de Demanda Bioquímica de Oxigeno

Se quiere analizar cuál de los tres tratamientos retiene mayor porcentaje de Demanda Bioquímica de Oxigeno.

La tabla 6.2 muestra por los porcentajes de demanda bioquímica de oxígeno(DBO) retenidos por cada uno de los tratamientos, obteniendo 22 muestras por tratamiento.

Tabla 6.2 porcentajes en mg/L de demanda bioquímica de oxígeno (DBO) retenidos

DBOlaguna	DBOfiltro	DBOpropuesta
27.4003	70.8321	74.9017
25.0000	60.9428	78.2013
29.0006	59.0953	77.4011
28.3003	33.3500	87.3425
31.4508	79.1674	83.9010
30.0013	51.7933	79.0019
25.5007	63.4027	78.4004
29.3007	69.3878	79.5013
28.6000	40.0030	77.4009
27.9060	70.8319	75.2006
29.1008	51.3864	78.2009
23.8006	42.8695	74.7005
33.0755	33.3390	78.9018
31.5011	60.5080	78.9008
24.5006	66.6779	79.1002
28.0337	70.5304	76.4009
30.6007	56.3793	75.3006
30.7755	62.3069	79.6015
26.9001	51.6574	78.7004
27.1009	52.0338	77.3018
29.7114	65.0000	75.9000
31.2005	64.4439	76.1004

Se realizará un análisis de varianza, con el fin de saber si los porcentajes promedio de los tres tratamientos son diferentes estadísticamente.

La hipótesis que se quiere probar es:

$$Ho: \mu 1 = \mu 2 = \mu 3$$

contra

$$Ha: \mu_i \neq \mu_j$$ para al menos un par i,j

siendo $\mu 1, \mu 2, \mu 3$ los porcentajes promedio para los tratamientos de Laguna, Filtro y propuesta respectivamente.

RESULTADOS DEL ANÁLISIS

Estadísticas básicas

Nivel del factor	n	Media	Desv. Estandar
DBOLAGUNA	22	28.580	2.450
DBOFILTRO	22	57.997	12.389
DBOPROPUESTA	22	78.198	2.912

ANALISIS DE VARIANZA

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Fo	P
Factor	2	27393.1	13696.5	244.64	0.0
Error	63	3527.2	56.0		
Total	65	30920.2			

De los resultados anteriores, el valor de P=0. es la probabilidad de rechazar *Ho*, cuando es verdadera. Indica que la hipótesis nula, *Ho*, es rechazada sin temor a equivocarse. Por lo tanto, sí hay diferencia significativa entre los porcentajes promedio de los tres tratamientos.

Efectos estimados de los tratamientos son:

$\mu=54.92$	promedio total
$T1=28.58-5492=-26.3$	efecto de laguna de oxidación
$T2=57.99-54.9=3..07$	efecto de filtro biológico
$T3=78.198-54.92=23.27$	efecto de propuesta

El hecho de que T3 es mayor que T1 y T2 significa que en promedio el porcentaje de DBO retenido es mejor en la propuesta que en filtro o laguna.

Además, como T1 es menor que cero, esto indica que el porcentaje retenido es menor que el promedio total.

La figura 6.2 nos muestra el análisis para cada uno de los tratamientos mediante una grafica de puntos.

Luego se analizó cada uno de los tratamientos, mediante una gráfica de puntos.

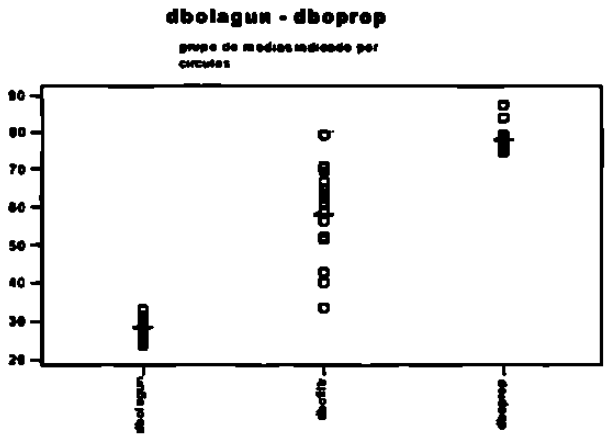


Figura 6.2 Gráfica de puntos que muestra el análisis del porcentaje de DBO retenido por cada tratamiento.

En la figura 6.2 se observa que cuando una muestra de agua se hace pasar por la combinación de laguna y filtro, se obtienen mejores resultados que cuando solo se hace pasar por la laguna o por el filtro.

También se observa que hay poca variabilidad en los porcentajes de materia que retiene la laguna de oxidación (2.450) ; esto indica que, por lo general, retiene la misma cantidad de materia orgánica, no así el filtro , ya que hay mucha variabilidad (12.389) en el porcentaje de materia que retiene.

El análisis que se realizó es suficiente para decidir que el mejor resultado se obtiene cuando el agua se hace pasar por la combinación propuesta.

6.3.3 Análisis de los datos de Demanda Química de Oxigeno

Los siguientes datos corresponden a los porcentajes de demanda química de oxigeno (DQO), retenidos por cada uno de los tratamientos, obteniendo 22 muestras por tratamiento.

Tabla 6.3 Porcentaje en mg/L de demanda química de oxigeno (DQO) retenidos

DQOlaguna	DQOfiltro	DQOpropuesta
29.0003	57.1420	83.1492
32.8004	32.2908	82.1420
6.3565	53.3333	71.0016
23.8760	58.5251	71.5004
15.2069	90.4199	75.0007
34.2996	68.8889	71.0007
16.9237	61.1139	70.0003
29.9000	50.8204	71.5005
31.6997	76.0571	74.0001
30.5997	61.9056	72.7004
27.5447	48.0060	70.0008
26.9897	54.8427	70.5003
28.4066	42.4221	75.0003
26.1946	50.0028	73.7002
13.8478	14.4356	72.9008
15.1112	62.5033	72.1004
24.0049	45.4556	71.6014
17.6727	50.0000	68.6005
19.3006	33.3599	69.1001
30.3147	33.3353	71.7004
18.7223	33.3391	71.4005
13.6726	40.0082	75.6074

Se realizó un análisis de varianza, con el fin de saber si los porcentajes promedio de los tres tratamientos son diferentes estadísticamente.

La hipótesis que se quiere probar es:

$$Ho : \mu 1 = \mu 2 = \mu 3$$

contra

$Ha: \mu_i \neq \mu_j$ para al menos un par i,j

en donde $\mu 1, \mu 2, \mu 3$ son los porcentajes promedio para los tratamientos de Laguna, Filtro y propuesta respectivamente.

RESULTADOS DEL ANALISIS

Estadísticas básicas

Nivel del factor	n	Media	Desv. Estándar
STDLAGUNA	22	23.29	7.68
STDFILTRO	22	50.83	16.66
STDPROPUESTA	22	72.92	3.66

ANALISIS DE VARIANZA

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Fo	P
Factor	2	27198	13599	116.61	0.0
Error	63	7347	117		
Total	65	3454.5			

De los resultados anteriores, el valor de P=0., es la probabilidad de rechazar *Ho*, cuando es verdadera. Esto indica que la hipótesis nula, *Ho*, es rechazada para cualquier valores de alfa, sin temor a equivocarse. Por lo tanto, sí hay dierencia significativa entre los porcentajes promedio de los tres tratamientos.

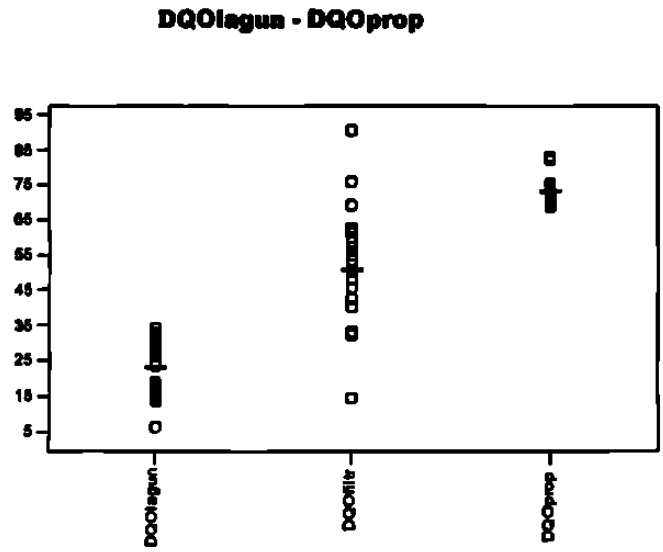
efectos estimados de los tratamientos

$\mu=49.01$	promedio total
$T1=23.29-49.01=-25.72$	efecto de laguna de oxidación
$T2=56.83-49.01=7.82$	efecto de filtro biológico
$T3=72.92-49.01=23.91$	efecto de propuesta

El hecho de que T3 es mayor que T1 y T2 significa que, en promedio, el porcentaje de DQO retenido es mejor en la propuesta que en filtro o laguna.

Además, como T1 es menor que cero, esto indica que el porcentaje retenido es menor que el promedio total .

La figura 6.3 presenta el análisis del porcentaje de retención de la Demanda Química de Oxigeno, mediante una gráfica de puntos.



La figura 6.3 Análisis de datos, mediante grafica de puntos.

En la figura 6.3 se observa que cuando una muestra de agua se hace pasar por la combinación de laguna y filtro, se obtienen mejores resultados que cuando solo se hace pasar por sólo la laguna o por el filtro.

También se observa que hay poca variabilidad en los porcentajes de materia que retiene la laguna de oxidación (7.68) ; esto indica que, por lo general, retiene la misma cantidad de materia organica, no así el filtro , ya que hay mucha variabilidad (16.66) en el porcentaje de materia que retiene.

El análisis que se realizó es suficiente para decidir que el mejor resultado se obtiene cuando el agua se hace pasar por la combinación propuesta .

6.3.4 Análisis de los datos de Sólidos Suspendidos Totales.

Los siguientes datos corresponden a los porcentajes de sólidos suspendidos totales, retenidos para cada uno de los tratamientos, obteniendo las 22 muestras correspondientes.

T Tabla 6.4 Porcentaje en mg/L de sólidos suspendidos totales retenidos

SSTlaguna	SSTfiltro	SSTpropuesta
-100.000	32.7609	19.5833
82.857	6.2441	31.5517
3.500	36.1111	20.2073
6.897	51.3514	7.0370
4.167	43.7500	8.6957
4.118	62.3710	24.5399
8.947	6.6667	20.2312
2.848	12.0000	-13.9655
2.041	-21.4815	14.5833
2.901	-1.3333	2.7423
6.926	53.6842	6.9767
-18.182	29.6000	18.0769
3.631	23.4783	16.8116
10.000	24.7059	1.6667
2.778	69.6552	6.8571
9.341	*	13.0303
6.977	4.0000	17.5000
3.333	38.0645	11.8966
-3.448	22.5000	5.6000
-100.000	4.7619	7.2500
2.718	65.9259	8.8235
-5.310	16.6667	11.9748

Se realizó un análisis de varianza, con el fin de saber si los porcentajes promedio de los tres tratamientos son diferentes estadísticamente.

La hipótesis que se quiere probar es:

$$Ho : \mu 1 = \mu 2 = \mu 3$$

contra

$$Ha : \mu_i \neq \mu_j \quad \text{para al menos un par } i,j$$

siendo $\mu 1, \mu 2, \mu 3$ los porcentajes promedio para los tratamientos de Laguna, Filtro y propuesta respectivamente.

RESULTADOS DEL ANALISIS S

Estísticas básicas

Nivel del factor	n	Media	Desv. Estándar
SSTLAGUNA	22	-2.86	36.24
SSTFILTRO	21	27.69	24.29
SSTPROPUESTA	22	11.89	9.40

ANALISIS DE VARIANZA

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Fo	P
Factor	2	10029	5014	7.54	0.001
Error	62	41229	665		
Total	64	51258			

De los resultados anteriores, el valor de P=0.001 es la probabilidad de rechazar *Ho*, cuando es verdadera. Indica que la hipótesis nula, *Ho*, es rechazada, sin temor a equivocarse. Por lo tanto, sí hay diferencia significativa entre los porcentajes promedio de los tres tratamientos.

efectos estimados de los tratamientos

$\mu=12.24$	promedio total
$T1=-2.86-12.24=-15.1$	efecto de laguna de oxidación
$T2=27.09-12.24=15.45$	efecto de filtro biológico
$T3=11.89-12.24=-.031$	efecto de propuesta

Como T2 es mayor que T1 y T3 significa que en promedio el porcentaje de SST retenido es mejor en el filtro que en la propuesta o laguna.

Además, como T1 y T3 son menores que cero, esto indica que el porcentaje retenido es menor que el promedio total .

Luego se analizó cada uno de los tratamientos, mediante una gráfica de puntos

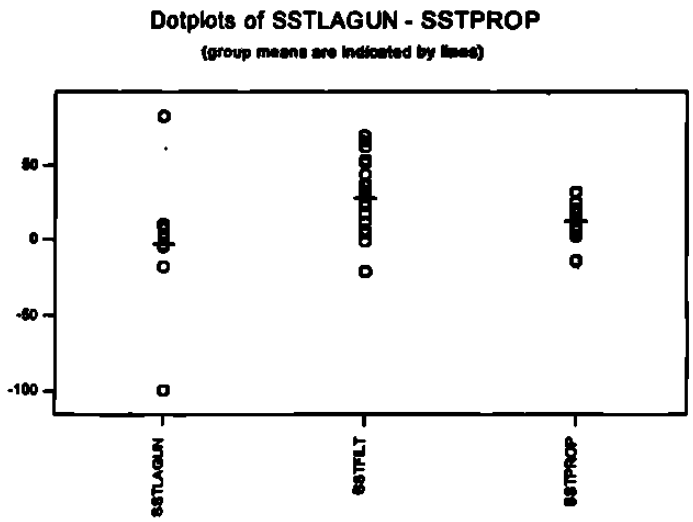


Figura 6.4 porcentaje de retención de sólidos suspendidos totales de cada uno de los tratamientos.

En la figura 6.4 se observa que cuando una muestra de agua se hace pasar por el filtro, se obtienen mejores resultados que cuando se hace pasar sólo por la laguna o por la propuesta.

También se observa que hay poca variabilidad en los porcentajes de la propuesta (9.40) ; esto indica que, por lo general, retiene la misma cantidad de SST, no así la laguna , ya que hay mucha variabilidad (36.24) en el porcentaje de materia que retiene.

El análisis que se realizó es suficiente para decidir que el mejor resultado se obtiene cuando el agua se hace pasar por el filtro biológico.

6.3.5 Análisis de los datos de parámetro de Grasas y Aceites.

Los siguientes datos corresponden a los porcentajes de grasas y aceites (GYA) retenidos para cada uno de los tratamientos. Obteniendo el numero de 22 muestras correspondientes.

Tabla 6.5 PoPorcentajen mg/L de grasas y aceites (GYA) retenidos

GYAlaguna	GYAfiltro	GYApropuesta
73.2011	7.9845	58.1387
44.1965	15.4629	37.7111
6.4440	71.6961	53.9892
3.5653	58.4200	52.0852
5.0035	40.7818	66.5018
9.1845	-19.5817	42.2648
5.5814	*	31.1921
41.8893	*	49.5773
14.4992	-21.4286	58.5187
8.7427	19.9526	45.6204
20.5682	*	56.1755
35.1322	27.2727	53.3113
34.9433	18.7030	52.7361
25.9165	34.0797	59.7547
27.9726	28.6662	58.8672
45.5363	18.1080	53.8838
30.3571	54.5138	47.7120
41.7473	47.8881	59.4447
34.7638	-6.8954	56.6919
33.3333	44.7368	62.5167
37.2845	4.6862	63.6082
49.6994	29.3164	52.1713

Se realizó un análisis de varianza, con el fin de saber si los porcentajes promedio de los tres tratamientos son diferentes estadísticamente.

La hipótesis que se quiere probar es:

$$Ho : \mu 1 = \mu 2 = \mu 3$$

contra

$Ha : \mu_i \neq \mu_j$ para al menos un par i,j.

En donde $\mu 1, \mu 2, \mu 3$ son los porcentajes promedio para los tratamientos de Laguna, Filtro y propuesta respectivamente.

RESULTADOS DEL ANÁLISIS

Estadísticas básicas

Nivel del factor	n	Media	Desv. Estándar
GYALAGUNA	22	28.62	17.97
GYAFILTRO	19	24.97	25.29
GYAPROPUESTA	22	53.29	8.47

ANALISIS DE VARIANZA

Fuente	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Cuadrados medios	Fo	P
Factor	2	10091	5046	15.28	0.00
Error	60	19807	330		
Total	62	29898			

De los resultados anteriores, el valor de P=0.00 es la probabilidad de rechazar *Ho,* cuando es verdadera. Indica que la hipótesis nula, *Ho,* es rechazada, sin temor a equivocarse. Por lo tanto, sí hay diferencia significativa entre los porcentajes promedio de los tres tratamientos.

efectos estimados de los tratamientos

$\mu=35.62$	promedio total
$T1=28.62-35.62$	efecto de laguna de oxidación
$T2=24.97-35.62-10.65$	efecto de filtro biológico
$T3=53.29-35.62 \quad =17.67$	efecto de propuesta

El hecho de que T3 es mayor que T1 y T2 significa que en promedio el porcentaje de GYA retenido es mejor en el filtro que en la propuesta o laguna.

Además como T1 y T2 son menores que cero, esto indica que el porcentaje retenido es menor que el promedio total .

Luego se analizó cada uno de los tratamientos mediante una gráfica de puntos

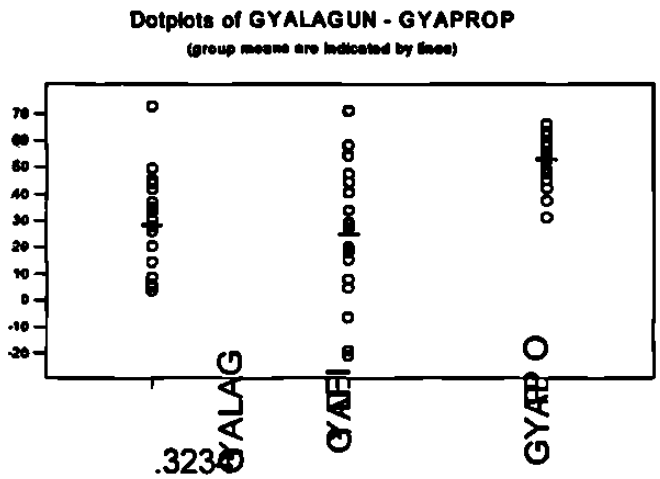


Figura 6.5 Análisis del porcentaje de Grasa y Aceites retenidos por cada tratamiento por gráfica de puntos.

En la figura 6.5 se observa que cuando una muestra de agua se hace pasar por la combinación de laguna y filtro, se obtienen mejores resultados que cuando sólo se hace pasar por la laguna o por el filtro.

También se observa que el filtro , tiene mucha variabilidad (25.29) en el porcentaje de materia que retiene.

El análisis que se realizó es suficiente para decidir que el mejor resultado se obtiene cuando el agua se hace pasar por la combinación propuesta.

En las figuras 6.6, 6.7, y 6.8 se encuentran los porcentajes retenidos de Sólidos Suspendidos Totales, Demanda Bioquímica de Oxígeno y Demanda Química de oxígeno, respectivamente, por cada tratamiento analizado. Siendo estos parámetros los más representativos para observar la eficiencia de un sistema de tratamiento de aguas residuales.

PROPUEST	LAGUNA	FILTRO
74.9	27.4	70.83
78.2	25	60.94
77.4	29	59.09
87.3	28	33.35
83.9	31.45	79.16
79	30	51.79
78.4	25.5	63.4
79.5	29.3	69.38
77.4	28.6	40
75.2	27.9	70.83
78.2	29.1	51.38
78.9	23.8	42.86
74.7	33	19.78
78.9	31.5	60.5
79.1	24.5	66.67
76.4	28.4	70.53
75.3	30.6	56.37
79.6	30.7	62.3
78.7	26.9	51.65
77.3	27.1	52.03
75.9	29.71	65
76.1	31.2	64.44

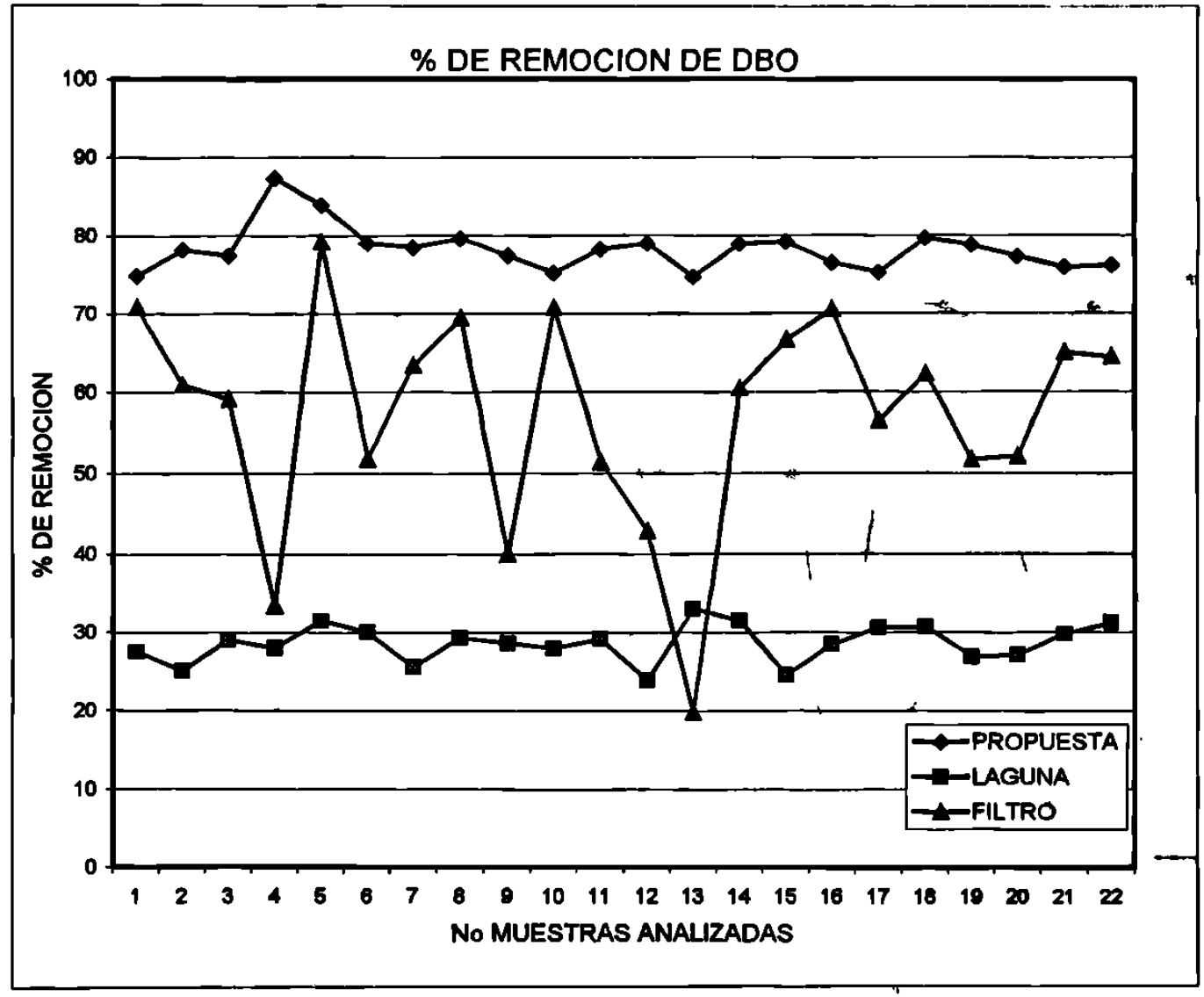


figura 6.6 Porcentajes de DBO retenidos por los diferentes tratamientos analizados.

PROPUEST	LAGUNA	FILTRO
83.14	29	57.14
82.14	32.8	32.25
71	6.35	53.33
71.5	23.87	58.52
75	15.2	90.41
71	34.29	68.88
70	16.92	61.11
71.5	29.89	50.82
74	31.69	76.05
72.7	30.59	61.9
70	27.49	48
70.5	26.98	54.84
75	28.4	42.42
73.7	26.19	50
72.9	13.84	14.43
72.1	15.11	62.5
71.6	24	45.45
68.6	17.67	50
69.1	19.3	33.33
71.7	30.31	33.33
71.4	18.72	33.33
75.6	13.67	40

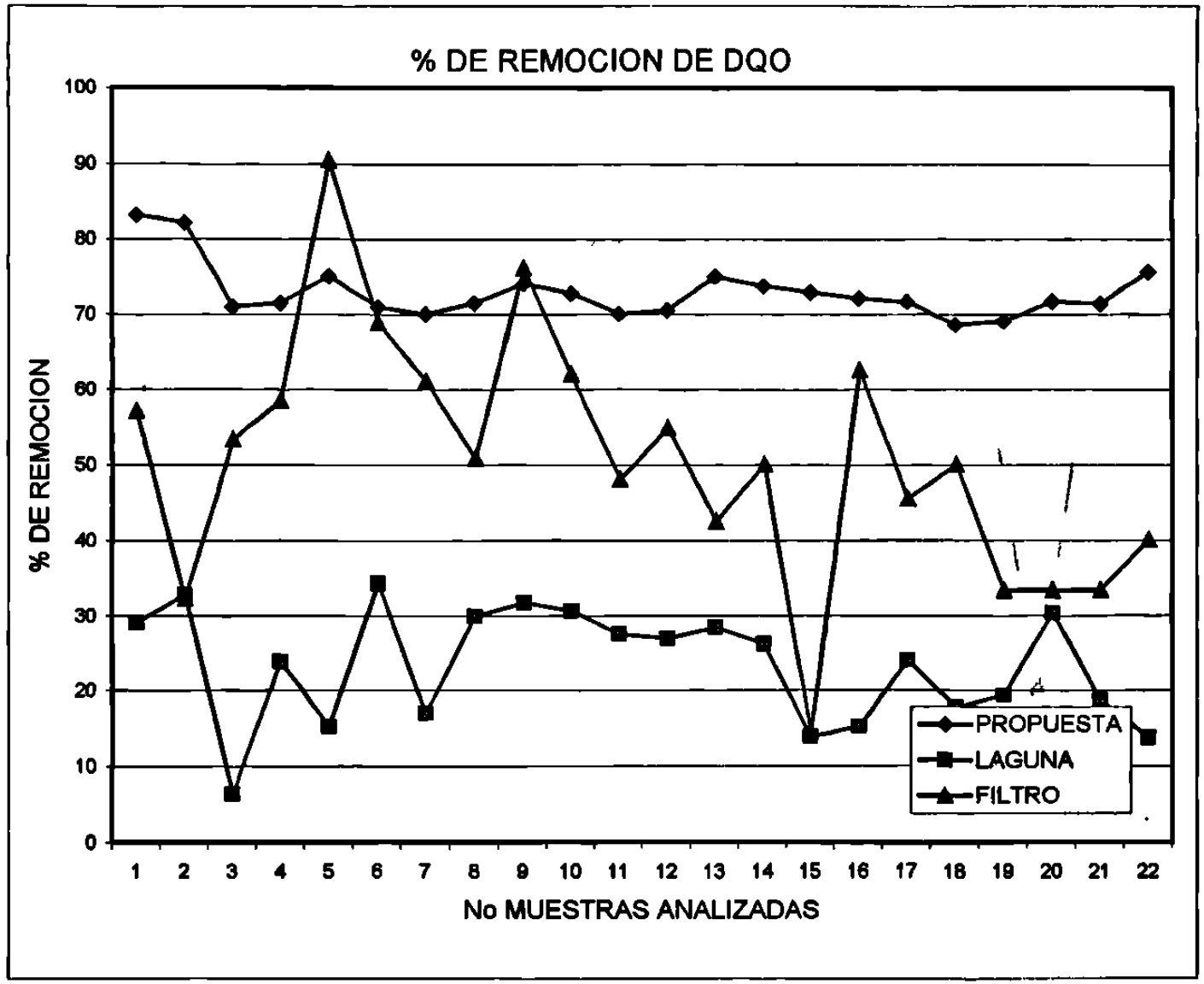


Figura 6.7 Porcentajes de remoción de DQO por los tratamientos analizados.

PROPUEST	LAGUNA	FILTRO
19.5	-100	32.76
31.55	82.85	6.24
20.2	3.5	36.11
7.03	6.89	51.35
8.69	4.16	43.75
24.53	4.11	62.37
20.23	8.94	6.66
3.27	2.84	12
14.58	2.04	-21.48
2.74	2.9	-1.33
6.97	6.92	53.68
18	-18.18	29.6
16.81	3.63	23.47
1.66	10	24.7
6.85	2.77	69.65
13.03	9.34	
17.5	6.97	4
11.89	3.33	38.06
5.6	-3.44	22.5
7.25	-100	4.76
8.82	2.71	65.92
11.97	-5.3	16.66

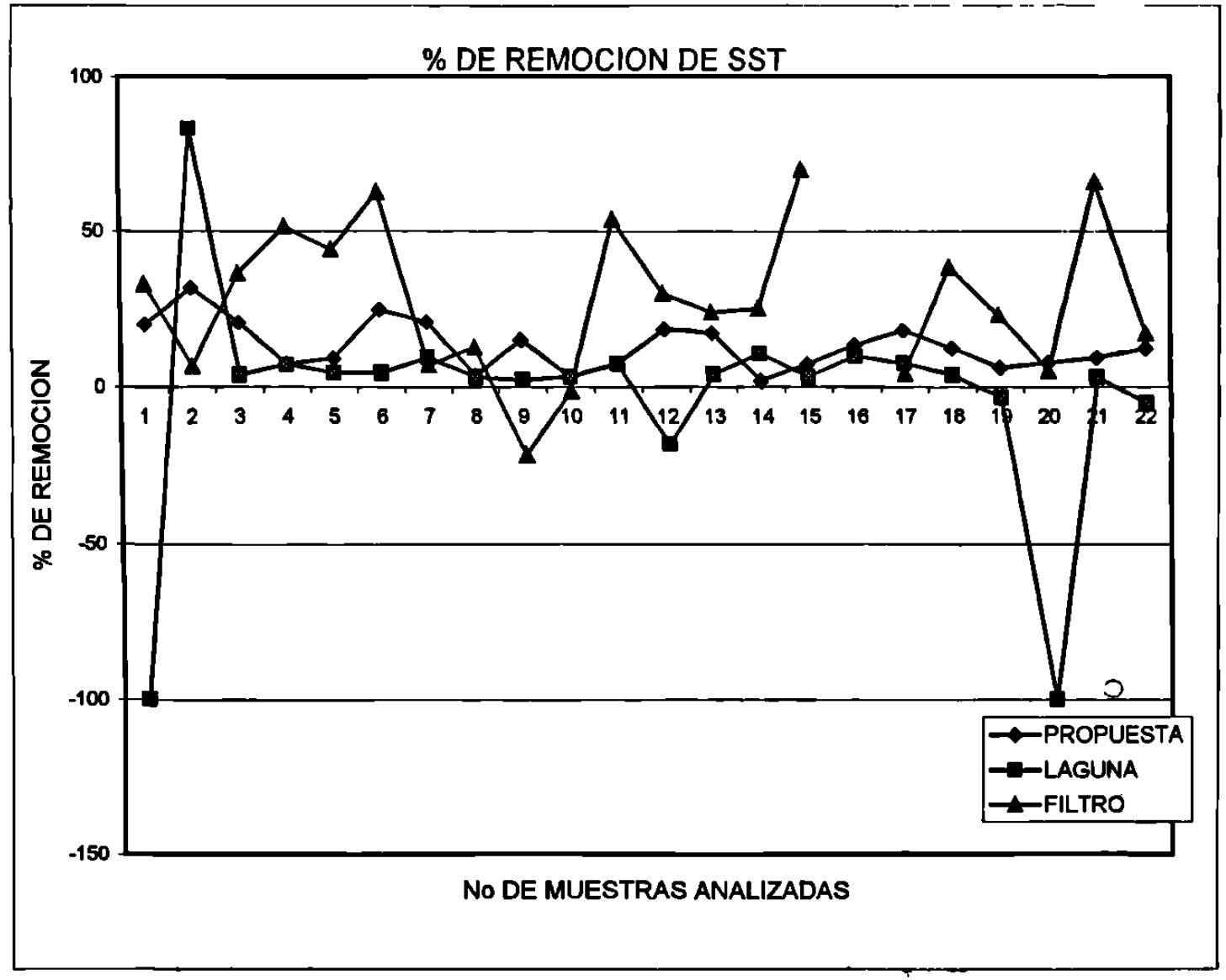


Figura 6.8 Porcentajes de remoción de Sólidos Suspendidos Totales por los tres Tratamientos.

CAPITULO 7
DIMENSIONAMIENTO DE UN FILTRO BIOLÓGICO

Con la finalidad de mejorar la calidad del efluente de la laguna de estabilización, ubicada en el municipio de Ixtacuixtla, Tlaxcala; la cual fue objeto de este trabajo, a continuación se calculará el dimensionamiento del filtro biológico que será necesario instalar para aumentar la eficiencia de dicha laguna.

Los datos de proyecto de la laguna, en que nos basaremos serán:

Gasto de proyecto = Q = 55 Lps
Demanda bioquímica de Oxígeno a los cinco días = DBO_5 = 670 mg/L
En donde;
670 mg/L = 3183.9 kg/día de DBO

7.1 Volumen de material filtrante

Considerando que los filtros que utilizan medios filtrantes sintéticos, como es nuestro caso, son catalogados como filtros biológicos de muy alta carga orgánica, se establece que la carga orgánica será de 5 $kg.m^3$/día, lo que ayuda a calcular el volumen de material filtrante necesario para cubrir esta demanda.

Volumen de material filtrante = (3183.9 kg/día) / (5 $kg.m^3$/día)

Volumen de material filtrante = 636.8 m^3

Si se tratase de un cuerpo geométrico cúbico, las dimensiones de éste serían:

Volumen de un cubo = a^3 , donde a = longitud de la arista

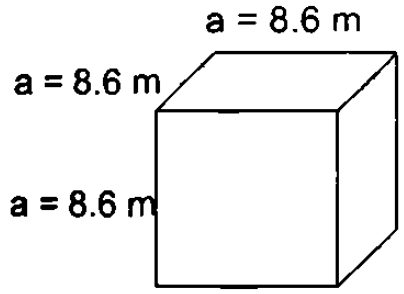
$$V = 636.8m^3$$

$$a = \sqrt[3]{V}$$

$$a = \sqrt[3]{636.8\ m^3}$$

$$a = 8.6\ m$$

Lo que nos daria como resultado un cuerpo geométrico de las siguientes dimensiones:



Pero como la mayoría de los filtros biológicos son cilindricos, además de que esta forma geométrica nos ayuda a distribuir más fácilmente el agua residual, entonces:

7.2 Diámetro del filtro

Volumen del cilindro = $\pi r^2 h$

Donde :

r = radio, en metros

h = altura, en metros

$V = 636.8\ m^3$

h = 6 m (longitud de los tubos de PVC comercial); la altura recomendada por la bibliografia es de 4.5 a 12 m de profundidad para este tipo de filtros.

Despejamos r, para encontrar el diámetro del filtro

$$r = \sqrt[2]{V / (\pi h)}$$

$$r = \sqrt[2]{(636.8\ m^3 / (3.1416 \times 6.0\ m)}$$

$$r = \sqrt[2]{33.8\ m^3}$$

$$r = 5.8\ m$$

De ahí se calcula el diámetro

$$\text{Diámetro} = 2\ r$$

$$D = 2(5.8\ m)$$

D = 11.6 m, el cual puede quedar en 12 m, por espacio de ventilación

Entonces se tienen ya los siguientes datos:

Volumen de material filtrante = 636.8 m^3

Diámetro = 12 m

Altura del material filtrante = 6 m

Dejando un falso fondo de 0.50 m y un bordo libre de 0.50 m, se tendría, al final, una altura total de 7.0 m.

7.3 Consideraciones prácticas

El material filtrante o de relleno del filtro biológico será PVC sanitario, disponible en diferentes diámetros, resistente y económico. Los diámetros considerados seran 4", 3", 2" y 1½ ". La altura del filtro está sujeta a la longitud de los tubos de PVC en el mercado; estos, generalmente, se venden con una longitud de 6.0 m. Dichos tubos serán colocados concentricamente, iniciando los tubos de 4", posteriormente los de 3", después los de 2" y finalmente los de 1½ ".

Por prácticas anteriores se sabe que en 1 m^3 caben 12 tubos de 4" , por lo que entonces se necesitan 7642 tubos de 4" para cubrir el volumen del filtro y, en total, se necesitarían 30568 tubos de los diferentes diámetros. El área superficial proporcionada por este tipo de material sería alrededor de los 180 m^2/m^3. Una vez mojado y formada la pelicula microbiana, este material tiene un peso promedio de 200 kg/m^3.

Este material deberá ser soportado sobre una cimentación de concreto, con una resistencia de 200 kg/cm^2, junto con una cadena para soportar las estructuras

de contención de las paredes del filtro, que en este caso será de lámina galvanizada, para evitar el empleo de concreto reforzado.

7.4 Sistema de bombeo

El proceso de la laguna de estabilización a tratar cuenta con un cárcamo de bombeo para elevar el agua "cruda". Como la bomba con la cual actualmente está trabajando no alcanza a cubrir la demanda, a continuación se calculará el diámetro de succión, de descarga y la potencia de la bomba, necesarios para cubrir las necesidades actuales.

$Q = 0.055\ m^3/s$

7.4.1 Diámetro de los tubos

Es importante conocer el diámetro de la tubería; tanto de succión como de descarga y, para ello, se emplearán los criterios de velocidad económica y de U.S.A.

7.4.1.1 Tubería de descarga

a) Criterio de velocidad económica $1.5 < V < 2$ m/s, se escoge **V = 1.75 m/s**

$$Q = AV$$

$$Q = 0.785\ D^2V$$

$$D = 1.13\sqrt{(Q/V)}$$

$$D_d = 1.13\sqrt{(0.055 m^3/s\ /1.75 m/s)}$$

$D_d = 0.20$ m , un diámetro aproximado a 8".

b) Criterio de U.S.A.

$$D_d = 0.9\ Q^{0.45}$$

$$D_d = 0.9(0.055 m^3/s)^{0.45}$$

D_d = 0.24 m, un diámetro aproximado de 9.6"

Por lo que se escoge para mayor comodidad, un diámetro igual a 8" (0.2032 m) y se ajusta la velocidad de descarga.

$$D_d = 8" = 0.2032 \text{ m}$$

$$A_d = 0.785D^2$$

$$A_d = 0.785(.2032 \text{ m})^2$$

$$A_d = 0.0325 \text{ m}^2$$

$$V_d = Q/Ad$$

$$V_d = 0.055 \text{ m}^3/s / 0.0324 \text{ m}^2$$

$$V_d = 1.7 \text{ m/s}$$

7.4.1.2 Tubería de succión.

a) Criterio de velocidad económica; 0.5< V < 1 m/s, se escoge V = 0.75 m/s

$$D_s = 1.13 \sqrt[2]{(Q/V)}$$

$$D_s = 1.13 \sqrt[2]{(0.055 m^3/s / 0.75 \text{ m/s})}$$

D_s = 0.305 m, un diámetro de 12"

$$A_s = 0.785 D^2$$

$$A_s = 0.785 (0.305m)^2$$

$$A_s = 0.0730 \text{ m}^2$$

$$V_s = Q/A$$

$$V_s = 0.055 \text{ m}^3/s / 0.0730 \text{ m}^2$$

$$V_s = 0.75 \text{ m/s}$$

7.4.2 Carga dinámica total de bombeo (H)

$$H = H_{ET} + \sum h_s + \sum h_d$$

Y haciendo Bernoulli desde el cárcamo de bombeo, hasta la altura del distribuidor del filtro, entonces se tiene:

$$H = H_{ET} + (P_2 - P_1)/\gamma + (V_2^2 - V_1^2)/2g + \Sigma h_s + \Sigma h_d$$

H_{ET} = 11 m, obtenido de planos de la laguna

7.4.2.1 Pérdidas locales y por fricción

$$\Sigma h_{Ls} = K\,(V^2/2g),\ K = 4$$

$$\Sigma h_{Ls} = 4[(0.75\ m/s)^2 / 19.6\ m/s^2]$$

$$\Sigma h_{Ls} = 0.115\ m$$

$$\Sigma h_{Ld} = k\,(V^2/2g);\ K = 7$$

$$\Sigma h_{Ld} = 7[(1.7\ m/s)^2 / 19.6\ m/s^2)]$$

$$\Sigma h_{Ld} = 1.03\ m$$

$$h_{fs} = [(Q / (.2787\ CH\ D^{2.63})]^{1.85} \times L;\ L = 4.5\ m,\ D = 0.305\ m,\ CH = 130$$

$$h_{fs} = 0.008\ m$$

$$h_{fd} = 0.142\ m;\ L = 10\ m,\ D = 0.2032m;\ CH = 130$$

por lo que :

$$H = 11m + 0.15\ m + 1.145\ m$$

$$H = 12.3\ m$$

7.4.2.2 Potencia esperada de la bomba

$$BHP = \gamma HQ / 76 n_B$$

Sustituyendo valores y con una n_B = 83 %, de acuerdo con el gasto

$$BHP = (1000\ kg/m^3 \times 12.3\ m \times 0.055\ m^3/s) / (76 \times 0.83)$$

$$BHP = 10.72\ HP$$

Pero la potencia del motor deberá ser sobrada, por tanto:

$$P_m = (BHP / n_m)\ F$$

F= factor de seguridad en motores = 1.5 para un BHP superior a 10 HP
n_m= 84 % para un valor arriba de 10 HP

P_m = (10.72/0.84) (1.15)
P_m = 14 HP

Para una mejor operación de este sistema se contará con dos unidades de bombeo: una que tomará el agua "cruda" del cárcamo de bombeo y la otra que estará recirculando el agua de la primera laguna. Es importante mencionar que los ajustes necesarios serán realizados durante la operación del sistema, con la finalidad de observar el tiempo que deberá recirculares el agua de la laguna primaria y, como el gasto de llegada no es constante, entonces quizás la bomba que toma agua "cruda" del cárcamo sea intermitente, hasta que el agua alcance cierto nivel.

En lo que se refiere al sistema de distribución, se considera el modelo típico en el cual se emplearán dos brazos distribuidores que serán impulsados por la reacción dinámica del agua residual que descarga por las boquillas. Y para cumplir con esto se tomará en cuenta que la pérdida de carga a través del distribuidor es del orden de 0.6 a 1.5 m.

El beneficio obtenido al implementar este sistema en cuanto a la calidad del efluente, es que con él la carga orgánica se ve disminuida de manera importante en las lagunas posteriores, mejorando la eficiencia de ellas.

7.4.2.3. Diagrama de Flujo

Para comprender mejor el funcionamiento de la propuesta que estamos presentando, se hace necesario mostrarlo en un diagrama de flujo:

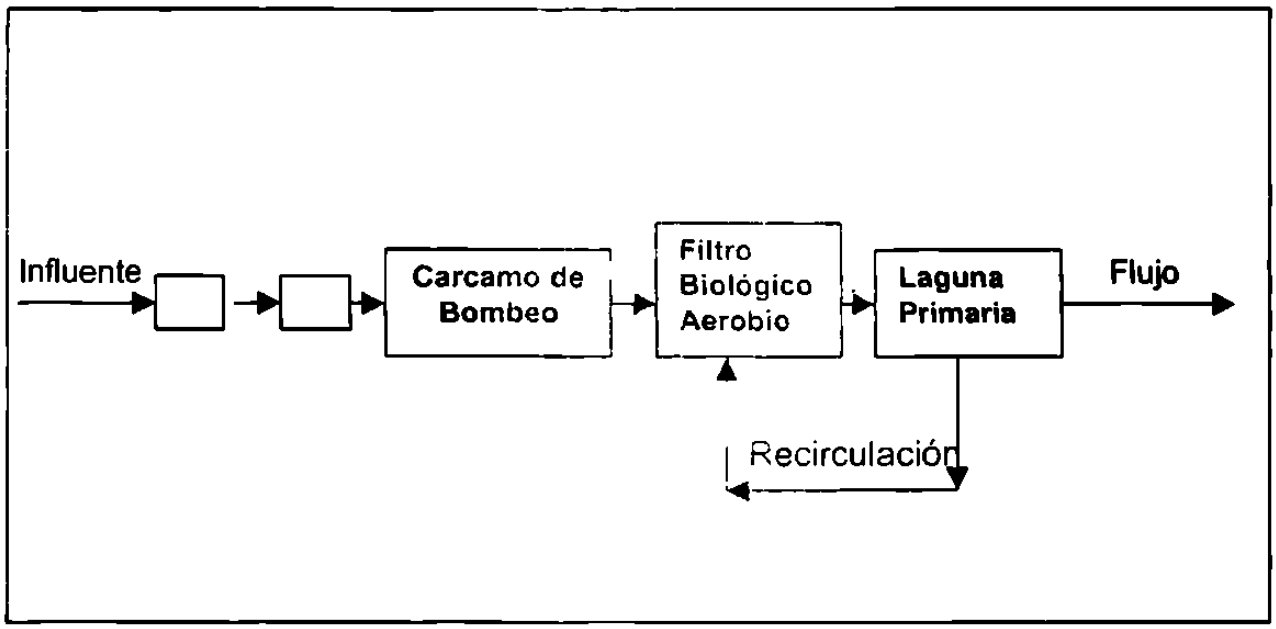


Diagrama 7.1. Diagrama de flujo de la combinación de filtros biológicos aerobios y lagunas de oxidación propuesta.

Durante el año de 1998. año en que se obtuvieron los últimos resultados para el trabajo,y de acuerdo a datos proporcionados por ÉCCAET (Empresa para el Control de la Contaminación en el Estado de Tlaxcala), se tiene los siguientes costos por tratamiento aplicado. Pero antes de proporcionar estos datos es necesario establecer las diferencias de cada tratamiento:

La planta apizaco B, cuenta con tratamiento para lodos residuales por medio de agitación mecánica y es en esta sección de la planta en donde se emplea la mayoría de equipo electromecánico, ya que los filtros biológicos trabajan por carga hidráulica, por lo que el consumo de energía eléctrica en ellos es mínima.

Los costos por personal no se consideraron porque ambas plantas emplean un trabajador por turno, un supervisor y se les realiza el mismo monitoreo, por lo que ese costo es similar en ambas.

7.4.2.4. Costos

Planta Ixtacuixtla

ASPECTO	COSTO (pesos)
OBRA CIVIL (mantenimiento de bordos, zampeado y limpieza de lagunas	$21500
EQUIPO ELECTROMECÁNICO (reparación y mantenimiento de aeradores y bombas)	$91000
PAGO ENERGIA ELECTRICA (bomba de 12 HP y 18 aeradores de 20 HP)	$260000
TOTAL	$ 372500

Dicha planta trata un gasto promedio de 38.92 Ls^{-1}, entonces tenemos un volumen anual de 126440 m^3/año, lo que nos proporciona un costo por metro cúbico de agua residual tratada de $2.94.

Planta Apizaco B (Filtros Biológicos)

ASPECTO	COSTO (pesos)
OBRA CIVIL (construcción de dos casetas de cloración)	$40000
EQUIPO ELECTROMECÁNICO (reparación y mantenimiento)	$139000
PAGO ENERGIA ELECTRICA (2 bombas, sopladores, agitador)	$18000
TOTAL	$ 359000

Esta planta trata un gasto promedio de 122 Ls^{-1}, lo que nos arroja un volumen anual de 3847392 m^3, dándonos un costo por metro cúbico tratado de $0.093.

CAPITULO 8
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Efectuando tanto el análisis matemático de los resultados obtenidos durante el muestreo, así como por sentido común, se recomienda ampliamente el empleo de filtros biológicos aerobios para aumentar la eficiencia de remoción del sustrato orgánico presente en el agua residual.

En el estado de Tlaxcala, el uso de lagunas de oxidación se halla ampliamente distribuido, para dar tratamiento al agua negra de tipo municipal, antes de evacuarla a los cuerpos receptores.

Por el simple hecho de su bajo o nulo costo de operación, y durante los primeros años de operación, la eficiencia para tratar esta agua es acorde a lo establecido en las Normas Oficiales Mexicanas, en cuanto a los límites máximos permitidos para la descarga a cuerpos receptores; no así para reutilizarse en riego agrícola. Sin embargo, al ir creciendo la población y la instalación de servicio de alcantarillado, esta eficiencia irá decreciendo, lo que lleva a las autoridades que operan estas unidades de tratamiento a instalar aeradores supericiales, incrementando con ello el costo de tratamiento de dicha agua por el alto consumno de energía eléctrica empleada para mantener agitado el gran volumen de agua contenido en las lagunas.

Con la finalidad de mejorar la calidad de estos efluentes a un costo más bajo, se propone la instalación y puesta en marcha de filtros biológicos o percoladores, dependiendo del área necesaria y con solamente una o dos bombas para elevar el agua, permitiendo que ésta atraviese por gravedad el material filtrante y de esta forma se lleve a cabo el intercambio de gases necesario para estabilizar la materia orgánica.

Este filtro será instalado antes de la primera laguna de oxidación, para que ésta tenga la función de un cárcamo de bombeo y una vez que el agua "cruda" pase a traves del filtro, sean contenidas las materias correspondientes en la primera laguna de donde, dependiendo del volumen que llegue a la planta, se podrá recircular una porción tomándola de la primera laguna, para aumentar la concentración de oxigeno disuelto en la primera, el cual será proporcionado unicamente por el filtro biológico. Posteriormente, el agua será enviada a los otros estanques de estabilización, para eliminar parásitos o para ser empleada para alguna actividad acuícola.

Aunado a lo anterior, quizá sea la pauta para que los municipios que todavía no cuenten con planta de tratamiento, se interesen por esta propuesta y que de esta forma instalen y operen una planta que ocupe menos espacio y proporcione una buena calidad del agua tratada, a un costo bajo y que además sea de fácil operación.

Esto es solo un pequeño paso para resolver el problema que existe en el estado de Tlaxcala, en cuanto a la evacuación y tratamiento del agua residuales, pero es muy importante que las autoridades encargadas de esta actividad cuenten con una base sólida para dar solución a este problema que aqueja a todos los poblados de la región.

BIBLIOGRAFIA

1. YAÑEZ, Cossio Fabian. 1993. Lagunas de **Estabilización , teoria, diseño, evaluacion y mantenimiento**. Empresa Pública de Teléfonos, Agua Potable y Alcantarillado de Cuenca. Ecuador.
2. METCALF & EDDY. 1994. **Ingenieria Sanitaria, tratamiento, evacuación y reutilización de Aguas Residuales**. Grupo Editor Quinto Centenario. Colombia.
3. ECKENFELDER, W. W. & O'Connor, D. J. 1960. " Treatmente of Organic Wastes in Aerated Lagoons". Water Pollution Control Federation, vol 32:4, p.365.
4. Mc KINNEY, R. E. 6 Edde, H. 1961. " Aerated Lagoons for Suburban Sewage Disposal Water Pollution Control Federation, vol. 33:12, p. 1227.
5. HURWITZ, E. 1963. " Conve tion of a Aerated Lagoon Extends Pond's Life". Water and Sewage Works. vol 110:10. p. 1227.
6. Mc KINNEY, R. E. & Benjes, H, H, Jr. 1965. "Evaluation of two Aerated Lagoons" Journal of the Sanitary Engineering Division, ASCE, vol. 91:SA6, p. 43.
7. THIMSEN, D. G. 1965. " Biological Treatment in Aerated Lagoons: Theory and practice". Paper presented at the 12th Annual Wastes Engineering Conference, University of Minnesota.
8. SAWYER, C.N.. 1968. "New Concepts in Aerated Lagoons Desing and Operation". Advances in Water Quality Improvements. Water Resources Symposium No 1, University of Texas, Austin Texas.
9. Mc KINNEY, R. E. 1968. "Overloaded Oxidation Ponds, two Case Histories" Water Pollution Control Federation, vol 40:1, p. 49.
10. MARAIS, G. V. & Ekama. G. A. 1980 " Aerated Lagoons". Unpublished Report, University of Cape Town. South Africa.
11. ELLIS, K.V. 1979. "The Biological Treatment of organic Industrial Wastewaters". Effluente and Water treatment journal, july 1979, p. 359.

12. FEACHMEN, R., Mc Garry M & Mara, D. D. 1977. **Water, wastes and health in Hot Climates**. Whiley & Sons.

13. OSWALD, W. J. 1968. "Advances in anaerobic pond system desing". Advances in water qyuality improvement. Water Resources Symposium No1, p. 409. University of Texas, Austin

14. GLOYNA, E.F. 1973. Estanques de Estabilización de Aguas Residuales. Organización Mundial de la Salud. Serie de Monografías No 60.

15. GLOYNA, E.F. 1966. Waste stabilization **pond concepts and experiences**. WHO/Waste Disposal Document 1.65.

16. SHUVAL, H.I., Adin, A.. Fattal, B., Rawitz, E., & Yekutiel, P. 1986. **Wastewater Irrigation** in Developing Countries. World Bank Technical Pater No51.

17. CALDWELL,D.M. 1946. "Sewage Oxidation Ponds performances, Operation and desing". Sewage Works Journal vol. 18:5, p. 433.

18. MESS, Q.M. & Hensley, J.R.. s.d. " Survival of Pathogens in Sewage Stabilization Ponds: Final Report". Tucson. University of arizona, College of Engineering, Engineering research Laboratories.

19. CUBILLOS, A. 1976. Principios de Estabilización Biológica y Lagunas de Estabilización. Centro Interamericano de desarrollo Integral de aguas y Tierras, Merida, Venezuela.

20. RAMAN, A., Varadarajan, A B , Munichami, M. & Venkataswamy, R. 1972. "Studies on Facultative Sewage Lagoons at Kodungaiyur, Madrs". Proceeding of the Symposium on Low Cost Waste Treatment, p. 27. Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, India.

21. BOKIL, S.D. & Agrawal, G.D 1977. "Stratification in Laboratory Simulations of Shallow Stabilization Ponds". Water Research, vol. 110:11, p. 1025.

22. MERON, A., et al. 1965. "Quality Changes as a Function of Detention Time in Wastewater Stabilization Ponds" Journal WPCF, vol. 37:2, p. 1657

23. KEENAN, J.D. 1973. "Response of Anabaena to pH, Carbon and Phosphorus". Journal Environmental Engineering Division, ASCE, vol.99:EE5, p. 607.

24. HODGSON, H.T. 1964. "Stabilization Ponds for Small African Urban Area". Journal WPCF, vol.36:1, p 51.

25. McGARRY, M.G. 1970. The treatment of **Sewage for Production of Protein through the** Mass Culture of **Algae. S.l.** Asian Institute of Technology.

26. OSWALD, W.J. & Gotaas. H.B 1957. "Photosynthesis in Sewage treatment". Transactions ASCE. vol 122, p. 73.

27. KHARKAR, C.B. Venkatesa T L . & Tiwari, A.R. 1972. "Review of Performance of the Stabilization Ponds al Bhilai". Proceedings of Symposium on Low Cost Waste Treatmente, p. 70. Central Public Health Engineering Research Institute. Nagpur, India.

28. OSWALD, W.J. s.d. A Syllabus on waste Pond Fundamentals. Berkeley, University of California.

29. BOKIL, S.D. & Agrawa , G.D. 1977. " Stratification in Laboratory Simulations of Shallow Stabilization Ponds". Water Research, vol. 110:11, p.1025.

30. CHIANG, W.W., Meron, A. & Gloyna, E.F. 1970. **Biodegradation in Waste Stabilization Ponds**. Center for research in Water Resources. Technical Report CRWR-74. University of Texas, Austin.

31. HUTCHINSON, E. 1975 A Treatise on Limnology. Vol. 1 part 1; Geography and Physics of Lakes . New York, John Wiley & Sons.

32. AGUIRRE, J. & Gloyna, E. 1970 "Desing guides for biological wastewater treatment procecess: waste stabilization pond performance". Center for Research in Water Resources, Technical Report No CRWR-77, The Univesity of texas, Austin, Texas.

33. OSWALD, W.J., Meron , A & Zabat. M. 1970. " Designing Waste Ponds to meet Water Quality Criteria. Proceeding International Symposium for waste Treatment lagoons, Kansas City. Missouri.

34. FOLKMAN, Y., & Watchs, A M 1973. " Nitrogen Removal Through Ammonia Release from Holding Ponds". Advances in water Pollution Research, Proc. Of the 6th International Conference. Pergamont Press, London, England.

35. FERRARA, R.A. & Harleman, D.R.F. 1980. "Dynamic Nutrient Cycle Model for Waste Stabilization Ponds" Proc A.S C.E., 106:ee1, p.37.

36. PANO, A. & Middlebrooks. E.J 1982. " Ammonia-N Removal in WSP", Journal W.P.C.F., 54:4, p. 344

37. MATTEW, F.L. & Harms L.L 1969 Sodium absorption ratio influence on stabilization ponds sealing" Water Pollution Control Federation Journal, 41(11): R383, Nov. 1969

38. SAENZ, R. 1958. Tratamiento de Desechos por Medio de lagunas de estabilización. Ministerios de Salubirdad Pública (SCISP), Costa Rica.

39. SAENZ, R. 1975. Diseño de lagunas de Estabilización. Publicado en el Manual del Curso sobre Lagunas de estabilización y Zanjas de oxidación. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá Colombia.

40. YAÑEZ, F. 1980. " Evaluation of the San Juan Stabilization Ponds, Final Research Report of the First Phase" Pan American center for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS), Lima, Peru.

41. FEACHEM, R.G., Bradley D.J., Garelick, H. & Mara, D.D. 1980. "Health Aspects of Excreta and Sullage Management: A State of the Art Review". Appropriate Technology for Water Supply and sanitation, volume 3. The World Bank.

42. WORLS HEALTH ORGANIZATION 1973. " Reuse of Effluents: Methods of Wastewater Treatment and Health Safeguards". Report of a WHO Meeting of experts. WHO Technical report series No. 517.

43. DIARIO OFICIAL DE LA FEDERACION DEL GOBIERNO DEL ESTADOM DE TLAXCALA, Tlaxcala de X. a 2 de agosto de 1985.

44. INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA , GEOGRAFÍA E INFORMATICA. Tlaxcala Contec de Población y Vivienda 1995. Resultados Definitivos. Tabulados básicos.

45. COORDINACIÓN GENERAL DE ECOLOGÍA. Empresaas para el control de la contaminación del Agua en el estado de Tlaxcala; Dirección General.

46. MARA, D.D. & Cairnecross, S. S (1988). Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in Agricultura and aquaculture: measures for public health protection. WHO

47. WORLD HEALTH ORGANIZATION 1985. **Health aspects of wastewater and excreta use in Agriculture and Aquaculture. The Engelberg Report. IRCWD News, 23:11-19.**

48. WORLD HEALTH ORGANIZATION (1989). **Health Guidelines for the use of wastewater in Agriculture and Aquaculture**. WHO Techinical Report Series No. 178.

49. MARTINEZ, C. F., 1974 "Funcionamiento de lagunas de estabilización en Cuba". Trabajo presentado en el XIV Congreso de AIDIS, México, México.

50. MARTINEZ, C.F. & Pérez Rios J. 1988 "Criterios de diseño y evaluación del funcionamiento de lagunas de estabilización en Cuba" Memorias del Seminario Internacional de tratamiento de Esgotos Laguas de estabilizacao/ Proceso de lodos activados ABES/AIDIS/WPCF, Rio de Janeiro, Brazl.

51. DE LA LORIA, Soria, Federico. 1978 **Tecnicas de defensa del medio ambiente**.Ed. Labor. Impreso en España

52. FAIR, Geyer & Okun. 1990. Ingenieria sanitaria **y de aguas residuales**. Vol III y IV. Ed. Ciencia y Tecnica México

53. FAIR,Geyer y Okun. 1984 Purificación de **aguas y Tratamiento y remoción de aguas residuales** Ed. LIMUSA. México.

54. WATER ENVIRONMENT FEDERATION. 1988. **Operation, and mainteinance of trickling filters, biodisc and related processes**. MOP OM-10. Elexandria Va.

55. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, office of technology transfer. 1974 . **Process desing manual o upgrading existing wastewater treatment plants**. Washington.D.C

56. CERVANTES, Carlos, Sergio Vaca.1992."Resistencia bacteriana". Ciencia y Desarrollo. Vol.XVII ,Enero –Febrero p 86-94.

57. SECRETARIA DE DESARROLLO URBANO Y ECOLOGIA. Dirección General de prevención y Control de la Contaminación del Agua. **Operación y Mantenimiento de Filtros Biologicos** México (1985).

58. WATER ENVIRONMENT FEDERATION 1990. **Wastewater Biology: the microlife**. Alexandria. Va

59. WATER ENVIRONMENT FEDERATION 1990. **Operation of Municipal Wastewater Treatment** Plants MOP-11 Alexandria.Va.

60. MONTOMERY, C. Douglas 199[illegible] Diseño y **Análisis de Experimentos**. Grupo Editorial Iberoamérica